

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE

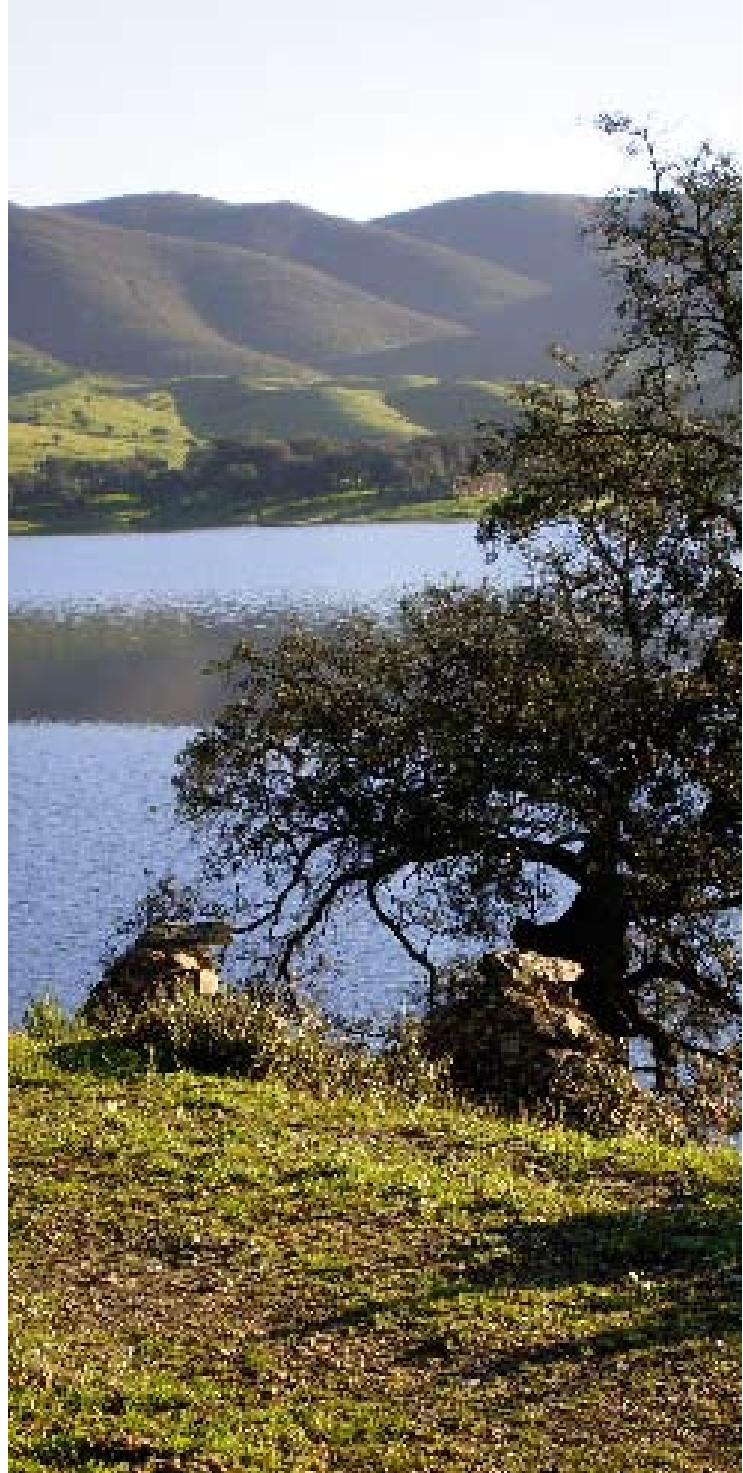
GESTIÓN CINEGÉTICA EN LOS ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS



Gestión cinegética en los ecosistemas mediterráneos

Volumen II





VOLUMEN II | GESTIÓN CINEGÉTICA EN LOS
ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS

VOLUMEN I

PRESENTACIÓN DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA.....	6
PRÓLOGO A LA OBRA.....	8
MARCO CONCEPTUAL	
Capítulo 1: INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	11
<i>Mario Sáenz de Buruaga</i>	
Capítulo 2: IMPORTANCIA DE LA CAZA EN EL DESARROLLO SUSTENTABLE Y EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	19
<i>Mario Díaz, Pablo Campos y Fernando Pulido</i>	
Capítulo 3: CALIDAD CINEGÉTICA CERTIFICADA	35
<i>Juan Mario Vargas y Juan Carranza</i>	
Capítulo 4: LEGISLACIÓN Y MARCO NORMATIVO	47
<i>Mario Sáenz de Buruaga, Felipe Canales y Miguel Ángel Campos</i>	
LA GESTIÓN CINEGÉTICA	
Capítulo 5: PLANES TÉCNICOS DE CAZA	67
<i>Mario Sáenz de Buruaga y Alejandro Onrubia</i>	
Capítulo 6: CENSOS Y ESTRUCTURA POBLACIONAL	77
<i>Fernando Ballesteros</i>	
Capítulo 7: CONTROL DE DEPREDADORES	103
<i>Pablo Ferreras</i>	
Capítulo 8: SANIDAD DE LA CAZA	129
<i>Christian Gortázar</i>	
Capítulo 9: CALIDAD GENÉTICA EN LA GESTIÓN DE LA CAZA MAYOR	151
<i>Juan Carranza</i>	
Capítulo 10: CALIDAD GENÉTICA EN ESPECIES DE CAZA MENOR	167
<i>José Antonio Dávila</i>	
Capítulo 11: REPOBLACIONES	181
<i>Jesús Duarte</i>	
Capítulo 12: GRANJAS CINEGÉTICAS	203
<i>Antonio Arenas</i>	
Capítulo 13: VIGILANCIA Y GUARDERÍA	219
<i>Felipe Canales, Mario Sáenz de Buruaga y Miguel Ángel Campos</i>	

VOLUMEN II

LA GESTIÓN EN ECOSISTEMAS ANDALUCES

Capítulo 14: LAS ÁREAS CINEGÉTICAS HOMOGÉNEAS DE ANDALUCÍA	227
<i>Paulino Fandos</i>	
1) MONTE MEDITERRÁNEO	
Capítulo 15: EL MONTE MEDITERRÁNEO. PRODUCCIÓN Y DIVERSIDAD BIOLÓGICA	243
<i>Fernando Pulido y Mario Díaz</i>	
Capítulo 16: GESTIÓN DE LA TÓRTOLA COMÚN Y LA PALOMA TORCAZ	251
<i>Gregorio Rocha, Tomás Merchán y Sebastián J. Hidalgo</i>	
Capítulo 17: GESTIÓN DEL CORZO EN ANDALUCÍA.....	287
<i>Cristina San José</i>	
Capítulo 18: GESTIÓN DEL CIERVO EN EL MONTE MEDITERRÁNEO.....	301
<i>Juan Carranza</i>	
Capítulo 19: GESTIÓN DEL JABALÍ EN EL MONTE MEDITERRÁNEO	328
<i>Pedro Fernández Llarío</i>	
Capítulo 20: OTRAS ESPECIES DE CAZA MAYOR EN EL MONTE MEDITERRÁNEO: GAMO Y MUFLÓN.....	351
<i>Jorge Cassinello</i>	
2) ÁREAS AGRÍCOLAS	
Capítulo 21: GESTIÓN DE LA CAZA MENOR EN ÁREAS AGRÍCOLAS	367
<i>Sebastián J. Hidalgo</i>	
Capítulo 22: GESTIÓN DE LA PERDIZ	381
<i>Javier Viñuela</i>	
Capítulo 23: GESTIÓN DEL CONEJO.....	397
<i>Elena Angulo, Sonia Cabezas y Sacramento Moreno</i>	
Capítulo 24: GESTIÓN DE LA CAZA MAYOR EN ÁREAS AGRÍCOLAS	431
<i>Pedro Fernández Llarío</i>	
3) ECOSISTEMAS DE MONTAÑA	
Capítulo 25: GESTIÓN DE LA CAZA MENOR EN ÁREAS DE MONTAÑA.....	447
<i>José Luis Robles</i>	
Capítulo 26: GESTIÓN DE LA CABRA MONTÉS.....	453
<i>José Enrique Granados Antonio Castillo, Javier Cano-Manuel, Emmanuel Serrano, Jesús M. Pérez, Ramón C. Soriguer y Paulino Fandos</i>	
Capítulo 27: OTRAS ESPECIES DE CAZA MAYOR: EL ARRÚJ	487
<i>Jorge Cassinello</i>	
4) HUMEDALES	
Capítulo 28: APUNTES SOBRE ESTE ECOSISTEMA EN ANDALUCÍA	501
<i>Héctor Garrido</i>	
Capítulo 29: GESTIÓN DE LA CAZA MENOR	513
<i>Javier Hidalgo</i>	
CAZA Y CONSERVACIÓN	523
<i>Mario Saénz de Buruaga</i>	





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

Capítulo 14:

**LAS ÁREAS CINEGÉTICAS
HOMOGÉNEAS DE ANDALUCÍA**

Paulino Fandos.

pfandos@egmasa.es.

1. INTRODUCCIÓN

La actividad cinegética en Andalucía se encuentra en un proceso de regulación, con leyes, decretos y órdenes que implican a todos los sectores relacionados con la caza, desde las diferentes Administraciones hasta los propios cazadores, pasando por los cotos, sus gestores y las sociedades representativas de aquellos.

En una primera fase se ha pretendido delimitar grandes comarcas con el objeto de unir eficacia y funcionalidad a partir de características comunes del territorio en una región tan extensa y con tanta diversidad de medios naturales, recursos y ambientes como es Andalucía.

En la gestión cinegética moderna es imprescindible definir y utilizar unidades territoriales homogéneas que presenten especies cinegéticas, hábitats, intereses y problemáticas comunes, de tal forma que permitan establecer criterios de actuación a partir de un conocimiento racional de las poblaciones, estableciendo muestreos representativos, cotos patrón o cualquier otro elemento de supervisión. Estos criterios se pueden obtener a partir de un marco de gestión basado en la densidad actual de las poblaciones cinegéticas, la potencialidad de cada una de las especies en los distintos territorios, los tipos de aprovechamientos y las repercusiones e implicaciones sociales que esta actividad representa.

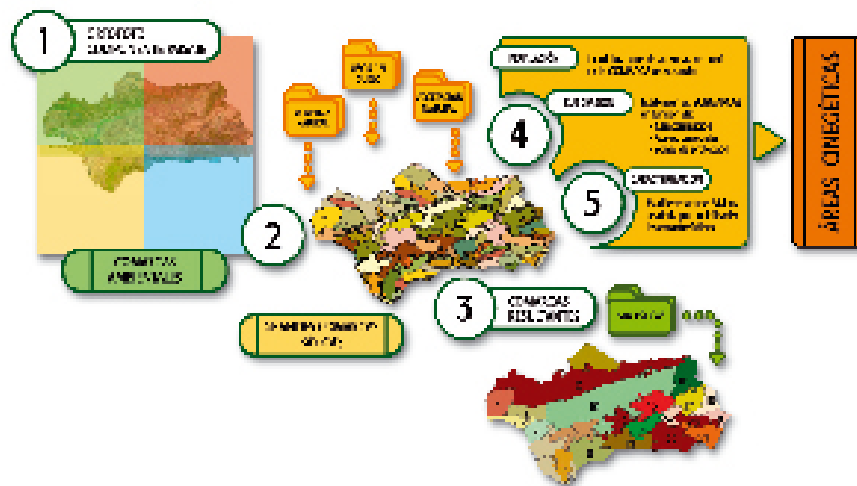
Este nuevo marco, además de tener un apoyo legislativo en la actual Ley 8/2003 de la Flora y la Fauna Silvestres en su artículo 37, que propone la realización de planes de caza en áreas cinegéticas con condiciones biofísicas análogas para una ordenación más racional de los recursos, cuenta con el impulso que se ha dado desde la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, y en concreto desde el Servicio de Flora y Fauna Silvestre de dicha Dirección General.

La división por áreas cinegética permite adecuar la gestión administrativa a la potencialidad y problemática de cada una de las entidades naturales existentes en la Comunidad Autónoma mediante el establecimiento de planes de ordenación específicos que orienten al gestor local y faciliten la elaboración de los Planes Técnicos de Caza (PTC) de los acotados pertenecientes a una misma área cinegética. Una vez establecido el esquema, los elementos básicos de la gestión cinegética seguirán siendo los PTC, pero reforzados en su coherencia gestora por su pertenencia a una determinada área cinegética. Igualmente, dicha diferenciación se puede considerar como la base de la elaboración de los criterios de calidad cinegética, como el mantenimiento de poblaciones en equilibrio con la capacidad de carga, la conservación de poblaciones naturales evitando las introducciones y las introgresiones genéticas, el control del estado sanitario de los ejemplares y de la calidad, incluyendo igualmente aspectos sociales (según el tipo de coto) y de la rentabilidad económica en todos sus frentes (economía indirecta, puestos de trabajo, comercialización de la caza y sus productos, etc.).

El proceso consta de dos fases. En primer lugar la delimitación territorial de las Áreas Cinegéticas, y en segundo lugar la elaboración de Planes de Ordenación Cinegética por Área que sirvan de modelos de gestión en los diferentes territorios.

2. DESARROLLO METODOLÓGICO

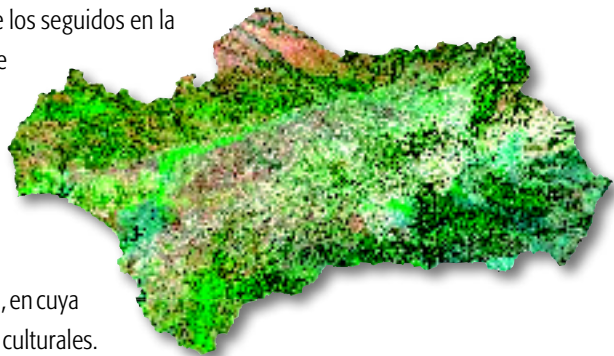
Uno de los elementos básicos a la hora de acotar los límites de las áreas cinegéticas ha sido la definición de los ítems que se han utilizado:



1. La unidad de muestreo tiene que ser menor que las unidades de gestión básica, que son los cotos. Por lo tanto, y para que de una forma estandarizada se pudieran realizar de forma homogénea, se ha utilizado un tamaño de celda de 30 x 30 m, con el fin de poder agrupar de una forma más fina. En una segunda fase es necesario perfilar las áreas determinando la inclusión de determinados cotos limítrofes en una u otra comarca en función de sus características particulares.
2. Determinación de las especies cinegéticas más representativas.
3. Obtención de variables estandarizadas, de las que se disponga de información y que estén íntimamente relacionadas con las especies cinegéticas, incidiendo de forma directa en su distribución y abundancia.

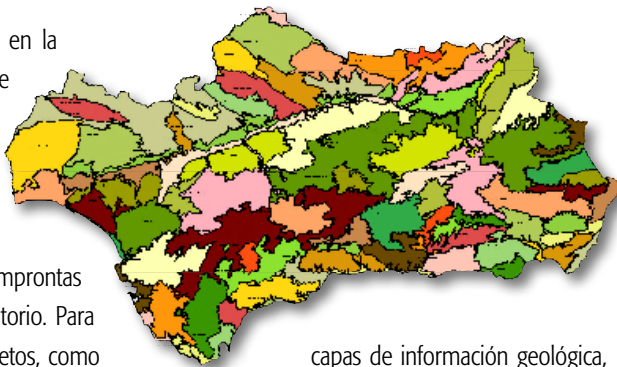
2.1. DELIMITACIÓN DE COMARCAS AMBIENTALES: FASE PREVIA

Los pasos preliminares han sido los mismos que los seguidos en la elaboración del Atlas de Andalucía, (Mapa de Paisaje de Andalucía. Atlas de Andalucía, Tomo II. 2004), donde se han estudiado a nivel de región las orientaciones y topologías que en representación de los paisajes de Europa venían expresadas en el Informe Dodris (Agencia Europea de Medio Ambiente, 1995) y que representan el paisaje a nivel de reconocimiento territorial, en cuya configuración intervienen los aspectos físico-naturales y culturales.



2.2. PRIMERA FASE

La fase de delimitación territorial se ha basado en la interpretación de un mosaico de imágenes de satélite de Andalucía (Landsat 5, resolución 30 m) según criterios de homogeneidad, color, textura y estructura de la propia imagen, y para la que se han obtenido 81 teselas diferentes. Los límites de dichos polígonos se ajustan a la realidad territorial que refleja la situación geográfica con improntas morfológicas, cubiertas vegetales y de utilización del territorio. Para su comprobación se han relacionado con aspectos concretos, como geomorfológica, humedad relativa, vegetación, usos de suelo, elementos



capas de información geológica, socioculturales y de ordenación del territorio...

que reflejan la actividad humana milenaria que se ha desarrollado en Andalucía.

En estas unidades se han descrito los aprovechamientos cinegéticos y se ha analizado la similitud entre unidades en función de las especies y de los niveles de capturas de cada una y de los grupos más representativos (especies de caza menor sedentarias, migradoras, acuáticas y especies de caza mayor).

2.3. SEGUNDA FASE

Las áreas limítrofes que no presentan diferencias significativas en ningún grupo de especies cinegéticas se han asimilado en una sola, con un resultado final de **23 Áreas Cinegéticas** diferentes, de tal forma que todas presentan continuidad territorial, características físicas, biológicas y ambientales comunes, y además están caracterizadas por especies cinegéticas representativas o por un conjunto de las mismas.

2.3.1. ESPECIES ANALIZADAS

• PERDIZ ROJA

Es una especie frecuente en Andalucía, donde se reproduce normalmente entre los meses de marzo y junio. Es un elemento importante en la actividad cinegética y una pieza muy apreciada en la bolsa del cazador. Los principales elementos que condicionan su supervivencia y abundancia están determinados por la pérdida de hábitat: roturaciones, cambios de cultivo, mecanización, variación y los ciclos fenológicos de los cultivos, utilización de pesticidas y herbicidas que reducen la disponibilidad de alimento o envenenamiento, principalmente en las fases tempranas, lo que origina grandes pérdidas de pollos por inanición o intoxicación. La intensidad y presión cinegética a la que esta sometida es otro factor clave, especialmente desde el declive del conejo, lo que se añade a la actuación de depredadores, ganados, etc.

Otro problema importante para la perdiz roja, que se suma a los citados anteriormente, es el elevado número de sueltas que anualmente se realizan de esta especie en Andalucía, mayoritariamente con animales de granja y en épocas inadecuadas y, a veces, con ejemplares híbridos, enfermos o parasitados, y casi siempre sin actuar sobre los factores que mermaron o eliminaron las poblaciones originales.

• CONEJO

Oryctolagus cuniculus es una especie de gran interés, dado su carácter de eslabón básico entre productores y consumidores, con un gran número de depredadores potenciales. Constituye un elemento clave en el

funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos, y su disminución ha sido causa de graves desastres en la conservación de las especies pertenecientes a dichos ecosistemas.

Se encuentra ampliamente distribuido, ocupando hábitats de monte bajo, en terrenos abiertos y suelos arenosos bien drenados. Presenta gran capacidad de adaptación gracias a la facultad de excavar vivares y a la facilidad de conseguir recursos alimentarios en condiciones adversas. Sin embargo, existen ciertos aspectos ambientales que condicionan estrechamente su presencia en determinadas áreas geográficas, cuestión escasamente estudiada y documentada. La colonización de un área pasa por un proceso de instalación y realización de madrigueras, para lo cual necesitan el trabajo de varias generaciones previas. El uso agrícola les favorece ya que les aporta alimento fácil, sin modificación profunda de su hábitat natural.

Existen dos enfermedades que han diezmando las poblaciones de conejo y que representan un hándicap muy importante en todos los procesos de gestión de esta especie:

MIXOMATOSIS. La mixomatosis es una enfermedad infecto-contagiosa causada por un poxvirus perteneciente al género *Leporipoxvirus*. Es un virus muy patógeno para *Oryctolagus cuniculus*. Además de la forma clásica, existe la llamada amixomatósica o atípica, y una tercera que es la denominada cutánea, que aparece relacionada con explotaciones peleteras de conejo de angora, por lo que no afecta a esta experiencia.

RVHD. Es una enfermedad de etiología vírica con elevada morbilidad y mortalidad. Para unos científicos se trata de parvovirus y para otros de calicivirus, y hasta ahora sólo se ha demostrado que afecta a *Oryctolagus cuniculus*.

- **LIEBRE IBÉRICA**

Esta especie se distribuye ampliamente por el centro y sur de la península Ibérica, en contraste con la liebre europea, distribuida al norte del Ebro, o la liebre del piornal, que se encuentra en las montañas cantábricas. En la mayor parte de su área de distribución es una especie común y localmente abundante según las características del terreno. Actualmente, la liebre ibérica se encuentra en un proceso expansivo, sobre todo en las zonas de campiña de la mitad sur de España.

Los principales problemas que afectan a las poblaciones de esta especie son la excesiva presión cinegética a la que se ven sometidas y el deterioro del hábitat, que ha provocado la sustitución del mosaico de cultivos por monocultivos donde se destruyen linderos, matorrales y pequeños eriales, lugares muy importantes para esta especie por el refugio que le proporcionan (Palacios y Rodríguez, 1997).

- **CABRA MONTÉS**

Es una especie ligada a los hábitats de montaña y se encuentra en la mayor parte de las cadenas montañosas de Andalucía, comunidad que presenta el mayor número de ejemplares de esta especie, repartidos en varios núcleos como Cazorla, Sierra Nevada, Tejeda y Almirajara, Serranía de Ronda, etc.

La problemática que afecta a esta especie es muy variable, desde la separación de los núcleos poblacionales y creación de poblaciones fragmentadas, a la afección de la sarna que soportan la mayor parte de las poblaciones naturales, que sólo se pueden manejar con medidas ecológicas muy restrictivas, y que se agrava con la competencia con otros herbívoros que implica un empeoramiento del estado fisiológico y sanitario.

- *CIERVO*

Especie típica de aprovechamiento venatorio desde la Edad Media, que sufrió a principios de siglo pasado una reducción de sus poblaciones al mínimo, manteniendo las más importantes dentro de terrenos privados. Posteriormente, a partir de 1954, se realizó una campaña de repoblaciones de ciervo provenientes de montes públicos con un éxito importante, de tal forma que actualmente esta extendida por la mayor parte de los terrenos forestales de Andalucía.

El ciervo atraviesa en este momento por un buen estado de conservación aunque hay dos factores que pueden incidir negativamente sobre esta especie. El primero se refiere al mantenimiento de densidades muy elevadas, con el consiguiente daño a la vegetación, competencia con otras especies, hambrunas por falta de pastos e incremento del riesgo de contagio de enfermedades; el segundo factor es la pérdida de la identidad genética por la hibridación con poblaciones alóctonas.

- *CORZO*

En Andalucía, las poblaciones más abundantes y mejor conservadas se encuentran entre las provincias de Cádiz y Málaga, aunque no se puede desdeñar las poblaciones de corzo de Sierra Morena. Las poblaciones están en crecimiento y en fase de expansión. Presenta un gran interés cinegético y desde el punto de vista biológico, además de las posibles diferencias con otras poblaciones, se puede considerar una especie indicadora del estado natural.

Los mayores peligros que presenta son la introducción de ejemplares europeos o la traslocación de individuos entre distintas poblaciones españolas genéticamente diferentes, la competencia con el ciervo u otros herbívoros, y la pérdida de hábitat específico.

- *JABALÍ*

Es un ungulado forestal que últimamente se ha extendido por todo el territorio andaluz, ocupando en determinados casos zonas agrarias. En los últimos años ha experimentado una fuerte expansión y ha recolonizado zonas subóptimas del este de Andalucía, en concreto en Granada y Almería.

Es una especie omnívora que en altas densidades afecta negativamente a otras especies cinegéticas y que causa daños en los aprovechamientos agrícolas. Por ello, puede resultar aconsejable incrementar la presión cinegética que se ejerce sobre esta especie para impedir una proliferación excesiva de la misma.

3. RESULTADOS DE LA DIFERENCIACIÓN POR ÁREAS CINEGÉTICAS

3.1. DESCRIPCIÓN DE LAS ÁREAS HOMOGÉNEAS

3.1.1. ÁREA CINEGÉTICA 1

Nombre: **El Andévalo.**

Localización: Abarca el sur de la región más occidental de la provincia de Huelva y unos terrenos que van desde la sierra propiamente dicha hasta los pinares del litoral.

Extensión: 2.794,81 km².

Vegetación: La mayor parte de la superficie (81%) de la comarca está constituida por terrenos forestales. El resto está ocupado por terrenos agrícolas. Dentro de este último grupo la formación más abundante es la de los cultivos herbáceos, dos veces más abundantes que los leñosos. La característica más importante es la distribución formando mosaicos de terreno forestal intercalado con pequeñas zonas agrícolas.

Fauna cinegética: En esta área se cazan veintiuna especies diferentes, dieciocho de caza menor y tres de caza mayor. El conejo es la especie que destaca en esta comarca. Con respecto a la caza mayor, el jabalí es la especie más representativa, aunque comienzan a formarse cotos exclusivos de caza mayor, donde cobra importancia al ciervo.

3.1.2. *ÁREA CINEGÉTICA 2*

Nombre: **Sierra Morena.**

Localización: Se encuentra entre las provincias de Huelva, Sevilla, Córdoba y Jaén extendiéndose por la franja septentrional, ocupando lo que se denomina Sierra Morena en todas sus acepciones, excepto la zona de Pedroches.

Extensión: 15.753,24 km².

Vegetación: El componente dominante de la comarca es el terreno forestal presentando diferentes formas, zonas de pasto y arbolado (dehesas), zonas de matorral con y sin arbolado, con una buena representación del bosque mediterráneo. La presencia de los terrenos agrícolas es marginal.

Fauna cinegética: Es una área rica y muy interesante desde el punto de vista cinegético. Se cazan veinticuatro especies de caza menor y cuatro de caza mayor. Entre las especies de caza menor, el conejo constituye un elemento importante. Con respecto a la caza mayor, los rendimientos del jabalí y del ciervo se encuentran por encima de la media obtenida para Andalucía.

3.1.3. *ÁREA CINEGÉTICA 3*

Nombre: **Tejeda Aljarafe.**

Localización: Se encuentra entre las provincias de Huelva y Sevilla, abarcando la región suroriental de la provincia de Huelva y una zona de la franja occidental de la provincia de Sevilla.

Extensión: 2.168,11 km².

Vegetación: La intercalación entre terrenos agrícolas y forestales es la característica más representativa, aunque dominan los terrenos agrícolas, con el 60% de la superficie, frente al terreno forestal cuya extensión se aproxima al 37%. Dentro de las zonas agrícolas, los cultivos herbáceos son ligeramente superiores a los leñosos.

Fauna cinegética: En esta área se cazan veintitrés especies diferentes, diecinueve de caza menor y cuatro de caza mayor. El conejo, la perdiz roja y los zorzales son las especies más representativas. El ciervo y jabalí se pueden considerar testimoniales.

3.1.4. *ÁREA CINEGÉTICA 4*

Nombre: **Marisma.**

Localización: Abarca la región suroccidental de la provincia de Sevilla y zonas de Huelva y Cádiz.

Extensión: 2.152,20 km².

Vegetación: En esta comarca dominan los terrenos agrícolas, aproximadamente el 50% de la superficie, frente a las áreas forestales. Dentro de las áreas agrícolas la superficie ocupada por los cultivos herbáceos, compuestos principalmente por arrozales, es mayoritaria.

Fauna cinegética: La característica de esta área es que el aprovechamiento cinegético más importante lo componen las aves acuáticas, pasando a segundo lugar especies como el conejo y la perdiz roja.

3.1.5. *ÁREA CINEGÉTICA 5*

Nombre: Campiña de Cádiz.

Localización: Abarca la mayor parte de la franja occidental de la provincia de Cádiz, desde la desembocadura del Guadalete hasta la zona de Tarifa y Campo de Gibraltar.

Extensión: 4.629,74 km².

Vegetación: Domina el componente agrícola, aunque hacia las campiñas meridionales se intercalan terrenos forestales formando mosaicos entrelazados. En las zonas agrícolas, los cultivos herbáceos son los más representativos.

Fauna cinegética: En esta área se cazan veinticuatro especies diferentes, todas ellas de caza menor. Esta comarca puede ser considerada una de las más ricas. El conejo es la especie más capturada y sus rendimientos son los más altos de toda Andalucía, destacando igualmente la perdiz y la liebre.

3.1.6. *ÁREA CINEGÉTICA 6*

Nombre: Alcornocales.

Localización: Se extiende por toda la zona montañosa de la región suroriental de la provincia de Cádiz.

Extensión: 2.012,01 km².

Vegetación: Es una área caracterizada por una superficie eminentemente forestal con las quercíneas, y en concreto el alcornoque, en sus diferentes estados, como especies más representativas. Las zonas agrícolas son marginales en esta comarca.

Fauna cinegética: Es una área rica desde el punto de vista cinegético. Se cazan veintiocho especies diferentes, veintidós de caza menor y seis de caza mayor, destacando el corzo, ya que es la comarca con el mayor número de capturas de esta especie. También destacan el ciervo y el jabalí.

3.1.7. *ÁREA CINEGÉTICA 7*

Nombre: Pinares de Huelva.

Localización: Se encuentra en la franja costera de la provincia de Huelva, caracterizada por suelos arenosos, pinares costeros y últimamente por presentar transformaciones en cultivos agrícolas.

Extensión: 1.508,66 km².

Vegetación: Terreno forestal principalmente dominado por pinos y eucaliptos e intercalado con zonas muy transformadas por cultivos bajo plástico y de invernadero.

Fauna cinegética: La riqueza cinegética centrada en el conejo ha descendido por la pérdida de hábitat.

3.1.8. *ÁREA CINEGÉTICA 8*

Nombre: Ronda-Grazalema.

Localización: Es una área montañosa que se encuentra principalmente en la provincia de Málaga y el noreste de Cádiz. Ocupa la región occidental de la provincia de Málaga. Destaca toda la serranía y la depresión de Ronda.

Extensión: 4.053,69 km².

Vegetación: El 70% de la superficie está ocupada por terrenos forestales, destacando las formaciones de pastos sin arbolado y algunos enclaves característicos de especies emblemáticas como el pinsapo y el quejigo. El terreno agrícola se distribuye entre cultivos leñosos y herbáceos por igual.

Fauna cinegética: En esta área se cazan veintidós especies diferentes, diecisiete de caza menor y cinco de caza mayor. El conejo se puede considerar una de las especies más representativas junto a los zorzales. Con respecto a las especies de caza mayor, se pueden destacar el jabalí, el ciervo y la cabra montés.

3.1.9. *ÁREA CINEGÉTICA 9*

Nombre: Piedemonte Subbético.

Localización: Es un área montañosa que se encuentra distribuida entre las provincias de Cádiz, Sevilla y Málaga, siendo un elemento representativo la Sierra Sur de Sevilla.

Extensión: 3.062,38 km².

Vegetación: Aunque dominan los terrenos agrícolas, la superficie forestal está intercalada formando mosaicos. Entre la superficie forestal destaca las zonas de arbolado y la superficie agrícola está compuesta principalmente por cultivos herbáceos.

Fauna cinegética: En esta área se cazan veintidós especies diferentes, dieciséis de caza menor y seis de caza mayor. El conejo, la perdiz roja y los zorzales presentan capturas elevadas. Con respecto a la caza mayor, el ciervo y el jabalí se pueden considerar marginales.

3.1.10. *ÁREA CINEGÉTICA 10*

Nombre: Campiña del Valle Guadalquivir.

Localización: Es una de las más grandes y se extiende por cinco provincias andaluzas siguiendo el eje del río Guadalquivir desde el noreste de la provincia de Jaén hasta el este de la provincia de Sevilla, extendiéndose por el norte a la zona del Condado y las Lomas en Jaén hasta la depresión de Antequera en la provincia de Málaga.

Extensión: 16.641,22 km².

Vegetación: La superficie ocupada por los terrenos agrícolas predomina frente a las zonas forestales. El paisaje predominante son los cultivos de olivar y cereal, destacando los paisajes homogéneos que pueden ser una de las características más representativas de la comarca.

Fauna cinegética: Esta área se puede considerar rica desde el punto de vista cinegético. Se cazan veintiséis especies diferentes, veinticuatro de caza menor y dos de caza mayor, siendo las primeras las más representativas. De entre ellas, destaca la liebre por presentar las mayores tasas de capturas de Andalucía, además del conejo y la perdiz.

3.1.11. *ÁREA CINEGÉTICA 11*

Nombre: **Los Pedroches.**

Localización: Es la área más septentrional de Andalucía, distribuyéndose principalmente por la provincia de Córdoba.

Extensión: 4.009,23 km².

Vegetación: Los terrenos adehesados son la formación dominante en esta comarca junto con los cultivos arbolados de olivar.

Fauna cinegética: Los zorzales, el conejo, la perdiz, son las especies más representativas de la caza menor. En caza mayor destacan el ciervo y el jabalí.

3.1.12. *ÁREA CINEGÉTICA 12*

Nombre: **Sierra Subbética.**

Localización: Es un área montañosa que se extiende por las provincias de Málaga, Córdoba y Granada. Abarca la región sur de la provincia de Córdoba, la región nororiental de Málaga y la región occidental de la provincia de Granada.

Extensión: 2.083,38 km².

Vegetación: A pesar de ser montañosa, dominan los cultivos leñosos, principalmente los olivares frente a las zonas forestales y a los cultivos herbáceos.

Fauna cinegética: En esta área se cazan diecisiete especies diferentes, dieciséis de caza menor y una de caza mayor. Los niveles de captura de conejo y perdiz roja son altos. Los zorzales también se pueden destacar. El jabalí se puede considerar testimonial.

3.1.13. *ÁREA CINEGÉTICA 13*

Nombre: **Tejeda Almirajara.**

Localización: Es una zona montañosa que se extiende entre las provincias de Málaga y Granada, llegando por el norte hasta las sierras de Loja.

Extensión: 3.176,60 km².

Vegetación: La superficie forestal y agrícola en esta área está repartida de forma muy similar, aunque es ligeramente mayor la extensión de los cultivos agrícolas (53 %). Los cultivos leñosos, constituidos principalmente por almendros y frutales, son las formaciones dominantes dentro de la superficie agrícola.

Fauna cinegética: Se cazan dieciocho especies diferentes, dieciséis de caza menor y dos de caza mayor. La perdiz roja y zorzales junto con la cabra montés se pueden considerar las especies más representativas.

3.1.14. *ÁREA CINEGÉTICA 14*

Nombre: **Depresión de Granada.**

Localización: Situada en el centro de la provincia ocupando todas las vertientes que dan a la Vega de Granada.

Extensión: 2.076,32 km².

Vegetación: Domina el componente agrícola frente al forestal, representado por vegetación arbórea y matorral. Las áreas agrícolas ocupan los cultivos de la vega y mayoritariamente por cultivos leñosos.

Fauna cinegética: Los zorzales son los más capturados en el área por encima del conejo y la perdiz. Con respecto a la caza mayor, la especie más importante es el jabalí, aunque la presencia de cabra montés puede ser un indicador.

3.1.15. *ÁREA CINEGÉTICA 15*

Nombre: Sierras Sur de Jaén.

Localización: Se encuentra en la mayor parte de la franja sur de la provincia de Jaén y Norte de Granada. Es una zona montañosa que abarca la Sierra de Mágina y las estribaciones de las Subbéticas.

Extensión: 3.406,25 km².

Vegetación: A pesar de ser una zona montañosa, los mosaicos de zonas forestales y cultivos agrícolas están muy repartidos, destacando entre estos últimos los cultivos leñosos de montaña.

Fauna cinegética: Se cazan dieciocho especies diferentes, catorce de caza menor y cuatro de caza mayor. Hay que destacar las capturas de zorzales. El conejo, la perdiz roja y la paloma torcaz se capturan en menor proporción. Con respecto a la caza mayor, destaca la presencia de ciervo, cabra montés y jabalí.

3.1.16. *ÁREA CINEGÉTICA 16*

Nombre: Sierra de Cazorla.

Localización: Es una zona montañosa que se encuentra en el extremo nororiental de la provincia de Jaén y Norte de la Provincia de Granada.

Extensión: 3.194,15 km².

Vegetación: En esta comarca dominan los terrenos forestales, compuestos principalmente por zonas de matorral y arbolado con quercíneas y pinares. Los cultivos son muy poco importantes, aunque los más representativos son los leñosos principalmente los olivos.

Fauna cinegética: En esta área se cazan veintiuna especies diferentes, diecisiete de caza menor y cuatro de caza mayor. Los niveles de captura de caza menor son muy bajos. La caza mayor es importante por la diversidad de especies: jabalí, cabra montés, ciervo, gamo, muflón...

3.1.17. *ÁREA CINEGÉTICA 17*

Nombre: Depresión de Baza.

Localización: Se sitúa en la porción más septentrional de la provincia de Granada. La mayor parte de la superficie esta ocupada por la depresión de Baza. No obstante, al norte está flanqueada por las estribaciones de la Sierra de Castril y al sur por la de Sierra María, Sierra de las Estancias y Sierra de Baza. El clima es seco y la altitud media elevada.

Extensión: 2.437,73 km².

Vegetación: Dominan los terrenos agrícolas con el 68% de la superficie, frente al terreno forestal (32%). Dentro de las zonas agrícolas los cultivos herbáceos duplican a los leñosos, constituidos principalmente por olivos, almendros y frutales.

Fauna cinegética: Se cazan diecinueve especies diferentes, catorce de caza menor y cinco de caza mayor. La especie que más se captura son los zorzales. La perdiz y el conejo están por debajo de las capturas de estas especies en el resto de Andalucía. Las especies de caza mayor no son representativas en esta comarca.

3.1.18. *ÁREA CINEGÉTICA 18*

Nombre: Sierra de María y de las Estancias.

Localización: Abarca el norte de la provincia de Almería. Está situada entre las zonas montañosas de Sierra de María y Sierra de las Estancias con una pequeña franja de la depresión de Baza. Es una zona montañosa.

Extensión: 1.737,93 km².

Vegetación: En esta área dominan los terrenos forestales. Dentro de los terrenos agrícolas la superficie ocupada por los cultivos leñosos duplica la de los cultivos herbáceos.

Fauna cinegética: Se cazan quince especies diferentes, catorce de caza menor y una de caza mayor. Las capturas de todas las especies de caza menor están por debajo de la media andaluza, excepto la paloma torcaz. Con respecto a la caza mayor, destaca el rendimiento del jabalí.

3.1.19. *ÁREA CINEGÉTICA 19*

Nombre: Valle Almanzora.

Localización: Se extiende por el extremo oriental de la provincia de Almería, entre la Sierra de las Estancias por el norte y Sierra de Baza y desiertos por el sur. Es una zona de depresión que ocupa principalmente la cuenca del río Almanzora.

Extensión: 1.456,90 km².

Vegetación: En esta área dominan los terrenos forestales con aproximadamente el 60% de la superficie, frente a los terrenos agrícolas. Dentro de este último grupo, los cultivos leñosos, constituidos principalmente por almendro y frutales, duplican a los cultivos herbáceos.

Fauna cinegética: Se cazan catorce especies diferentes, trece de caza menor y una de caza mayor. El conejo y la perdiz roja son las especies más representativas. El jabalí aparece de forma ocasional.

3.1.20. *ÁREA CINEGÉTICA 20*

Nombre: Sierra de Baza.

Localización: Es un área montañosa, circunscrita a lo que se denomina la Sierra de Baza y Filabres. Se extiende por la zona central y occidental de Almería y una pequeña zona del este de la provincia de Granada.

Extensión: 1.653,10 km².

Vegetación: Eminentemente forestal con formaciones de arbolado (pinos) y zonas de matorral. Las zonas agrícolas representan solamente el 6% de la extensión y dominan los cultivos leñosos, en concreto los almendros.

Fauna cinegética: Se cazan catorce especies diferentes, trece de caza menor y una de caza mayor. Destacan las capturas de perdiz roja. Con respecto a la caza mayor los rendimientos del jabalí están por encima de la media de Andalucía.

3.1.21. ÁREA CINEGÉTICA 21

Nombre: Desiertos.

Localización: Ocupa desde la comarca de los desiertos en el sur de la Sierra de Baza hasta el Parque Natural de Cabo de Gata, pasando por la Sierra de Cabrera, Alhamilla, los Campos de Tabernas y Campos de Níjar.

Extensión: 2.697,20 km².

Vegetación: La superficie está ocupada por terrenos forestales, fundamentalmente zonas de matorral y pastos sin arbolado. En las zonas agrícolas la superficie de cultivos leñosos casi duplica a la de los cultivos herbáceos.

Fauna cinegética: Se cazan dieciséis especies diferentes, quince de caza menor y una de caza mayor. Destaca la perdiz roja con capturas similares a la media de Andalucía, y el jabalí.

3.1.22. ÁREA CINEGÉTICA 22

Nombre: Sierra Nevada.

Localización: Es una zona montañosa que se encuentra en las provincias de Granada y Almería. Se extiende por la región suroriental de la provincia de Granada y la zona occidental de la provincia de Almería, prolongándose por la Contraviesa de Granada y Gádor de Almería hasta la costa.

Extensión: 4.054,66 km².

Vegetación: Eminentemente forestal, dominada por los pastos sin arbolado, las zonas de matorral y el pasto de alta montaña o cervunales. Las zonas agrícolas están representadas principalmente por los cultivos leñosos.

Fauna cinegética: Se cazan solamente dieciséis especies, catorce de caza menor y dos de caza mayor. Todas las especies de caza menor presentan capturas muy por debajo de la media regional, destacando únicamente los zorzales y la perdiz roja. Con respecto a la caza mayor, además del jabalí, se puede destacar la presencia de capturas de cabra montés.

3.1.23. ÁREA CINEGÉTICA 23

Nombre: Depresión de Guadix.

Localización: Es una zona llana que ocupa toda la depresión de Guadix y se ubica en la región central de la mitad norte de la provincia de Granada.

Extensión: 1.304,59 km².

Vegetación: En esta área los terrenos agrícolas representan más del 60% de la superficie. El terreno forestal está dominado por zonas de pasto y matorral sin vegetación arbórea y las zonas agrícolas están ocupadas por cultivos herbáceos principalmente.

Fauna cinegética: Se cazan diecisiete especies diferentes, quince de caza menor y dos de caza mayor. La liebre ibérica es representativa junto con los zorzales y el conejo. Con respecto a la caza mayor, cabe comentar la existencia de cabra montés y jabalí.

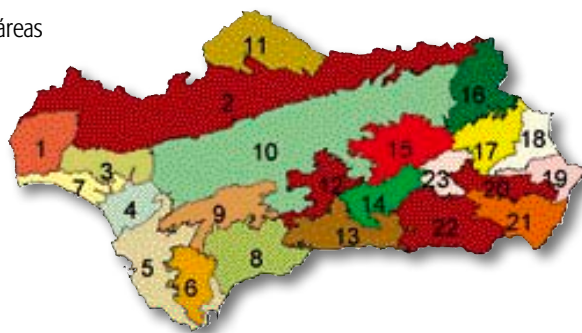
3.2. CARACTERIZACIÓN CINEGÉTICA

Una de las formas de contrastar las diferencias entre áreas se realiza por medio de una caracterización de las mismas respecto a las diferentes especies cinegéticas. Para ello se han utilizado las capturas medias de cada especie por km², comprobando no sólo que existen zonas con vocación cinegética de caza menor o caza mayor sino que en determinadas áreas es más importante una u otra especie o tiene mayor interés o mayor acogida.

ÁREA	CONEJO	PERDIZ	CABRA	JABALI	CORZO	CIERVO
1	31,3173059	14,0764005	0	0,2284172	0	0,06887395
2	15,3758348	7,13955012	0,00030656	0,5354487	0	0,92335336
3	8,94066764	10,5245325	0	0,11503851	0	0,11560549
4	24,8044206	12,3286916	0	0,01940356	0	0
5	46,9592697	24,4158693	0	0,11302897	0	0
6	13,8450867	16,5690772	0,17664205	0,28872706	0,07027504	1,16494723
7	58,8000893	18,7384894	0	0,02029664	0	0
8	20,4794389	10,1539895	0,02111635	0,07948786	0,00342364	0,0907501
9	39,836873	26,2729611	0	0,02749414	0,00040845	0,00032347
10	30,0338569	20,7585481	0	0,10484054	0	0
11	12,957917	2,97509676	0	0,19608113	0	0,17616777
12	50,7933262	21,9558605	0,00412283	0,03288455	0,00038032	0,00181695
13	21,8745249	14,4130308	0,00925982	0,05029071	0,00020053	0,02085908
14	52,6783438	16,6344127	0,0302398	0,1317387	0	0,00465256
15	22,3317456	13,3964292	0,02070273	0,12578795	0	0,02771167
16	5,16211798	4,77592522	0,00435309	0,42035255	0	0,138643
17	3,9590717	4,8014173	0,02852547	0,07759505	0	0
18	4,61336174	6,97528304	0	0,258035	0	0
19	9,56036187	8,69113028	0	0,20242777	0	0
20	4,42919252	9,60368528	0,00632244	0,24202274	0	0,00086565
21	8,72374553	10,3889663	0	0,20646909	0	0
22	4,72614601	8,19855491	0,03721269	0,22779479	0	0,00144193
23	11,1463905	7,24593816	0,04502562	0,20395821	0	0,00595907
TOTAL GENERAL	21,657263	13,5729817	0,01262634	0,17982847	0,00198245	0,15617363

3.3. REPRESENTACIÓN CARTOGRÁFICA DE LAS ÁREAS HOMOGÉNEAS

Otra forma de abordar la diferenciación de áreas cinegéticas es representarlas gráficamente cada una, para ubicarlas en el territorio y contrastar la importancia y el peso de las mismas en el territorio andaluz.



4. BIBLIOGRAFÍA

- Moniz, C., Moreira, JM., Ojeda, JF., Rodríguez, M., Venegas, C. y Zoido, F. *Mapa de Paisaje de Andalucía. Atlas de Andalucía, Tomo II*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 2004.







LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

MONTE MEDITERRÁNEO

Capítulo 15:


**EL MONTE MEDITERRÁNEO:
PRODUCCIÓN Y DIVERSIDAD
BIOLÓGICA**

Fernando Pulido¹ y Mario Díaz².

¹ Grupo de Investigación Forestal, E.U.I.T. Forestal, Universidad de Extremadura.
Centro Universitario. 10600 Plasencia, Cáceres. nando@unex.es.

² Instituto de Recursos Naturales. Centro de Ciencias del Medioambientales. CSIC. Madrid.
Mario.Diaz@ccma.csic.es

RESUMEN

 El "monte mediterráneo" se define como un mosaico formado por las manchas más o menos naturales de bosque y matorral y por las áreas adheridas donde el bosque ha sido ahuecado para mantener pastizales arbolados con quercíneas. Durante la segunda mitad del siglo XX las áreas de monte han experimentado cambios muy notables en su gestión, entre los cuales la irrupción de la gestión cinegética y la frecuente declaración como espacios protegidos plantean un nuevo escenario de gestión. En general, los grandes cotos de caza acogen una parte de "mancha" ligada a las laderas serranas y una porción adyacente de llanura adherida, siendo la complementariedad ecológica de estas unidades paisajísticas la base de la gestión cinegética. La complementariedad de los cambios a lo largo del año en la producción de pastos y frutos refleja una oferta que se ajusta a las necesidades de los herbívoros silvestres. La producción de los dos recursos principales, hierba y frutos, está sometida a la influencia del nivel de precipitación, lo que impone una notable incertidumbre en la gestión de la oferta anual. El posible desajuste entre producción vegetal y densidad de herbívoros, esperable en climas muy fluctuantes, desaconseja el uso rígido del concepto de "capacidad de carga" en las explotaciones cinegéticas a favor de un seguimiento continuado y de una detección precoz de los daños a la vegetación para evitar situaciones de desequilibrio extremo. La alta diversidad de especies que mantienen las dehesas se debe a la mezcla, a escala local, de especies forestales y de medios abiertos. Los cambios ocurridos en los montes mediterráneos desde los años sesenta han tenido presumiblemente dos tipos de efectos: reducción de la diversidad paisajística y alteración específica de rasgos ambientales de los que dependen críticamente ciertas especies. En cuanto a los cambios en el manejo con consecuencias más directas, cabría citar aquellas nuevas prácticas derivadas de la intensificación. Entre ellas los efectos del aumento de las cargas ganaderas al triple de los valores "tradicionales" y la desatención del arbolado, son los de consecuencias más graves y mejor conocidas, al provocar un deterioro sanitario y una ausencia generalizada de regeneración del arbolado que amenaza con colapsar el sistema en las próximas décadas.

1. DELIMITACIÓN Y VALORACIÓN

Los bosques mediterráneos son uno de los hábitats naturales con mayor riqueza de especies de la zona templada, hecho que se deriva de sus peculiares características climáticas e historia geológica. Como consecuencia de ellas estos bosques albergan una mezcla de especies de diversos orígenes evolutivos, algunas de las cuales son el resultado de procesos de especiación *in situ*. La Cuenca Mediterránea, con sus 25.000 especies de plantas y 770 especies de animales vertebrados, muchas de ellas endémicas, ha sido definida como una de los 25 “puntos calientes” de biodiversidad del Planeta (Westmann 1988, Myers *et al.* 2000). La heterogeneidad geológica y climática se ha visto además incrementada tras la llegada temprana de homínidos y humanos a la región, cuyas prácticas de aprovechamiento de los recursos naturales han incrementado la diversidad paisajística y la riqueza de especies (Blondel y Aronson 1999).

Aunque sujeto a diferencias de apreciación, en este capítulo nos referiremos al “monte mediterráneo” como un mosaico formado por las manchas más o menos naturales de bosque y matorral y por las áreas adehesadas donde el bosque ha sido ahuecado para mantener pastizales arbolados con encinas *Quercus ilex* y alcornoques *Q. suber* (Díaz *et al.* 1997). Por tanto, la distribución de los montes mediterráneos se circunscribe a zonas de relieve llano u ondulado donde se mantiene una gestión múltiple agrosilvopastoral basada en el aprovechamiento complementario del arbolado y de los pastizales anuales. Los montes mediterráneos se desarrollan sobre suelos pobres y ácidos, con un clima caracterizado por una marcada sequía estival y una temperatura media anual superior a 13°C (dominios meso- y termomediterráneo). Desde el punto de vista de las comunidades vegetales, las manchas poco alteradas están constituidas por matorrales altos dominados por madroños *Arbutus unedo*, labiérnagos *Phillyrea angustifolia*, durillos *Viburnum tinus* y otros arbustos altos, acompañados por rodales de árboles emergentes. A estas formaciones se incorporan los enebrales *Juniperus oxycedrus* en áreas más continentales o los acebuchares *Olea europaea sylvestris* en sectores más cálidos.



Recogida de corcho.

Durante la segunda mitad del siglo XX las áreas de monte han experimentado cambios muy notables en su gestión, entre los cuales la irrupción de la gestión cinegética y la frecuente declaración como espacios protegidos plantean un nuevo escenario de gestión. Así, tanto las densas formaciones de bosque-matorral como las dehesas han sido incluidas dentro de la lista de hábitats protegidos por la Directiva Hábitats de la Unión Europea, puesto que albergan un elevado número de especies amenazadas. Dado que se trata en su mayoría de montes privados de gran superficie (100-10000 hectáreas), este nuevo régimen de protección hace que la gestión esté condicionada por las limitaciones en las prácticas tradicionales, por un lado, y por la posibilidad de aprovechar subsidios agroambientales derivados de la nueva Política Agraria Común y, más recientemente, rebajas fiscales por funciones ambientales incorporadas en la nueva Ley de Montes española (véase Díaz *et al.* capítulo de este volumen).

2. DISTRIBUCIÓN Y VARIACIONES GEOGRÁFICAS

Debido a la diversidad de criterios para definir el monte mediterráneo, resulta difícil estimar la superficie actual cubierta por este tipo de montes, ya que ninguna de las fuentes cartográficas modernas los reconocen como unidad paisajística diferenciada. Una posible aproximación es valerse de las estadísticas agrarias, que permiten un cálculo de la superficie de montes arbolados no maderables y sumarla para todas las provincias del cuadrante suroccidental ibérico que albergan este tipo de formaciones, lo que arroja una estima de unos 2.100.000 hectáreas en España y 800.000 hectáreas en Portugal. Un cálculo más generoso y reciente, que incluiría áreas eminentemente arbustivas, se basa en la estima superficial de la suma de los llamados encinares luso-extremadurenses y los alcornoques, lo que arrojaría una superficie máxima de unos 2.800.000 hectáreas en España. En Andalucía, las áreas cubiertas por este tipo de formaciones se localizan principalmente en Cádiz, Córdoba, Huelva, Sevilla y Jaén, donde ocupan una superficie estimada de 811.000 hectáreas (Blanco *et al.* 1997, Díaz *et al.* 1997).

Lejos de ser homogénea, la superficie de monte mediterráneo presenta grandes variaciones en su fisonomía y su modo de aprovechamiento. Aunque existen algunos intentos parciales, no se dispone de una síntesis basada en técnicas objetivas que permitan conocer los ejes principales que discriminan los distintos tipos de paisajes de monte mediterráneo. La Tabla 1 pretende dar una idea de esta variabilidad y de las correlaciones existentes entre los condicionantes de suelo y clima y los tipos de aprovechamiento. Básicamente, esta tipología vendría condicionada por las características físicas, con una influencia decisiva sobre la cantidad y la distribución de la producción primaria, a las que habría que superponer las vicisitudes históricas locales.

Tabla 1. Ejemplos de tipos de explotación de monte mediterráneo y factores climáticos y de calidad de suelos con los que están asociados.

MODELO	CONDICIONES	APROVECHAMIENTO PRINCIPAL	RECURSOS CINEGÉTICOS
Melojar y/o castañar	Supramediterráneo húmedo	Forestal	Corzo, jabalí
Roble-quejigo-alcornoque, sotobosque	Supramediterráneo	Cinegético	Ciervo, jabalí, muflón, corzo
Alcornocal con sotobosque	Mesomediterráneo subhúmedo	Corchero	Ciervo, jabalí
Dehesa con matorral	Mesomediterráneo	Ganadero	Ciervo, jabalí

Los montes con más clara vocación para su aprovechamiento cinegético tienden a situarse en áreas serranas entre 400 y 1200 metros de altitud, aptas para el asentamiento de bosques mixtos de árboles del género *Quercus* con sotobosque denso. Este es el caso de la mayoría de las grandes fincas privadas situadas dentro o en las estribaciones de Sierra Morena occidental y oriental o el macizo del Aljibe gaditano, así como en sectores de llanura ondulada de Los Pedroches, por citar las zonas donde este tipo de montes está mejor representado. Casi sin excepción, los grandes cotos de caza acogen una parte de "mancha" ligada a las laderas serranas y una porción adyacente de llanura adhesionada, siendo la complementariedad ecológica de estas unidades paisajísticas la base de la gestión cinegética.

Por otra parte, y como refleja la Tabla 1, algunos grandes cotos cinegéticos se asientan en explotaciones donde la caza es sólo un recurso secundario. Este es el caso de las explotaciones predominantemente madereras o ganaderas donde la caza está supeditada a estos aprovechamientos primarios. En último término habría que citar el binomio corcho-caza,

combinación compatible y de máxima rentabilidad que es frecuente encontrar, por ejemplo, en Los Alcornocales gaditanos (Campos *et al.* 2003).

3. LA PRODUCCIÓN VEGETAL COMO BASE DEL APROVECHAMIENTO CINEGÉTICO

El aprovechamiento cinegético en el monte mediterráneo ha sido tradicionalmente una consecuencia de fuertes limitaciones de origen topográfico, climático y de productividad de los suelos, que se reflejan en la composición, la fenología y la producción de las comunidades vegetales. Sin embargo, la pujanza de la gestión comercial de la caza ha hecho que este aprovechamiento llegue a imponerse incluso en sectores tradicionalmente ganaderos. En cualquier caso, la gestión aprovecha la citada complementariedad del binomio mancha-pastizal, hasta el punto de que en las fincas más quebradas, carentes de pastaderos accesibles, se practican habitualmente desbroces con siembras para favorecer el imprescindible aporte de hierba a la dieta de los grandes y medianos herbívoros.

A pesar de los esfuerzos realizados en las últimas décadas, no se dispone aún de un análisis integrado de la producción de pasto, ramón y frutos, recursos que suelen estudiarse por separado pero que la mayor parte de las especies cinegéticas combinan en su dieta a lo largo del ciclo anual. En las tablas 2 y 3 se presentan algunos resultados de estudios de la producción de pasto y de ramón en montes y dehesas. La complementariedad de los cambios a lo largo del año en la producción de pastos y frutos refleja una oferta que se ajusta a las necesidades de los herbívoros silvestres, desde el ciervo al conejo. Los máximos de producción de hierba se dan en abril-mayo y en octubre-noviembre, quedando el periodo estival cubierto por la oferta de ramón del matorral o del arbolado, y el invernal por la producción de bellotas y frutos carnosos del matorral noble (San Miguel 2001, Moreno y Pulido 2008). Así pues, los herbívoros con mayor área de campeo, como el ciervo o el jabalí, han de explotar de forma combinada los pastizales arbolados (con mayor producción de pasto, tubérculos, invertebrados y bellotas) y los densos matorrales que les sirven de refugio o como fuente estival de ramón (Carranza 1999).

Asumiendo esta complementariedad de recursos, la preocupación del gestor se refiere al nivel de producción aportado por cada uno de ellos, lo que viene condicionado sobre todo por la disponibilidad hídrica (San Miguel 2001). En efecto, la magnitud del máximo primaveral y del pico otoñal de producción herbácea dependen cada año de la cantidad y la distribución temporal de la precipitación, hasta el punto de que se han observado efectos prolongados sobre las poblaciones de animales en respuesta a periodos anormalmente secos. Asimismo, la producción de bellotas está en gran medida regulada por la tasa de aborto estival en los frutos en desarrollo, lo que a su vez es función de la disponibilidad hídrica y de nutrientes (Pulido y Díaz 2005, Moreno y Pulido 2008). A ello se suma el efecto ocasional de insectos que consumen estos frutos antes de que caigan al suelo, todo lo cual provoca una notable irregularidad en la producción aprovechable por los animales gestionados.

La producción de los dos recursos principales, hierba y frutos, está sometida, pues, a la influencia del nivel de precipitación, lo que impone una notable impredecibilidad en la oferta anual. Así, para una densidad animal dada, los años favorables ofrecerían un excedente no aprovechado de producción herbácea y leñosa, mientras que en los años secos se asistiría a una sobrepresión de los herbívoros, que se ven obligados a desviar sus preferencias hacia el ramoneo. Esta situación intenta compensarse mediante suplementos alimenticios en las fincas dedicadas a la gestión comercial de la caza, que permiten superar el bache productivo previo a la otoñada (Carranza 1999).

Tabla 2. Ejemplos de información disponible sobre la producción de pastos del monte mediterráneo extraídos de Escribano y Pulido 1998.

REFERENCIA	PASTO
Medina-Blanco 1963	1500-2632 kgMS/Ha
Fernández-Alés <i>et al.</i> 1997	11159-12175 kgMS/ha/año
Olea y Viguera 1998	1500-2600 máximo
Olea <i>et al.</i> 1987	960-1850
Crespo <i>et al.</i> 1984	920-2080
Infante <i>et al.</i> 1984	550-1600

Tabla 3. Producción media de bellota deducida por estimas directas en dehesas de encina o alcornoque. El método de "trampas" consisten en la recogida de bellotas caídas en recipientes bajo la copa; el método geométrico extrapola a toda la copa el número de bellotas registradas en porciones conocidas de su superficie exterior.

ESPECIE Y REFERENCIA	LOCALIDAD (NO. POBLACIONES)	MÉTODO	KG/HECTÁREA	KG/ÁRBOL
ENCINA				
Pulido 1999	Valero (mancha)	Trampas	-	0,5
Pulido 1999	El Encinar	Trampas	-	12,0
Pulido, en prep..	San Blas	Trampas	-	8,6
Vázquez 1998	Valle Matamoros	Geométrico	-	5,8
Zulueta y Cañellas 1989	Toril, Cáceres	Trampas	240,5	8,4
Vázquez <i>et al.</i> 1999	Badajoz	Geométrico	-	9,7
Martín-Vicente <i>et al.</i> 2000	Sierra Morena (2)	Trampas	469,6	26,4
Díaz <i>et al.</i> 2007	Cabañeros (dehesa)	Trampas	219,5	15,7
Díaz <i>et al.</i> 2007	Cabañeros (dehesa)	Trampas	79,3	2,6
ALCORNOCQUE				
Martín-Vicente <i>et al.</i> 2000	Sierra Morena (3)	Trampas	256,9	7,9
Martín-Vicente <i>et al.</i> 2000	Sierra de Cádiz (2)	Trampas	448,5	6,7

Los escasos estudios disponibles sugieren, en efecto, que la variabilidad climática tiene un efecto predecible sobre la producción primaria, pero las fluctuaciones de ésta no tienen por qué reflejarse inmediatamente en la estructura poblacional de los animales explotados. Así, en un estudio reciente realizado por Pulido y colaboradores en 13 fincas del área de Monfragüe (Cáceres) no se encontraron relaciones significativas entre la densidad de ciervos y el estado de la vegetación, lo que sugiere que la interacción hábitat-consumidor puede estar fuera de equilibrio. Este desacoplamiento, esperable por otra parte en climas muy fluctuantes, desaconseja el uso rígido del concepto de "capacidad de carga" en las explotaciones cinegéticas a favor de un seguimiento continuado y de una detección precoz de los daños a la vegetación para evitar situaciones de desequilibrio extremo.

4. LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA COMO RESULTADO DEL PROVECHAMIENTO

El manejo tradicional de los montes mediterráneos favorece a las especies herbáceas, con elevadas producciones en relación con su biomasa, e incrementa la producción de ramón y frutos del componente leñoso. Otro efecto, en este caso no premeditado, es el incremento de la heterogeneidad espacial desde la escala de microhábitat a la del paisaje, lo que incrementa la diversidad en relación con las áreas no manejadas. Los bosques mediterráneos albergan una considerable biodiversidad vegetal, si se comparan con otros bosques templados. Por ejemplo, la diversidad en una superficie de 0,1 ha de alcornocal puede ser de 60-100 especies de plantas vasculares, mientras que la misma superficie de bosque o chaparral de California no supera las 40 especies de plantas. Pero aún son más diversas las dehesas y los bosques pastoreados, donde la riqueza de especies llega a alcanzar valores muy notables: se pueden mencionar las 179 especies/0,1 ha del Monte Gilboa (Israel), las 151 especies/0,1 ha del acebuchar de La Motilla (Parque Natural de Los Alcornocales) o las 135 especies/0,1 ha de una dehesa en Sierra Morena (Díaz *et al.* 1997 para una revisión).

Esta tendencia se observa en un amplio elenco de grupos de organismos, tales como plantas herbáceas y leñosas, mariposas diurnas, aves y mamíferos, y para un amplio rango de escalas espaciales, desde todo el planeta hasta parcelas concretas dentro de fincas con usos múltiples, pasando por regiones en que las dehesas coexisten con otros usos de la tierra y con bosques escasamente manejados. La razón que se ha aducido tradicionalmente para dar cuenta de esta mayor diversidad se basa en que las dehesas arboladas pueden considerarse como una mezcla íntima de varios tipos de hábitat distintos: bosques, por un lado, y pastizales, matorrales e incluso cultivos por otro. Esta mezcla permitiría la coexistencia de organismos forestales y organismos típicos de medios abiertos dentro del mismo tipo de hábitat 'híbrido' (Díaz *et al.* 2003).

El modo más directo de comprobar hasta qué punto la mezcla de hábitats distintos dentro de las dehesas se relaciona con un aumento de la diversidad biológica consiste en comparar la riqueza de especies en zonas de dehesa que difieran en su grado de mezcla (Díaz *et al.* 2003). Estas mezclas de hábitats se dan en los dos estratos de vegetación de las dehesas: el estrato subarbóreo, donde se mezclan pastizales, matorrales y cultivos a una escala espacial amplia; y el estrato arbóreo, donde varía la cantidad de árboles por unidad de superficie así como las características de dichos árboles (tamaño, edad, etc.). A continuación trataremos de evaluar este efecto de la heterogeneidad ambiental a varias escalas y para distintos grupos de organismos.

4.1 INFLUENCIA DE LA VEGETACIÓN SUBARBÓREA

La riqueza de especies de aves nidificantes y lombrices de tierra tiende a ser mayor en las áreas con pastizal bajo los árboles que en las zonas con matorral o cultivos. En el caso de los mesomamíferos, los micromamíferos y los reptiles lacértidos, sin embargo, son las zonas con matorral las que albergan más especies (Díaz *et al.* 2003). Los posibles mecanismos que determinan estos patrones parecen tener que ver con las preferencias de hábitat de las especies presentes en las faunas regionales en el caso de aves y mamíferos, mientras que en el caso de lombrices y lacértidos, dos grupos mucho menos móviles, son los requerimientos fisiológicos de estos tipos de organismos los que parecen restringirlos a uno u otro tipo de vegetación (Díaz *et al.* 2007). Las faunas regionales de aves del suroeste de la península Ibérica contienen más especies generalistas, que comen en el suelo y se refugian en los árboles, que especies ligadas a cultivos y matorrales (Tellería 2001), mientras que en las faunas ibéricas de mamíferos tienden a ser más comunes las que requieren los matorrales como refugio permanente o transitorio que las ligadas a medios desprovistos de matorral (Díaz *et al.* 2007). La dependencia de matorrales como fuente de refugio y sombra para la termorregulación es común a la mayor parte de las especies de lacértidos (Martín y López 2002), mientras que en los oligoquetos el mecanismo principal parece tener que ver con la alteración del suelo debida al laboreo (Díaz *et al.* 2007).

4.2 INFLUENCIA DEL ARBOLADO

Como ya hemos mencionado, la riqueza de especies de oligoquetos tiende a ser mayor bajo las copas de los árboles que lejos de ellas. Este hecho parece ser debido a la mejor calidad general del suelo, atribuible a la mayor humedad y contenido en nutrientes que se deriva de la sombra y hojarasca del arbolado, y no a unos requerimientos específicos de las diferentes especies por una u otra localización, ya que todas ellas, en conjunto, se encuentran tanto bajo las copas como lejos de ellas. El caso de las plantas herbáceas es justo el opuesto: la riqueza de especies es en promedio menor bajo las copas, pero la composición específica del pastizal difiere entre estos lugares y en zonas lejos de las copas. Este patrón, que ocasiona una mayor riqueza de especies a escala de la dehesa, parece deberse, por un lado, a los diferentes requerimientos de luz y nutrientes de las distintas especies y, por otro, al diferente papel de la facilitación y la competencia entre especies bajo las copas y lejos de ellas (Díaz *et al.* 2007).

En el caso de las especies de aves nidificantes, se observa un claro aumento de la riqueza de especies con el aumento de la cobertura de árboles en dehesas de encina sin matorral del entorno de Monfragüe. Esta relación aparece también en las dehesas de encina, alcornoque y quejigo con baja cobertura de matorral (<10%) del Parque Nacional de Cabañeros, tanto en primavera como en invierno. La misma relación aparece durante la primavera en las dehesas no matorralizadas de encina, alcornoque y quejigo de Andalucía occidental, con zonas que alcanzan los 200 árboles por hectárea, lo cual sugiere que se trata de un fenómeno general para toda el área de distribución de las dehesas (ver referencias en Díaz *et al.* 2007).

Estos resultados apoyan la hipótesis de que la alta diversidad de especies de aves que mantienen las dehesas se debe a la mezcla, a escala local, de especies forestales y de medios abiertos. El aumento de la densidad de árboles en zonas sin matorral favorecería a las especies forestales sin disminuir apreciablemente la diversidad de aves ligadas a los pastizales. En las dehesas matorralizadas, las aves forestales podrían desarrollar sus ciclos vitales con una cierta independencia del estrato arbóreo mediante la explotación del matorral, pero las especies de medios abiertos se verían excluidas por la escasez de claros con vegetación herbácea (Díaz *et al.* 2003). Esta coexistencia de especies forestales y de medios abiertos contribuye por tanto a incrementar la riqueza de especies de modo similar a lo que ocurría con las plantas herbáceas.

4.3 INFLUENCIA DE LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE

La mezcla de zonas con vegetación abierta (pastizales y cultivos) con zonas de matorral y arbolado no sólo se produce a escala local, sino que también se manifiesta en la mezcla de zonas dedicadas al cultivo, al pastoreo con diferente intensidad y a otros usos dentro de cada finca, y en la coexistencia de las dehesas con otros usos del suelo y elementos del paisaje a escala regional. Estas mezclas de usos del suelo a escalas de paisaje pueden mantener un mayor número de especies que otras configuraciones paisajísticas más homogéneas por tres motivos principales (Díaz *et al.* 2003). En primer lugar, permiten la coexistencia a escala regional de grupos de organismos ligados de manera exclusiva a hábitats contrastados. Por ejemplo, algunas especies de aves son exclusivas de cultivos mientras que otras lo son de matorrales densos; algunas plantas herbáceas son heliófilas mientras que otras son nemorales, estando asociadas a matorrales maduros y bosques. En segundo lugar, permiten el asentamiento de especies y grupos de especies ligadas a elementos singulares del paisaje, tales como organismos acuáticos en balsas y riberas (plantas acuáticas y ribereñas, peces silvestres o semicultivados como la tenca *Tinca tinca*, invertebrados acuáticos, etc.), aves comensales (por ejemplo, gorriones comunes *Passer domesticus*) o animales que requieren zonas rocosas o arenosas para construir sus refugios (caso de los conejos *Oryctolagus cuniculus* o de los abejarucos europeos *Merops apiaster*). En tercer lugar, estos paisajes complejos permiten la existencia de especies

de gran tamaño y movilidad, que explotan las zonas adehesadas como fuente de alimento y los otros tipos de hábitat como refugios temporales o permanentes. Tal es el caso de aves como el buitre negro *Aegypius monachus*, el buitre leonado *Gyps fulvus* y el águila imperial ibérica *Aquila adalberti*, que buscan su alimento en zonas abiertas y nidifican en árboles altos o en roquedos; de mamíferos como el lince ibérico *Lynx pardinus*, el ciervo *Cervus elaphus* o el jabalí *Sus scrofa*, que se alimentan en zonas abiertas y se refugian en las zonas de matorral denso; o de aves invernantes como la grulla común *Gurs grus* y la paloma torcaz *Columba palumbus*, que se alimentan durante el día de bellotas en las zonas adehesadas y se reúnen en dormideros nocturnos situados en charcas, embalses o bosquetes (Díaz *et al.* 1995, 1998).

5. TENDENCIAS DE CAMBIO

Las relaciones entre manejo, estructura del paisaje y diversidad biológica que se acaban de describir se manifiestan de forma generalizada en las áreas de mosaico mancha-dehesa. Por tanto, son propias de zonas serranas donde el manejo implicaba la apertura de claros para siembra o carboneo, o de zonas de llanura herbácea donde se intercalan manchas poco explotadas por el ganado donde se refugian las especies cinegéticas. Los cambios ocurridos en los montes mediterráneos desde los años sesenta han tenido presumiblemente dos tipos de efectos: (1) modificaciones de la diversidad paisajística y (2) alteración específica de rasgos ambientales de los que dependen críticamente ciertas especies. Los estudios modernos sobre cambios en el paisaje de monte mediterráneo se basan habitualmente en la comparación de tres instantáneas tomadas en los años 50, 80 y en la actualidad, analizándose generalmente los cambios de superficie de las unidades de paisaje y de densidad del arbolado allí donde éste se mantiene. Estos estudios identifican una primera fase (1956-1984) de abandono en áreas marginales y de intensificación en áreas productivas para el cultivo o la ganadería. Las razones socioeconómicas de estos cambios han sido el aumento del precio de la mano de obra, la disminución del precio de subproductos forestales como el carbón y la leña, la caída de la demanda de los productos del cerdo debida a la epidemia de peste porcina africana y los subsidios a la producción derivados de la Política Agraria Común (Campos *et al.* 2003). Las consecuencias para el paisaje de estos cambios de uso han sido la matorralización de zonas antes cultivadas y el aclareo parcial o total de áreas pastoreadas, es decir, la sustitución del sistema tradicional de dehesa por un sistema simplificado de menor diversidad. La segunda fase de cambio abarca las dos últimas décadas, en las que la tendencia a la matorralización continúa pero cesa la desaparición de superficie arbolada, lo que provoca un incremento neto de superficie y densidad del arbolado en el monte. En Andalucía estos cambios serían atribuibles en gran parte a la cada vez mayor implantación del uso cinegético del territorio y/o la declaración como espacio protegido de la mayor parte de las áreas adehesadas de Sierra Morena y las serranías gaditanas.

En cuanto a los cambios en el manejo con consecuencias más directas, cabría citar aquellas nuevas prácticas derivadas de la intensificación. Entre ellas los efectos del aumento de las cargas ganaderas al triple de los valores "tradicionales" y la desatención del arbolado, son los de consecuencias más graves y mejor conocidas, al provocar un deterioro sanitario y una ausencia generalizada de regeneración del arbolado que amenaza con colapsar el sistema en las próximas décadas (Pulido y Díaz 2003).

6. BIBLIOGRAFÍA

- Blanco E., Casado M.A., Costa M., Escribano R., García M., Génova M., Gómez A., Gómez F., Moreno J.C., Morla C., Regato P. y Sáinz H. 1997. *Los Bosques Ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Planeta, Madrid, España.
- Blondel, J. y Aronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Campos, P., Cañellas, I. y Montero, G. 2003. *Evolución y situación actual del monte adehesado*. En F.J. Pulido, P. Campos y G. Montero (eds.): La gestión forestal de las dehesas, pp. 27-37. ICMC. Mérida.
- Carranza J., 1999. *Aplicaciones de la Etología al manejo de las poblaciones de ciervo en el suroeste de la península Ibérica: producción y conservación*. Etología, 7: 5-18.
- Díaz, M., Alonso, C.L., Arroyo, L., Bonal, R., Muñoz, A. y Smit, C. 2007. *Desarrollo de un protocolo de seguimiento a largo plazo de los organismos clave para el funcionamiento de los bosques mediterráneos*. En Ramírez L. (ed.): Investigación en la Red. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- Díaz, M., Campos, P. y Pulido, F.J. 1997. *The Spanish dehesas: a diversity of land use and wildlife*. En: *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation* (eds. Pain, D. y Pienkowski, M.), pp. 178-209. Academic Press, London, UK.
- Díaz, M., Pulido, F. y Marañón, T. 2003. *Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adehesados*. Ecosistemas 2003/3 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion.htm>).
- Díaz, M., González, E., Muñoz-Pulido, R. y Naveso, M.A. 1995. *Habitat selection patterns of common cranes *Grus grus* wintering in Holm-oak *Quercus ilex* dehesas of central Spain: effects of human management*. Biological Conservation 75: 119-124.
- Díaz, M. y Martín, P. 1998. *Habitat selectivity by wintering wood pigeons (*Columba palumbus*) in Holm-oak *Quercus ilex* dehesas of central Spain*. *Gibier Faune Sauvage/Game and Wildlife* 15: 167-181.
- Díaz-Villa, M.D., Hidalgo, R., Garrido, B., Arroyo, J. y Marañón, T. 1999. *Componentes de biodiversidad en bosques y pastos del Parque Natural "Los Alcornocales" (Cádiz-Málaga)*. Actas de la 39 Reunión Científica de la SEEP, Almería, págs. 69-74.
- Escribano, M. y Pulido, F. 1998. *La dehesa en Extremadura. Estructura económica y recursos naturales*. Junta de Extremadura. Badajoz.
- Martín, J. y López, P. 2002. *The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation*. Biological Conservation 108: 213-219.
- Martín-Vicente, A., J.M. Infante, J. García-Gordo, J. Mernino y R. Fernández-Alés. 2002. *Producción de bellotas en montes y dehesas del suroeste español*. Pastos XXVIII: 237-248.
- Moreno, G. y Pulido F. 2008. *Dehesa functioning, management and persistence*. Pp. 000-000 en M.R. Mosquera, A. Rigueiro y J. McAdam (eds.) *Advances in Agroforestry*. Springer Publishes.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. y Kent, J. 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature 403: 853-858.
- Ojeda, F., Marañón, T. y Arroyo, J. 2000. *Plant diversity patterns in the Aljibe Mountains (S. Spain): a comprehensive account*. Biodiversity and Conservation 9: 1323-1343.
- Plieninger, T., Pulido, F.J. y Konold, W. 2003. *Effects of land-use history on size structure of hola oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration*. Environmental Conservation 30: 61-70.
- Pulido, F.J. 1999. *Herbivorismo y regeneración de la encina (*Quercus ilex* L.) en bosques y dehesas*. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura, España. 146 p.
- Pulido, F.J. y Díaz, M. 1992. *Relaciones entre la estructura de la vegetación y las comunidades de aves nidificantes en las dehesas: influencia del manejo humano*. Ardeola 39: 63-72.

- Pulido, F.J. y Díaz, M. 2005. *Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach*. *Ecoscience* 12: 92-102.
- San Miguel, A. 2001. *Pastos naturales españoles*. Mundi-Prensa. Madrid.
- Tellería, J.L. 2001. *Passerine bird communities of Iberian dehesas: a review*. *Animal Biodiversity and Conservation* 24: 67-78.
- Tellería, J.L., Alcántara, M., Asensio, B., Cantos, F.J., Díaz, J.A., Díaz, M. & Sánchez, A. 1992. *Evaluación del Impacto Ambiental del Embalse de Monteagudo (Avila-Toledo) sobre la Fauna de Vertebrados Terrestres*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid, España. Informe inédito.
- Vázquez, F.M. 1999. *Producción del monte mediterráneo*. Documentación del Curso de la UNED sobre Ecología, Explotación y Conservación del Bosque Mediterráneo. Plasencia.
- Vázquez, F.M., E Doncel D. Martín y S. Ramos. 1999. *Estimación de la producción de bellotas en los encinares de la Provincia de Badajoz en 1999*. *Sólo Cerdo Ibérico* 2: 67-75.
- Westman, W.E. 1988. Species richness. En *Mediterranean-type ecosystems. A data source* (ed. Specht, R.L.), pp. 80-91. Kluwer, Dordrecht, Holanda.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

MONTE MEDITERRÁNEO

Capítulo 16:

**GESTIÓN DE LA
TÓRTOLA COMÚN Y
LA PALOMA TORCAZ**

Gregorio Rocha Camarero¹, Tomás Merchán Sánchez¹ y Sebastián J. Hidalgo de Trucios².

¹ Ingeniería Técnica Forestal. Centro Universitario de Plasencia. Universidad de Extremadura. Avda. Virgen del Puerto, 2. – 10600 – Plasencia (Cáceres). gregorio@unex.es • tmerchan@unex.es.

² Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad (RCB). Facultad de Veterinaria. Avda. Universidad s/n. Universidad de Extremadura. 10071– Cáceres.

RESUMEN

La paloma torcaz y la tórtola común son dos columbiformes ligadas a las dehesas y los bosques mediterráneos andaluces con similares requerimientos de hábitat reproductor pero que se encuentran en diferente estado de conservación. La primera disfruta de un estatus favorable con dos poblaciones claramente diferenciadas, una sedentaria y otra invernante, que vienen experimentando desde hace varias décadas un significativo aumento demográfico. A pesar de que en los últimos años se ha reducido la extensión del área de invernada en Andalucía, fundamentalmente por la desaparición de algunos dormideros importantes, la situación general actual se puede considerar de bonanza poblacional. No obstante, para que esta situación se mantenga es necesario fomentar y recuperar las áreas de invernada actualmente no ocupadas, para lo cual es preciso que se conserven las actuales extensiones de dehesas y montados, así como su sistema productivo.

La situación de la tórtola es tangencialmente opuesta, pasando de ser considerada como una especie muy abundante hace pocas décadas, a catalogarse como vulnerable a principios de los '90 en el Libro Rojo de los Vertebrados de España. Las causas de esta regresión se encuentran en la destrucción y alteración de su hábitat de cría, traducido, entre otras causas, en el abandono de cultivos marginales, la intensificación agrícola en zonas más productivas, el empleo masivo de fitosanitarios, desaparición de linderos arbolados, bosques de rivera, etc. Además, la presión cinegética sobre la especie no ha ido pareja a su disminución demográfica, siendo ésta una actividad bastante desordenada donde se aprecia una inexplicable descoordinación entre comunidades autónomas en cuanto al inicio de la caza (que suele solapar con el final de la cría), duración del periodo, establecimiento de cupos, etc., y un desconocimiento generalizado de las capturas globales y de los efectivos sobre los que se actúa. Un tema que preocupa es la expansión y densificación experimentada por la tórtola turca, especie de mayor tamaño, gran éxito reproductor, sedentaria y territorial que ocupa también estos hábitat de reproducción. A todos estos factores se les suma la ausencia de datos fidedignos de los factores que podrían estar afectando en los cuarteles de invierno subsaharianos.

Las medidas a aplicar pasan por paliar la falta de información existente actualmente, por coordinar a las distintas administraciones con competencias en esta materia para que promulguen una legislación ajustada a la biología de la especie y, finalmente, por los propios gestores y cazadores para que se realice un aprovechamiento adecuado, coherente y sostenible, potenciando la reproducción de la especie y garantizando su futuro.

1. TÓRTOLA COMÚN (*Streptopelia turtur*)



1.1 ASPECTOS BÁSICOS DE SU BIOLOGÍA

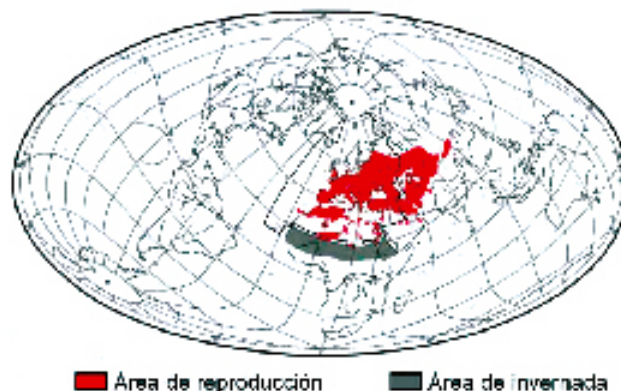
1.1.1. DESCRIPCIÓN

La Tórtola Común es una columbiforme pequeña cuyo tamaño es de 26-28 centímetros y su peso de 100-160 gramos. De su aspecto destaca su cabeza pequeña gris azulada y ojo vivaz amarillo rojizo. Presenta un amplio collar distintivo a ambos lados del cuello donde se alternan listas blancas con negras, este collar está ausente en los jóvenes. La zona del buche, garganta y parte anterior del pecho son de un color vinoso pálido y la espalda presenta unos tonos apagados parduscos con el borde de las plumas rojizo. Como en la mayoría de las colúmbidas las patas son cortas y de color rojizo. El plumaje de ambos sexos es muy parecido, aunque el macho adquiere unos tonos algo más contrastados. La cola es larga, con 7-8 centímetros de longitud y una amplia banda superior negra, característica que la diferencia en vuelo de otras tórtolas, junto con su aspecto más pardo y oscuro y su vuelo más ligero.

1.1.2. DISTRIBUCIÓN

La especie cría por la mayor parte de Europa (excepto Islandia, Irlanda, norte de Bretaña y Escandinavia), hasta Asia central y norte de África. En invierno se distribuye por una franja al sur del Sahara que recorre desde el Atlántico (de Senegal a Guinea) hasta el Índico (de Sudán a Etiopía) (Figura 1).

Figura 1. Mapa de distribución de la Tórtola Común (Cramp, 1985).



Las aves que se reproducen en la península Ibérica pasan el invierno en el oeste africano, en regiones de Senegal, Malí, Burkina Faso y Nigeria. La migración primaveral comienza principalmente en marzo, aunque el paso principal a través de Andalucía ocurre en la segunda mitad de abril y termina en mayo. Este viaje primaveral es escalonado, relativamente rápido y con escasas concentraciones de aves. Existen indicios que señalan la fidelidad de las aves a los lugares de nacimiento y reproducción (Cramp, 1985). Al terminar la reproducción, las aves inician la muda y acumulan grasa, comenzando la migración más o menos a mediados de agosto y concentrándose en grandes bandos de alimentación. El detonante del inicio del viaje parece estar más relacionado con los cambios de temperatura que con otras causas como la disponibilidad de alimento (Elkins, 1983). Según Bernis (1966); el flujo migratorio postnupcial es más destacado en la mitad oeste de la península Ibérica mientras que el nupcial se manifiesta más en la mitad este.

1.1.3. HÁBITATS

El hábitat tipo en Andalucía son las dehesas cerealistas, presentando hasta 2,3 aves/10 ha (Muñoz-Cobo, J. 2001). A la tórtola le gusta nidificar especialmente en encinas de porte pequeño intercaladas entre pastizales naturales y cultivos marginales (Rocha e Hidalgo, 2002). También habita en áreas abiertas con árboles y arbustos dispersos, bosques de ribera y frutales (olivares, algarrobares y naranjales). Los olivares intensivos tienen densidades de 0,1 aves/10 ha (Peiró en Purroy 1997). En áreas arboladas o bosques supra y mesomediterráneos de *Quercus* llega a presentar densidades reproductoras de hasta 1,5 aves/10 ha (Díaz y col., 1996). Es, sin embargo, muy escasa en formaciones de coníferas, matorrales y en todo el piso termomediterráneo (Díaz y col., 1996). En el sur de la Comunidad, parece preferir árboles de ribera, acebuchales, pinares, e incluso alcornoques y quejigares (Ceballos y Guimerá, 1992).

En invierno se concentran en grandes bandos de miles de individuos surcando los bosques de acacias de la sabana abierta (Gore, 1980; Lamarche, 1980; Morel, 1985, 1986; Morel y Morel, 1988; Jarry y Baillon, 1991), dando lugar a grandes dormitorios comunales, algunos de más de un millón de aves (Purroy, 2000).

1.1.4. ALIMENTACIÓN

Es una especie granívora que consume semillas de malas hierbas, cereales y oleaginosas. Durante el inicio y buena parte de la reproducción se alimenta básicamente de semillas de plantas ruderales (Jiménez y col., 1992; Díaz y Fontoura, 1995; Purroy, 1995) ya que las de plantas cultivadas como el trigo y el girasol no se encuentran aún disponibles. La importancia de las plantas silvestres en la alimentación de las tórtolas es tal que, en Inglaterra, la distribución de la especie

estaba condicionada por la existencia de este tipo de plantas (Murton *et al.*, 1964). No obstante, en ese país la especie parece haber cambiado en los últimos años la composición de la dieta a favor de un mayor consumo de semillas cultivadas (Browne y Aebischer, 2003).

Al igual que otras colúmbidas suele complementar su dieta consumiendo pequeños gasterópodos terrestres y tragando piedras y tierra junto con el resto mayoritario de alimento (Jiménez *et al.*, 1992) para facilitar la trituración y digestión.

En invierno se alimentan de semillas de gramíneas silvestres africanas, además de plantas cultivadas como el arroz, sorgo, maíz, etc., (Morel, 1987).

1.1.5. REPRODUCCIÓN

El período reproductor tiene lugar desde mediados de mayo hasta finales de agosto (Rocha e Hidalgo, 2002). Al parecer la formación de las parejas se produce en los lugares de cría y, en algunos casos, antes (durante la migración) ya que se han visto aves migrando aparentemente emparejadas (Dementiev, 1968). El cortejo consiste en una exhibición en vuelo continuado y ondulante con altibajos seguido de persecuciones y acercamientos en las ramas de los árboles acompañados de arrullos.

El nido es una frágil plataforma horizontal de poca espesura, tan simple que, en muchas ocasiones, el contenido puede verse perfectamente desde el suelo (Rocha e Hidalgo, 2002). Pone dos huevos blancos (Foto 1) y la incubación dura 13-16 días (Glutz y Bauer, 1980). Tras la eclosión, los pollos (Foto 1) son alimentados con la denominada "leche de paloma" (sustancia lechosa secretada por las células reticulares existentes en los pliegues de las paredes internas del buche, engrosadas durante la reproducción) cambiando gradualmente dicho alimento por otro más sólido a base de semillas. A partir de los 25-30 días abandonan el nido (Peiró, 1985). El éxito reproductor promedio, entendido como porcentaje de pollos criados respecto al total de huevos puestos, ronda el 50% (Rocha e Hidalgo, 2002).



Foto 1. Nido de tórtola común en un olivo en la fase de huevos y con pollos de unos cinco días de edad.

Las tórtolas pueden realizar dos polladas exitosas al año, siendo capaces de realizar puestas de reposición en menos de 8 días (Murta Neves, 1981). En Inglaterra se ha constatado una reducción del periodo de cría con la consiguiente disminución del número de polladas y por tanto de la productividad de la especie (Browne y Aebischer, 2004).

Dos Santos Junior (1981a) describe un comportamiento típico de los jóvenes consistente en la agregación de individuos en determinados lugares, normalmente de alimentación, que denomina "centros de asociación de juveniles".

La tasa anual de mortalidad durante el primer año de vida se ha estimado en alrededor del 64%, y del 50% para los que sobreviven más allá de ese primer año (Calladine y col. 1997).

1.2. SITUACIÓN ACTUAL DE LA ESPECIE

1.2.1. POBLACIÓN ESTIMADA.

Las estimaciones más fiables arrojan una orquilla de 3.500.000 a 7.200.000 parejas para la población reproductora europea (BirdLife International, 2004).

En España la cifra estimada en 1997 se situaba entre las 790.000 y 1.000.000 de parejas (Purroy, 1997). Hoy día con la nueva información disponible para algunos puntos de España y a pesar de que, en general, se carece de datos rigurosos y fiables sobre el contingente total reproductor, creemos que la cifra actual es muy inferior y se situaría entre las 390.000 y 650.000 parejas.

1.2.2. ESTADO DE CONSERVACIÓN.

La catalogación del estado de conservación está basada en los criterios UICN-2001 (Muñoz-Cobo, 2001):

- **MUNDO:** "Preocupación menor" (LC). Según criterios UICN-2007.
- **ESPAÑA:** "Vulnerable" (VU, A2acd). Según criterios UICN-2001 (Madroño y col., 2005):

A. Disminución poblacional rápida.

2. *Declive ocurrido (observado, estimado, inferido o sospechado); declive / causas pueden no haber cesado o sido entendidas necesariamente, pudiendo no ser reversibles, basado en:*

- a. *Observación directa.*
- c. *Disminución del área de distribución, de ocupación y/o calidad de hábitat.*
- d. *Niveles actuales o potenciales de explotación.*

- **ANDALUCÍA:** "Vulnerable" a la extinción (VU) Criterios A1 y C1. Según criterios UICN-2000 (Muñoz-Cobo, 2001):

- A1. *Reducción de la población observada, estimada, o inferida en por lo menos un 20% durante los últimos 10 años, o bien en tres generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los siguientes supuestos, los cuales deben ser especificados.*
- B1. *Una superficie de presencia estimada en menos de 20.000 Km², o un área de ocupación estimada en menos de 2.000 Km², severamente fragmentado, o bien encontrado en no más de diez localidades.*

1.2.3. TENDENCIA DE LAS POBLACIONES.

Se trata de una especie que tradicionalmente ha sido considerada como muy abundante en la mayor parte de Europa. Desde hace varias décadas sus poblaciones reproductoras han experimentado un alarmante descenso, siendo éste más acusado en el oeste y sur de Europa (Hagejeimer y Blair, 1997).

Hoy día se conoce con suficiente base el declive de la Tórtola, que ha sido más evidente a partir de la década de los 70'. Goodwin (1985) y Marchant y col. (1990) confirman que ha desaparecido el 60% de la población reproductora del sur de Europa. Duckworth (1992) informa sobre la pérdida del 50% de las aves reproductoras de Inglaterra, Francia y Rumanía,

especialmente a partir de 1975. En Gran Bretaña, donde el conocimiento sobre la especie es más profundo, Hagejeimer y Blair (1997) y Boutin (2001) alertan sobre una espectacular caída de efectivos del 70% desde 1968.

A la vista de este declive generalizado, en 1992 se cataloga a la especie como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco y González, 1992). La falta de aplicación de medidas de carácter general que contrarresten este descenso hace que se mantenga esa tendencia y origina su inclusión en el Libro Rojo de las Aves de España como especie "Vulnerable" (Madroño y col., 2005).

En la península Ibérica existen evidencias contrastadas del declive poblacional, tales como la disminución en un 63% de las capturas de tórtolas por roleiros (cazadores con red) en Portugal (Dos Santos Junior, 1978) y la disminución en un 57% en las capturas de tórtola por cazador y día en 1998 respecto a 1989 en Extremadura (Rocha e Hidalgo, 2002).

En Andalucía el descenso de la especie ha sido notable en los dos últimos decenios, pasando a ser catalogada como "Vulnerable a la extinción" en el Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía (Muñoz-Cobo, 2001). En Málaga, a pesar de la apreciable disminución de la población en las dos últimas décadas, en 1997 era considerada común en los pasos y como nidificante (Garrido y Alba, 1997). En Córdoba se considera a la especie ausente en más de la mitad de los términos municipales (González y col., 2004).

Tras un seguimiento anual de la especie durante cuatro años en Andalucía se ha puesto de relieve una probable reducción del 38% de efectivos entre 1997 y 2000 (Gutiérrez, 2000).

El franco proceso de regresión que está sufriendo la tórtola en el continente europeo aconseja poner en marcha de forma urgente medidas globales que garanticen su conservación a lo largo de toda su área de distribución.

1.3. FACTORES QUE INFLUYEN EN SU DEMOGRAFÍA

En este apartado trataremos de sintetizar los diversos factores que intervienen en la dinámica poblacional de la especie, desarrollando las causas que explican el declive sufrido por las poblaciones reproductoras en las últimas décadas.

1.3.1. DESTRUCCIÓN Y ALTERACIÓN DEL HÁBITAT

El campo español ha experimentado una profunda remodelación desde la entrada de nuestro país en la antigua Comunidad Económica Europea y la aplicación de una Política Agraria Común (Naredo, 1996). La PAC está basada en unos principios objetivos de productividad de la tierra, favoreciendo aquellos cultivos en zonas altamente productivas en detrimento de los cultivos marginales de baja producción.

En aras a buscar el máximo rendimiento económico y la máxima productividad agraria se ha fomentado el abandono progresivo de campos de cultivo poco productivos y se han intensificado las prácticas agrícolas en las zonas más productivas (Alés, 1996). Todo ello ha provocado una degradación del hábitat cuyas consecuencias y efectos para la especie que nos ocupa pasamos a comentar a continuación.

- **Cambios en la superficie cultivada**

Existe una relación directa entre la densidad de nidos de tórtola existentes en un área de cría y la superficie de cereal cultivado en la zona, de tal forma que a mayor superficie de cultivo respecto al total del área, mayor densidad de nidos (Rocha e Hidalgo, 2002). Ello indica la gran dependencia que la especie tiene de este cultivo para la reproducción, ya que estas semillas representan buena parte de la alimentación de los pollos durante su desarrollo,

estando disponibles a partir del mes de mayo en latitudes de la mitad sur peninsular. Es esperable, por tanto, que una reducción paulatina a lo largo del tiempo en la superficie de cereal cultivado en un área de cría, repercute negativamente sobre la densidad de nidos y conlleva a una rarificación de la especie en esa zona (Foto 2).



Foto 2. Hábitats de reproducción de la Tórtola común en una dehesa cultivada de cereal y en otra en la que se abandonó ese cultivo.

A la vista de esta estrecha relación, y conocida la gran regresión que ha sufrido la superficie dedicada al cultivo de cereal en España a lo largo de las últimas décadas, se pone de manifiesto una de las principales causas del descenso poblacional de la especie en nuestro país, lo cual podría ser extensible a buena parte de países de la Unión Europea.

- ***Destrucción de estructuras de nidificación y refugio***

La búsqueda de mayor productividad y rentabilidad económica provoca el desarrollo de una agricultura más intensiva y agresiva que deja ver sus efectos a varios niveles. Por un lado, se aprovechan al máximo las superficies de cultivo eliminando los antiguos linderos arbolados entre parcelas y bosques de ribera periféricos, estructuras que juegan un papel importantes como soporte de nidificación y protección de una gran cantidad de aves (Marchant y col., 1990). Tanto es así, que en muchas zonas de Europa, dichas estructuras se han revelado como factores limitantes para la presencia y distribución de tórtola común (Tucker y Heath, 1994). No obstante, estas estructuras en dehesas y bosques mediterráneos no parecen alcanzar esa importancia para la especie debido a la gran cantidad de soportes para la nidificación y refugio que proporciona dicho hábitat (Rocha e Hidalgo, 2002).

Por otro lado, se promueve un uso del suelo que ocasiona una progresiva uniformidad del paisaje, eliminando la distribución de la superficie en mosaico, con bosquetes aislados y diversidad de cultivos, y se fomenta la implantación de grandes extensiones de monocultivos que son poco seleccionados por la especie (Hagejeimer y Blair, 1997).

- ***Uso de productos químicos (herbicidas)***

La utilización de herbicidas ha experimentado un fuerte crecimiento en las últimas décadas (Foto 3), aumentando su uso de forma cualitativa y cuantitativa. Su efecto produce la eliminación indiscriminada de plantas adventicias determinantes para la reproducción de las tórtolas, sobretodo al comienzo del periodo de cría, tal y como se ha comentado en el apartado de alimentación. El efecto negativo de los herbicidas sobre la densidad de nidos de tórtola común ha sido constatado de forma empírica en Extremadura (Rocha e Hidalgo, 2002), donde se ha comparado la densidad de nidos en distintas



Foto 3. La creciente utilización de herbicidas en la agricultura durante las últimas décadas se revela como una causa añadida que contribuye al declive de la especie.

zonas de reproducción en función de si se han usado herbicidas o no, siendo la densidad de nidos 3,5 veces inferior en las zonas que utilizan frecuentemente este tipo de producto. Por tanto, se puede afirmar que el uso de herbicidas es una práctica negativa para el asentamiento y reproducción de la Tórtola en las áreas de cría.

- **Nuevos métodos de cultivo, cosecha y recolección**

Abundando en la intensificación agrícola, es relevante destacar los cambios acaecidos en los últimos decenios sobre la evolución y mejora de las semillas de cereales y oleaginosas seleccionadas como simiente, tendiendo a cultivar cada vez más variedades de ciclo corto, por lo que la cosecha se realiza de forma más temprana. Ello provoca un desfase entre la disponibilidad del grano y el momento de mayor necesidad de alimento del periodo reproductor, lo que dificulta enormemente su óptimo aprovechamiento por la especie.

Pero quizá ha sido el desarrollo de una nueva tecnología en la recolección de la cosecha (Tucker y Evans, 1997), lo que haya causado un efecto más negativo sobre la disponibilidad de este alimento. En efecto, entre otras cosas, la nueva maquinaria agrícola es capaz de realizar la cosecha en un tiempo récord, optimizando la siega y recogida del cereal, dejando el rastrojo final limpio de grano.

1.3.2. ACTIVIDAD CINEGÉTICA

La extracción directa de individuos que ejerce la caza año tras año es un factor añadido de mortalidad que evidentemente influye sobre la dinámica poblacional de la especie. A continuación trataremos de concretar exactamente donde incide este factor e intentaremos valorarlo sobre el resto de parámetros que globalmente la están afectando, para posteriormente intentar minimizar su impacto con una adecuada gestión.

- **Inicio prematuro de la Media Veda**

Todos los autores que han realizado estudios sobre la especie en distintas áreas de reproducción (Fernández y Camacho, 1989; Peiró, 1990; Rocha e Hidalgo, 2002) coinciden en que el inicio de la caza en Media Veda solapa con el final del periodo reproductor de la especie. En concreto, se calcula que entre un 2,6 y un 3,9% de los progenitores son abatidos cuando aún tienen pollos en el nido si la caza empieza a mediados de agosto (Fernández y Camacho, 1989; Rocha e Hidalgo, 2002). Es evidente que un inicio temprano lesiona gravemente la productividad de las poblaciones de tórtola, ya que no solo se está eliminando un porcentaje elevado de efectivos reproductores de forma directa, sino que también se destruye parte de la población juvenil justo antes de su incorporación a la población final.

Además, durante los primeros días de caza de la Media Veda se abate un elevado número de jóvenes volantones (13,5%) recién salidos del nido que aún no han tenido tiempo para prepararse, ejercitarse y adquirir experiencia (Rocha e Hidalgo, 2002); en definitiva, y siguiendo los principios éticos de la actividad cinegética, son individuos que aún no estarían en condiciones de ser considerados como pieza de caza.

- **Concentración de individuos en cebaderos artificiales**

El uso de alimento para atraer y concentrar elevadas cantidades de individuos en poco espacio (Foto 4) es una práctica ilegal que ha visto crecer sus adeptos hasta tal punto que, en el año 2000, en más del 30% de los cotos en ambiente mediterráneo se usaba atrayente alimenticio para concentrar las aves en los cazaderos (Rocha e Hidalgo, 2003). La consecuencia inmediata de esta actividad es que se abaten demasiados individuos jóvenes respecto a adultos (en ocasiones el 80% de los individuos abatidos son jóvenes) ejerciéndose una presión desmesurada sobre

este segmento de la población, atraída hacia una nutritiva fuente de alimento fácil de conseguir (Hidalgo y Rocha, 2001a). Todo ello repercute negativamente sobre las poblaciones reproductoras de tórtola porque se eliminan los renuevos y envejecen las poblaciones. La consecuencia final es que, poco a poco, van disminuyendo los efectivos y, si se sigue manteniendo esta situación, con el tiempo pueden llegar a desaparecer poblaciones locales enteras.



Foto 4. El aporte de alimento en los cazaderos es una práctica que tiene unos beneficios indudables para la tórtola y otras especies, ya que aumenta la disponibilidad alimenticia durante el periodo de máximas necesidades, es decir, la reproducción, pero puede llegar a ser muy negativo si se realiza en poco espacio y se abusa en las capturas.

La proliferación de estos métodos ilegales se ve favorecida por la dificultad que entraña su persecución y penalización por parte de la Administración. Ello se debe, en parte, a que, en muchas ocasiones, resulta muy difícil discernir si nos encontramos ante un legal y recomendable aporte alimenticio para ayudar a la subsistencia de la fauna cinegética en períodos de escasez, o ante un flagrante e ilegal uso de cebos alimenticios para atraer y sobre-explotar las poblaciones locales de la especie. En el apartado de gestión de las poblaciones describiremos la forma de realizar el aporte de alimento para optimizar el aprovechamiento cinegético en los cazaderos.

- **Presión cinegética posiblemente elevada en zonas puntuales**

En la Unión Europea, la tórtola se caza en Grecia, España, Francia, Italia, Chipre, Malta, Austria y Portugal. Francia (Le Medoc) y Malta son los Estados donde mayores conflictos se producen año tras año debido a que se permite su caza durante su viaje prenupcial en primavera (mayo). Los defensores de esta práctica en Francia aducen que se trata de una caza tradicional que aprovecha el paso migratorio situado en las proximidades de La Gironde y que se abate una cifra insignificante de aves de la población total. Sin embargo, esta práctica contraviene reglamentaciones como la Directiva Aves, que prohíbe expresamente la caza de especies migratorias en migración pre-reproductora. Además, hay quien opina que las aves que se abaten en Francia sí que son parte importante del contingente reproductor europeo en su camino hacia el norte (Barbedienne, 1992).

La caza también se lleva a cabo en lugares de paso y cuarteles de invernada, donde no existe reproducción, dando una vuelta de tuerca más a esta complicada situación, ya que incrementan las extracciones sin aportar o producir nuevos individuos que se incorporen a la población. En realidad no se conoce con exactitud la magnitud del efecto de la caza sobre la especie en estos lugares; se cree que en el Sahel pueden abatirse anualmente del orden de un millón de aves (Purroy, 1997).

Por otro lado, está bastante claro que las famosas cacerías de Marruecos no tienen efecto negativo sobre las poblaciones reproductoras europeas, debido a que, en ese país, la caza se realiza durante dos meses, desde mediados de mayo hasta mediados de julio, justo durante el periodo reproductor y cuando el contingente reproductor europeo ya ha pasado hacia el norte. Tampoco incide sobre las aves en vuelo migratorio post-reproductor hacia el sur, ya que, para entonces (a partir de septiembre), no se permite su caza. Además, la subespecie que se distribuye allí (*Streptopelia turtur arenicola*) es diferente de la que se reproduce en Europa (*S. t. turtur*) (Cramp, 1985) y, aunque de acuerdo a la legislación europea y a los principios éticos cinegéticos, esa caza pudiera ser reprochable, lo cierto es que dicha actividad no afecta a las tórtolas europeas.

- **Volumen global de capturas y productividad anual**

Boutin, en el año 2001, recopila la información existente sobre las capturas totales de tórtolas abatidas en los distintos países de la Unión Europea y obtiene una horquilla de entre 2 y 4 millones de individuos, de los que 2,4 corresponderían a las capturas en España. Este último dato procede de un informe elaborado para el antiguo ICONA por Fernández y Camacho (1989). Gutiérrez (2000) cifra en 240.000 las aves abatidas en Andalucía durante el año 2000, número concordante con la información existente para algunas provincias durante la temporada 2003/04 (Figura 2). Según este último autor, en Andalucía se producirían alrededor de los 423.000 jóvenes al año, por lo que las extracciones por caza supondrían el 56,7%, resultando por tanto un balance poblacional negativo que provocaría una tendencia declinante en esa región.

Nº DE INDIVIDUOS ABATIDOS

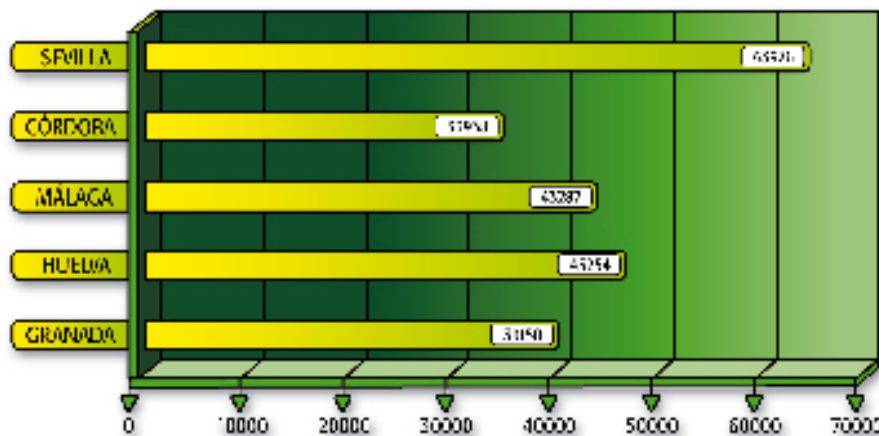


Figura 2. Resultados de capturas de tórtola común obtenidos durante la temporada 2003-04 para algunas provincias andaluzas con datos, con un resultado parcial de capturas de 226.372 tórtolas (Fuentes consultadas: Federación Andaluza de Caza y Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía).

Según nuestra propia experiencia en Extremadura y con los estudios que llevamos a cabo en la actualidad a nivel europeo y Marruecos, creemos que en España se podrían estar abatiendo actualmente la mitad de la cifra aportada por el ICONA, es decir, alrededor de 1,2 millones de tórtolas. No obstante, ese último no deja de ser un dato que necesita contrastarse con estudios rigurosos y actualizados a nivel nacional.

En cuanto a la productividad de la especie se sabe que no es muy elevada; Murton (1968) determinó que entre 2 y 2,8 jóvenes se incorporaban a la población anualmente por cada pareja reproductora en Inglaterra durante la

década de los 60', aunque Browne y Aebischer (2005) advierten de una caída sensible de la productividad en ese país. Fontoura y Dias (1995) también observaron un índice de 2,71 jóvenes por pareja en el noroeste de Portugal. Rocha e Hidalgo (2002) cifran una media de 2 jóvenes volantones por pareja y año para Extremadura.

Lo cierto es que en la actualidad no existe información fidedigna acerca del volumen total anual de capturas por países, ni tampoco de los efectivos poblacionales totales ni de la productividad global anual, por lo que, en definitiva, no se conoce si la presión final de caza es elevada, media o baja respecto a la productividad de la especie.

1.3.3. INFLUENCIA DE OTRAS ESPECIES

La tórtola común es una especie que está sometida a una elevada presión depredadora durante la reproducción; en concreto, entre el 16,7% y el 34% de las pérdidas de nidadas se deben a este factor (Murton, 1968; Peiró, 1990; Rocha e Hidalgo, 2002). Las especies cuya actividad depredadora sobre nidos de tórtola ha sido constatada son las siguientes: Culebra de Escalera, Urraca, Cuervo, Rabilargo, Lirón Careto, rapaces diurnas y el hombre. No obstante, la especie está relativamente bien adaptada a estas pérdidas debido fundamentalmente a su capacidad de realizar en pocos días una nueva puesta en otro lugar (Murta Neves, 1981). Por lo tanto, la depredación por estas especies no parece tener un papel destacado en el declive de la tórtola.

En cuanto a la competencia con otras especies, en los últimos años se ha profundizado en el conocimiento de la tórtola turca (Foto 5), en su impresionante expansión a lo largo del continente europeo (Rocha e Hidalgo, 2002b) y la colonización de otros lugares del mundo (Romagosa y McEneaney, 1999), así como en su posible efecto negativo sobre la tórtola común (Glutz y Bauer, 1992; Rocha e Hidalgo, 2000).

Foto 5. Tórtola turca ocupando una dehesa donde tradicionalmente abundaba la tórtola común. En ambientes mediterráneos del centro oeste peninsular, la tórtola turca utiliza la encina como soporte para sus nidos en el 80% de los casos.



No se conoce con exactitud dicho efecto negativo y la magnitud que alcanza respecto a otros factores que venimos comentando como causantes del declive. Abundando en el tema, en zonas del sur y oeste de la península Ibérica, además del interior y proximidades de núcleos urbanos, esta especie ocupa zonas relativamente alejadas de ciudades y pueblos, normalmente cercana a instalaciones de ganado donde encuentra buena disponibilidad de alimento y cierta tranquilidad. Muchas de estas zonas, en dehesas, montados y fincas agro-ganaderas, son también lugares tradicionales de reproducción de la tórtola común. En estos lugares ambas especies utilizan los mismos soportes de nidificación y, en muchas ocasiones, las mismas fuentes de alimento. Se ha podido constatar que la presencia de la turca influye sobre la distribución de la común, evitando esta última asentarse en aquellos lugares

ocupados por la primera. Además, a medida que aumenta la densidad reproductora de turca en una determinada zona, la densidad de común va disminuyendo (Rocha e Hidalgo, 2000).

Creemos que todo ello es debido a que la tórtola turca juega con ventajas importantes tales como su carácter sedentario y territorial, mayor tamaño y agresividad (Fletcher, 1979) y su elevado éxito reproductor (varias puestas a lo largo del año con un 66% de éxito -Rocha e Hidalgo, 2000-), a lo que habría que añadir la ausencia de presión cinegética que disfruta.

1.3.4. ÁREA DE INVERNADA

En los cuarteles de invierno africanos los factores más destacados que influyen negativamente sobre la especie parecen ser la progresiva degradación del hábitat y la destrucción de los bosques de acacias. Aunque las causas exactas del porqué se produce esta degradación no se conocen con exactitud, todo ello estaría originado por una tala indiscriminada y masiva de estos bosques para la obtención de carbón y puesta en marcha de campos de cultivo, iniciada hace decenios, así como a la profunda y prolongada sequía que padeció el oeste de África durante la década de los 70' y 80' (Marchant *et al.*, 1990), e incluso a la gran cantidad de incendios forestales que ocurren anualmente en el Sahel (Jarry 1994). En el trasfondo del tema, podría estar el cambio climático como posible desencadenante del declive de la especie en estas áreas de invernada (Tour du Valat y DDH Consulting, 2005).

Respecto a la actividad cinegética durante la invernada, se cree que se abaten anualmente decenas de miles de ejemplares y que una presión fuerte de caza en esas zonas provoca el abandono de dormideros tradicionales (Jarry 1999). Sin embargo, se desconoce la magnitud de este factor al no existir información alguna sobre las extracciones totales y sobre su posible efecto negativo en la supervivencia de la población invernante.

1.4. GESTIÓN DE LAS POBLACIONES

1.4.1. PROBLEMÁTICA SOBRE LA GESTIÓN DE LA TÓRTOLA

Al tratarse de una especie migratoria que ocupa una gran variedad de hábitats y que se distribuye por un elevado número de países y regiones con intereses, a veces enfrentados, nos encontramos con un problema añadido que hace muy difícil poner en práctica medidas globales de gestión que ordenen su aprovechamiento y garanticen su conservación.

La situación se agrava por la carencia, en muchas ocasiones, de datos fidedignos sobre los efectivos poblacionales totales, sobre su productividad anual así como sobre el volumen total de capturas a lo largo de su rango de distribución. Todo ello imposibilita enormemente también el determinar con ciertas garantías los posibles cupos de capturas aplicables a lo largo de las rutas migratorias. Además, en la mayoría de los países no existen programas de seguimiento rigurosos con series largas de tiempo, que valoren de forma fina las tendencias de las poblaciones en las áreas de reproducción, zonas de paso y cuarteles de invernada.

Incluso a nivel nacional, las administraciones no se ponen de acuerdo a la hora de legislar de forma conjunta aspectos como el inicio y duración de los periodos de caza, el establecimiento de cupos, las modalidades de caza permitidas, etc. Dichas administraciones se encuentran año tras año con la dificultad de gestión de una especie migratoria muy móvil, que pasa escalonada pero fugazmente por las distintas regiones a lo largo de su viaje migratorio de regreso a los cuarteles de invernada africanos.

Como podemos observar, la dificultad de manejo es tal que, en ocasiones, se debate sobre la conveniencia o no de realizar aprovechamientos cinegéticos sobre esta especie que actualmente se encuentra en tendencia regresiva.

1.4.2. SOLUCIONES

Por lo dicho, nos encontramos con una severa falta de información que es necesario abordar de forma urgente, sobretodo en lo concerniente al tamaño poblacional, productividad anual de la especie y capturas cinegéticas a lo largo de los distintos países donde se distribuye.

Las diferentes administraciones responsables e instituciones con intereses en la materia deben coordinarse de una vez por todas y aunar esfuerzos para la inmediata puesta en marcha de una red permanente de seguimiento para la obtención de datos rigurosos, prácticos y actualizados aplicables a la gestión. Se trata de conseguir información anual de lo que llega, lo que se reproduce, la productividad que se tiene, lo que cruza de paso y lo que se extrae por la caza, todo ello referido al contingente reproductor de las rutas migratorias más occidentales de Europa. De la misma manera dicha información se debe completar con la procedente de los países africanos que atraviesa dicho contingente y de los situados en el oeste del Sahel donde pasa el invierno. Con esto se tendrían suficientes argumentos de juicio para legislar en favor de un aprovechamiento sostenido.

Con la información actual, ante esta situación de descenso progresivo y generalizado de las poblaciones reproductoras de tórtola en los países de Europa occidental por los motivos anteriormente expuestos, no se puede hacer otra cosa que aplicar el sentido común y el principio de precaución a la hora de aprovechar este recurso. Es decir, hay que intentar por todos los medios minimizar los impactos, ya comentados, que la caza ejerce sobre esta especie. De esta manera, y a la vista de la importancia que la calidad del hábitat tiene sobre la tórtola, estamos convencidos de que podemos aumentar las densidades reproductoras locales proporcionando alimento, agua, refugio y tranquilidad en las áreas de cría. Para mantener las poblaciones en buen estado de conservación a lo largo del tiempo es de gran ayuda el componente de fidelidad de las parejas y sus crías hacia las mismas áreas reproductoras utilizadas año tras año.

1.4.3. MEDIDAS DE ORDEN LEGAL

Se trata de medidas generales a tomar por parte de las distintas administraciones con competencias en materia de caza y medio ambiente. Dichas actuaciones deben ir encaminadas a promulgar una legislación coherente y adecuada a los ritmos biológicos de la especie. A continuación citaremos las medidas administrativas más relevantes:

- **Sobre el periodo hábil de caza**

El comienzo de la actividad cinegética en Media Veda debe establecerse a finales de agosto o principios de septiembre para evitar la coincidencia con el periodo reproductor. Es importante reducir la presión a la que se ve sometida la especie acortando el periodo hábil a cuatro semanas y permitiendo su caza no más de dos veces a la semana.

- **Sobre el hábitat**

Son especialmente beneficiosas las ayudas que ofrecen las administraciones para que los acotados realicen siembras destinadas a las especies cinegéticas. Estas siembras pueden ser de cereales como el trigo, leguminosas como la veza, oleaginosas como el girasol, etcétera, o una mezcla de ellas donde se limite el uso de herbicidas y con la condición de que permanezcan sin cosechar durante todo el periodo reproductor. Este tipo de siembra, además de favorecer a la especie que nos ocupa, sirve también de alimento a una gran cantidad de fauna tanto cinegética como no cinegética.

En zonas donde desaparecieron los setos y linderos arbolados así como los bosques de ribera se deberían realizar planes de recuperación de estos elementos del paisaje que se han revelado determinantes para el establecimiento de ésta y otras especies afines.

- **Sobre el ejercicio de la caza**

Nos referimos básicamente a la lucha contra las prácticas ilegales como el uso de cebaderos artificiales que concentran a los individuos de forma masiva y al establecimiento de cupos realistas por cazador y día de 10-15 ejemplares máximo.

- **Sobre la obtención de datos de capturas fiables**

La gran asignatura pendiente de muchas administraciones es la puesta en marcha de un sistema de seguimiento fiable del cual se obtenga información verídica sobre las capturas anuales por coto con datos de piezas por cazador y día, número de cacerías celebradas, etc.

1.4.4. GESTIÓN A NIVEL DE ACOTADO.

Este apartado tratará de describir algunas medidas dirigidas a los titulares y gestores de cotos que por las características de su actividad diaria y dedicación sobre el terreno, pueden realizar una gestión a nivel local de alta calidad y convertirse en los verdaderos garantes de la conservación de esta especie como recurso cinegético renovable. Para ello es imprescindible mentalizarse de que la gestión es cosa de todos, que gracias al retorno sistemático de la especie año tras año a las mismas áreas de cría, se puede llevar a cabo dicha gestión, y que las actividades beneficiosas para la tórtola, que se realicen en una determinada, zona pueden ser duraderas y estables a lo largo del tiempo.

En este caso, las medidas prácticas aplicables en cada coto están cimentadas sobre tres pilares básicos de gestión: el hábitat, el cazadero y la propia especie.

- **Sobre el hábitat**

Se trata de actuaciones encaminadas a aumentar el alimento disponible, el agua, la nidificación y la tranquilidad en época de reproducción, con el fin de aumentar al máximo el éxito reproductor de la especie. Lógicamente estas medidas sólo serán aplicables en zonas de reproducción. En concreto nos referimos a las siguientes:

- a) Realización de siembras de cereal (fundamentalmente trigo) o girasol, dedicadas exclusivamente a la tórtola y otras especies cinegéticas. Dichas siembras deben dejarse sin cosechar durante todo el verano; no obstante, en el caso de que se trate de cultivo de cereal, es importante aumentar la disponibilidad de este alimento dejando caer las espigas (ello se puede hacer fácilmente mediante un pase del tractor con un apero adecuado).

En el caso de que las superficies de los cultivos sean grandes y/o se pretendan cosechar para su aprovechamiento económico, se pueden llegar a acuerdos con los agricultores para dejar en pie parte de la siembra, con objeto de aumentar la disponibilidad de alimento para la especie. Además, caso de que el alimento que quede no sea suficiente, se puede suplementar sobre las partes no cosechadas. Recomendamos que el aporte de grano se realice en cantidades suficientes (que realmente ayude a la reproducción y no sea un mero atrayente) sobre una amplia extensión de terreno, para facilitar la actividad alimenticia y evitar la concentración de individuos en poco espacio (mínimo de una hectárea). También es importante que el aporte de alimento comience a realizarse pronto (aproximadamente a partir del mes de mayo) para que abarque la mayor parte del periodo reproductor.

- b) Se debería evitar la utilización de herbicidas, aplicándose solamente en casos debidamente justificados, siempre en cantidades mínimas y dejando sin tratar una franja de varios metros en el borde de los cultivos.
- c) En dehesas agrícolas con escaso arbolado o desarboladas es muy importante promover la existencia de setos y linderos arbolados, así como la distribución del paisaje en mosaicos de vegetación, fomentando igualmente la conservación de los bosquetes de rivera.
- d) Para aumentar la disponibilidad de agua en zonas de escasez se recomienda la creación de charcas que sirvan de aguaderos para el verano, a ser posible con arboleda cercana.
- e) Un elemento del paisaje, importante para la especie y que creemos relevante para facilitar la ocupación de ciertos lugares, es la existencia de puntos de observación elevados, a veces compuestos por grandes ramas secas de la copa de los árboles, árboles secos o, incluso, postes y cables del propio tendido eléctrico o telefónico.
- f) Evitar, en la medida de lo posible, la presencia humana y sus actividades por la zona de reproducción y alimentación, proporciona el último de los requerimientos básicos de la tórtola, es decir, la tranquilidad; necesaria para que se produzca una adecuada reproducción que contribuya a elevar el éxito reproductor de la especie.

- **Sobre el cazadero**

Las presentes actuaciones van encaminadas a evitar la concentración de aves en poco espacio con el fin de minimizar los impactos de la actividad cinegética sobre la población juvenil.

- a) Si se opta por el aporte artificial de alimento en el cazadero, es recomendable que se realice sobre una superficie previamente cultivada (cosechada o no), y que la superficie de alimentación sea lo más grande posible, evitando la excesiva concentración de aves en espacios pequeños.
- b) A la hora de colocar los puestos, ha de respetarse una distancia mínima desde cada puesto hasta el perímetro exterior de la superficie de alimentación; dicha distancia la debería marcar, al menos, el hecho de que las aves puedan llegar a entrar y posarse en el interior de la zona de alimentación.
- c) También relativo a los puestos, es importante establecer una distancia mínima de 150-200 metros entre posturas, que ofrezca a la especie cierta posibilidad de huida caso de errar el lance. Además, de esta manera, se contribuye a aumentar la seguridad de los cazadores.

- **Sobre el ejercicio de la caza y la propia especie**

Finalmente, las medidas que a continuación se determinan tienen como objetivo regular y controlar la presión cinegética que soporta la especie, adecuándola a la productividad de la misma:

- a) El inicio de la primera cacería se debería retrasar lo máximo posible para evitar coincidencias con el final de la reproducción y permitir un buen desarrollo de los volantones. Una fecha de inicio adecuada es la última semana de agosto o principios de septiembre.
- b) Antes de la caza es necesario llevar a cabo conteos de las aves que acuden regularmente al cazadero, de tal forma que se extraiga de esa población un porcentaje adecuado a la productividad de la especie y que no suponga riesgo de sobreexplotación. Creemos que dicho porcentaje puede alcanzar un máximo en torno al 30% a lo largo de toda la temporada.

- c) Para no elevar en exceso la presión es recomendable establecer cupos de capturas por cazador y día que se podrían fijar dependiendo del número de cazadores en base al punto anterior. Por supuesto dicho cupo nunca será superior al fijado por la propia Administración.
- d) Es importante que las cacerías no se extiendan de las dos horas y media de duración y que la jornada cinegética tenga lugar sólo por la mañana o por la tarde. Con esto se ayudaría a la población juvenil aliviando el exceso de presión que sufren cuando la jornada se extiende a todo el día, ya que la proporción de jóvenes/adultos es demasiado elevada en este último caso (Hidalgo y Rocha, 2001b).
- e) Se recomienda no repetir en exceso las cacerías sobre un mismo cazadero; un máximo de dos jornadas parece adecuado, aunque dependiendo de las circunstancias de abundancia de aves y extracciones realizadas según el punto b), el número de cacerías podría aumentarse, siempre que no sobrepase las 4 jornadas (ya que es posible que abandonen la querencia hacia ese lugar en temporadas sucesivas). A este respecto, son interesantes los acuerdos entre acotados vecinos para no duplicar la presión sobre la especie en la zona.
- f) Finalmente, todas las medidas expuestas no tendrían razón de ser si no se realizara un seguimiento y registro anual del tamaño de la población que entra al cazadero, del volumen de capturas totales por días de caza y del número de cazadores participantes.

2. PALOMA TORCAZ (*Columba palumbus*)

2.1 ASPECTOS BÁSICOS DE SU BIOLOGÍA

2.1.1. DESCRIPCIÓN

La paloma torcaz es la mayor y más corpulenta de todas las palomas que se distribuyen en Europa. Se trata de un ave con 6 subespecies reconocidas, siendo la forma nominal *C. p. palumbus* la que ocuparía la península Ibérica y Baleares (Baptista y col., 1997). De aspecto robusto y cabeza pequeña, alcanza los 45 centímetros de longitud y una media de 500 gramos de peso. Se reconoce fácilmente por la presencia de dos manchones blancos a cada lado del cuello, y en vuelo por una banda blanca en la parte superior de las alas. Su plumaje es gris azulado en la parte dorsal, algo más claro a nivel inferior, con el pecho de tintes vinosos y cola terminada en una banda negra. Patas cortas de color rojizo, pico de tonalidad anaranjada e iris amarillo. El plumaje es muy similar en ambos sexos, no pudiéndose diferenciar más que por la inspección interna de órganos reproductores. Los jóvenes exhiben unos tonos más parduscos y ausencia de manchas blancas en el cuello, además de presentar un iris de color gris y el pico pardo, al contrario de



los adultos que aparece amarillo y naranja respectivamente. La esperanza media de vida se ha estimado en 25 meses aunque se ha llegado a recuperar una torcaz salvaje anillada de 14 años de edad (Murton y *col.*, 1964).

2.1.2. DISTRIBUCIÓN

La torcaz se distribuye desde Asia Central, abarcando gran parte de Europa (excepto extremo norte de Fenoscandia) y norte de África (Cramp, 1985). La subespecie nominal se encuentra repartida básicamente por Europa, donde su población ha sido estimada en 7.900.000-15.000.000 parejas reproductoras (BirdLife Internacional/ EBCC, 2000). En la península Ibérica existen dos tipos de poblaciones en función de su carácter migratorio: una sedentaria que se reparte por toda la Península (en Canarias y Melilla no nidifica), y estimada en una población mínima de 244.890 parejas reproductoras (Fernández y Bea, 2003), y otra migratoria, procedente del noroeste de Europa, cuyos cuarteles de invernada se sitúan preferentemente en Extremadura, oeste de Andalucía y la mitad sur de Portugal. La población total Ibérica, reproductora e invernante se sitúa en torno a los 6 millones de ejemplares (Purroy, 1997).

2.1.3. HÁBITATS

El hábitat preferido de la paloma torcaz es el bosque mediterráneo de *Quercus*, ocupando además bosques de coníferas y hayedos. También es frecuente verlas en zonas agrarias salpicadas de bosquetes y en bosques de ribera. En Andalucía sólo falta o se rarifica en regiones muy concretas, como son las comarcas del sureste almeriense y las campiñas del Guadalquivir, en Córdoba y Sevilla; este hecho puede deberse en parte a la aridez y escasez de arbolado (Fernández y Bea, 2003). Además, existen poblaciones sedentarias que ocupan extrarradios, parques y jardines de grandes ciudades (Foto 6) y cuyos efectivos van en aumento (Díaz y *col.* 1994). En invierno se concentran en alcornocales y dehesas del oeste peninsular en busca de bellotas.



Foto 6. El establecimiento de parejas nidificantes de torcazes en parques y jardines urbanos es un hecho frecuente en algunas ciudades, pero en general de escasa relevancia. De izquierda a derecha se puede ver una secuencia de cortejo en paloma torcaz desde que el macho recoge bayas de arbustos de jardinería y cómo, sobre una farola, obsequia a la hembra repetidas veces hasta que ésta invita a la cópula.

2.1.4. ALIMENTACIÓN

La torcaz se alimenta principalmente de semillas, frutos (saúco, majuelo, hayuco, bellotas y aceitunas), bayas y brotes tiernos (hojas verdes de tréboles y especies del género *Brassica*), añadiendo a la dieta algún que otro pequeño invertebrado que encuentra en el suelo. En primavera y verano consume fundamentalmente semillas de plantas cultivadas destacando las de cereal (vezas, yeros, centeno, trigo, cebada, avena) y girasol. En la época de montanera suele frecuentar dehesas de encinas o alcornocales donde encuentra disponibilidad de bellotas que consumen en grandes cantidades combinado con Compuestas, Leguminosas y Crucíferas rastreras que destacan en el pastizal de la montanera (Purroy y *col.*, 1984). Al igual que otras muchas aves, ingieren a menudo pequeñas piedras y guijarros (gastrolitos) que almacenan en el

estómago muscular (molleja) con el fin de moler bien los alimentos tras su paso por el estómago glandular (proventrículo). Se ha estimado el consumo medio diario de una torcaz y rondaría los 84-88 gramos (Mathiasson, 1967). En los lugares donde existen elevadas densidades pueden llegar a causar daños a la agricultura.

2.1.5. REPRODUCCIÓN

El periodo reproductor comienza con el cortejo nupcial a partir del mes de febrero, donde ya se pueden escuchar los arrullos característicos, y abarca hasta primeros de septiembre. En la parada nupcial es fácil observar los vuelos rectilíneos del macho y en forma de parábola ascendente, dando aletazos sonoros durante la ascensión y cayendo con las alas abiertas y las puntas hacia arriba. El nido es construido generalmente en un árbol; se trata de una plataforma de mediano tamaño, de aspecto frágil y hecho a base de ramas secas que se sitúa a una altura de unos 1,5-2 metros y en ramas principales próximas al tronco y con cobertura espesa (Gallego, 1981). Pone generalmente dos huevos blancos (según Gallego 1981, en la provincia de Ávila el tamaño medio de la puesta es de 1,86 huevos) que incuban ambos progenitores durante dos semanas y media. En abril ya se realizan algunas puestas, siendo el mes de julio el que representa mayor número de puestas en la España central.

La primera alimentación que reciben los pollos es común a todas las columbiformes y se denomina "leche de paloma". Esta sustancia regurgitada va siendo poco a poco sustituida por alimento sólido. Los volantones pueden abandonar el nido a partir de los 23-25 días de la eclosión.

La reproducción finaliza con la salida del nido de los últimos pollos volantones a finales de agosto o principios de septiembre, momento en el que se observan mayor número de pichones. Suele realizar por término medio dos nidadas anuales, y si las condiciones son favorables se ha descrito hasta una tercera, existiendo puestas de reposición en caso de pérdidas.

2.2. SITUACIÓN ACTUAL DE LA ESPECIE

2.2.1. POBLACIÓN SEDENTARIA

Antes de los datos expuestos por Fernández y Bea, 2003, en el Atlas de las Aves Reproductoras de España, la primera estimación de la población reproductora de paloma torcaz en España arrojaba un resultado de 220.000 parejas reproductoras (Tucher y Heath, 1994), que representan un escaso porcentaje a nivel europeo, en torno al 2-4%. En Andalucía la información sobre el volumen de la población reproductora es muy escasa (como en gran parte del territorio), aunque no debe diferir mucho del conjunto, donde la impresión es de estabilidad y, en muchos casos, de incremento demográfico en las últimas décadas. Se han estimado densidades reproductoras máximas de hasta 20 aves/10 ha en medios forestales como encinares y melojares supramediterráneos, siendo de 0,5-2 aves/10 ha la densidad encontrada para otras formaciones como pinares y dehesas (Díaz y *col.*, 1996; Fernández, 2001). Para algunos autores, la población sedentaria de paloma torcaz en Andalucía supone la décima parte de la población que acude en otoño invierno (Carrasco, 1997)

2.2.2. POBLACIÓN MIGRATORIA

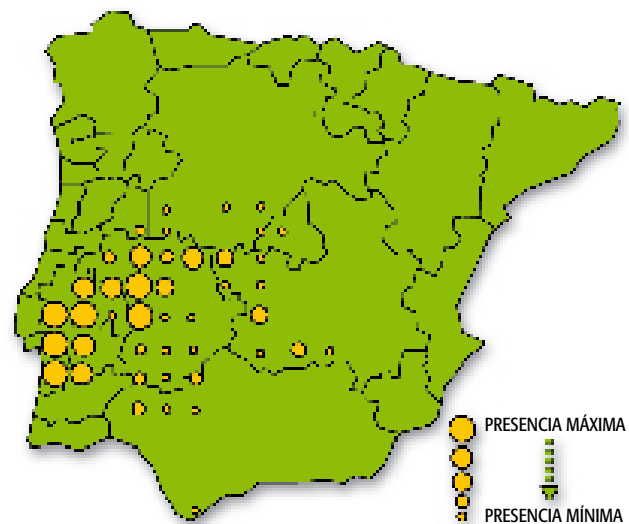
Si bien se han descrito movimientos de aves nativas, sobre todo jóvenes provenientes de la cuenca del Duero hacia el sudoeste peninsular durante la invernada (Gallego, 1985; Purroy, 1997), es entre octubre y noviembre cuando llega a la península Ibérica y Baleares el gran contingente migrador transpirenaico procedente, básicamente, de los países bálticos y escandinavos. Parte de esta población en migración pasa el invierno en el suroeste de Francia, que

alberga aproximadamente un millón de individuos y que cada año va tomando más relevancia. Pero la mayor parte de esta población en trasiego pone rumbo, aprovechando los vientos de cola provenientes del norte y del nordeste, a una extensa región influenciada por el Tajo y compartida por el oeste con el país vecino, Portugal. Existe una red de seguimiento y control de las poblaciones migrantes situada fundamentalmente en Irati, Arneguy, Banca, Sare y Urrugne en Pirineos; en Francia llevan 30 años arrojando datos poblacionales durante la "pasa" que es como se denomina a este movimiento migratorio invernante transpirenaico. Las palomas tienden a viajar de forma masiva en pocas jornadas, estimándose que los picos máximos de migración a través de los Pirineos se concentran entre el 19 y 23 de octubre (Purroy, 1987) con estimas de entradas que rondan los 5 millones de ejemplares.

Teniendo en cuenta el periodo de máxima concentración de invernantes en Francia, España y Portugal, un grupo de científicos en colaboración con agentes y técnicos de las administraciones autonómicas, la Real Federación Española de Caza, el Ministerio de Agricultura, Desarrollo Rural e das Pescas de Portugal y otras instituciones, se encuentran realizando censos desde 1997 (en Francia llevan desde 1990). De esta manera, se han venido realizando de forma simultánea y continua conteos de torcaces invernantes. Desde la temporada 1997-98 a 1999-00, Bea y Fernández (2001) han estimado un contingente de 2,5-3 millones de individuos, sin contar oscilaciones interanuales, y que se asientan fundamentalmente en las áreas adehesadas y montados de quercíneas de buena parte de regiones españolas de Castilla y León, Castilla-La Mancha, Madrid, Extremadura, Andalucía y del Alentejo, junto a Ribatejo, en Portugal (Figura 3). El último censo de diciembre del 2004 del programa de seguimiento en especies migratorias, arroja un censo de 3.453.312 aves invernantes en dormideros inventariados en España (86) y Portugal (51).

En el caso de Andalucía, la invernada se produce fundamentalmente en áreas concretas de las provincias de Sevilla, Huelva, Córdoba y Cádiz, donde se realizan censos de los dormideros inventariados desde el año 1997, aprovechando el alto gregarismo de las palomas torcaces así como sus hábitos fijos de entradas y salidas de los mismos. En la tabla 1 se muestran los resultados de los censos desde el año 1997 para el total de Andalucía, habiéndose realizado los conteos en un único día de censo únicamente desde la temporada 2003, permitiendo así minimizar el error que la disponibilidad de recursos tróficos puede suponer en la variación de efectivos a lo largo de la invernada.

Figura 3. Área de invernada de la paloma torcaz en la península Ibérica (Jean, 1999)



De los resultados de los censos expuestos en la tabla 1 se desprende el hecho de una marcada variabilidad interanual para el total de la península Ibérica, así como en Andalucía. Estas variaciones demográficas pueden ser debidas a factores derivados del éxito reproductivo en países europeos o a la disponibilidad de recursos alimenticios en ellos (Ekos Estudios Ambientales, 1998). También se ha barajado la posibilidad de que sean los factores ambientales los responsables de la modulación de la migración (Berthold, 1993).

Tabla 1. Resultados de los censos de torcazes en dormideros invernales, desde la temporada 1997-1998 a 2004 en Andalucía y el resto de la península Ibérica. En las temporadas 2003 y 2004 se han realizado únicamente conteos en el mes de diciembre. (Fuente: Ekos Estudios Ambientales. 1997-2004).

FECHAS DE CENSO		ANDALUCÍA	TOTAL ESPAÑA	TOTAL PORTUGAL	TOTAL PENÍNSULA IBÉRICA
Temporada 1997-1998	dici-97	15.052	902.940	31.753	934.693
	ener-98	16.417	147.209	77.534	224.743
	febr-98	5.744	85.997	2.136	90.933
Temporada 1998-1999	novi-98	578	72.663	1.356.744	1.429.407
	dici-98	4.574	360.315	1.717.015	2.077.330
	ener-99	17.922	211.556	1.765.441	1.976.997
	febr-99	31.864	87.239	1.583.225	1.670.464
Temporada 1999-2000	novi-99	6.841	1.672.328	893.083	2.565.411
	dici-99	7.142	1.090.084	12.594	1.133.390
	ener-00	1.275	1.123.010	47.048	1.170.068
	febr-00	521	41.901	38.569	80.470
Temporada 2000-2001	novi-00	6.949	364.303	2.116.976	2.481.279
	dici-00	19.701	739.103	49.970	1.964.749
	ener-01	17.150	201.101	751.914	953.015
	febr-01	5.868	136.906	781.293	918.199
Temporada 2001-2002	novi-02	16.272	512.691	858.184	1.370.875
	dici-02	19.962	1.902.144	173.659	2.075.803
	ener-03	20.589	1.221.065	39.681	1.260.746
	febr-03	20.625	84.451	340	84.791
Temporada 2003	dici-03	21.896	1.601.913	3.072.839	4.674.752
Temporada 2004	dici-04	13.490	629.058	2.824.254	3.453.312

Por otra parte, en lo que se refiere al área de invernada, son algunos los autores que han descrito una aparente reducción desde los años 80 aunque podría tratarse más bien de una posible expansión del área hacia el sureste (Ekos Estudios Ambientales, 1998). No obstante, estos mismos autores reconocen la falta de datos para explicar un claro proceso de desplazamiento dentro del área global. Sin embargo, la montanera parece ser un factor importante a la hora de ocupar el espacio de un año a otro. En cuanto a la duración de la invernada, se han esgrimido tres parámetros condicionantes: factores ambientales (Jean, 1996), la caza y la mortalidad natural. Esta última se ha estimado en menos del 1% (Purroy y col., 1984) por lo que su incidencia es muy baja.

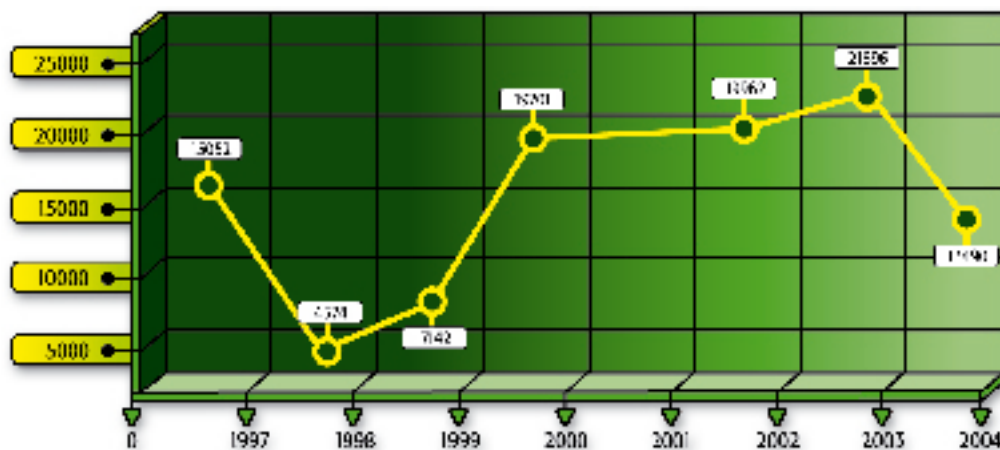
2.2.3. ESTADO DE CONSERVACIÓN Y TENDENCIA DE LAS POBLACIONES

La paloma torcaz aparece en la categoría 4 que según la definición del estado de conservación de la avifauna europea hecha por Tucker y Heath en el 1994 se corresponde con especies cuyas poblaciones mundiales se concentran en Europa (más del 50% de su demografía y área de distribución en este continente) y que tienen un estado de conservación favorable. A su vez se encuentra recogida en los anexos I, II y III de la Directiva Aves y se trata de un taxón evaluado como LC (preocupación menor) según las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN (BirdLife International, 2004). Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución..

Esta especie cinegética, a la espera de más datos cuantitativos, parece encontrarse en expansión, como así lo indican algunos trabajos. En este sentido, se piensa que a nivel global las poblaciones europeas sedentarias y migradoras pueden estar sufriendo incrementos reales y demográficos (Hagemeijer y Blair, 1997). Así, durante el periodo 1970-1990 se estimó que la población española reproductora había incrementado su abundancia y distribución en un mínimo del 20% (Purroy, 1997). En este sentido, y para el periodo entre 1996 y 2000, diversos programas de seguimiento de aves reproductoras realizados por la Sociedad Española de Ornitología (SACRE) apuntan porcentajes positivos de cambio del 59% que apoyan esta tendencia de incremento de la población que nidifica en España (SEO/BirdLife, 2001). No obstante, los datos de estabilidad o incremento que sugieren algunas fuentes, son difícilmente asumibles por otros autores (Bea y col., 2001) cuando se comparan con los datos de los años 80 para explicar tendencias debido a las diferentes metodologías usadas. En la misma década de los 80' se cuantificaron 5-6 millones de palomas invernantes (Purroy y Rodero, 1986). Bea y colaboradores han comprobado que entre el año 1997 y el 2000 se produjo una reducción del área de invernada en sus sectores más meridionales del área ocupada por dehesas, a pesar de que potencialmente estas zonas poseen suficientes recursos tróficos. Este hecho es difícil de entender y precisar hasta que no se integren diversos parámetros como la disponibilidad de alimento, factores ambientales, molestias a los bandos o incluso variables de tipo genético, como los fenómenos de fidelidad en la selección de cuarteles de invernada.

Este fenómeno de disminución del área ocupada por los dormideros en Andalucía viene recrudesciéndose desde la década de los 80', cuando Purroy y col. (1984) llegaron a ofrecer datos concretos para el dormidero de El Mustio en Aroche (Huelva) con 282.000 aves en Enero de 1981, situación del todo alejada de la pobre realidad actual, donde apenas hay invernada. Los datos obtenidos desde finales de los 90' parecen indicar que el grueso del contingente se ha concentrado en el corredor del Tajo-Sado, entre Toledo y Setúbal (Bea y col., 2001). En Andalucía los resultados de censos en dormideros desde el año 1997 al 2004 (ver figura 4), parecen confirmar estabilidad con oscilaciones interanuales cuyo origen aún es poco conocido aunque seguramente tenga que ver con factores derivados del éxito reproductor en países europeos o con la propia disponibilidad de recursos tróficos en ellos. A pesar de que los censos se realizan en las mismas condiciones y con idéntica metodología año tras año, es probable que algunas de las localidades elegidas por sus poblaciones invernantes deban ser revisadas o al menos ampliadas.

Figura 4. Censos de Paloma Torcaz en Andalucía realizados durante el mes de diciembre en los mismos dormideros desde el año 1997 a 2004 donde se pueden observar grandes fluctuaciones (Fuente: Ekos Estudios Ambientales 1997-2004).



Con los datos que hasta el momento se barajan y al contrario de lo que ocurre con otras especies cinegéticas migratorias, se podría decir que la situación de la paloma torcaz es halagüeña; se trata, como ya hemos visto, de una especie muy adaptable y poco exigente, con versatilidad ecológica en cuanto a las exigencias de tipo de árbol para nidificar, a lo que se une un dilatado calendario reproductor con cría exitosa (habitualmente de dos puestas). Además, el comportamiento gregario que adquiere en invierno hace que las pérdidas por predación en esta época disminuyan, siendo muy baja la tasa de mortalidad en dormideros por causas naturales, 0,8% según Purroy y *col.*, (1984).

2.3. FACTORES QUE INFLUYEN EN SU DEMOGRAFÍA

2.3.1. CAMBIOS AGRÍCOLAS

Se han citado algunos elementos claves que han influido enormemente sobre la demografía de la paloma torcaz en Europa, como son los cambios agrícolas acaecidos en las últimas décadas y que supusieron un aumento de los espacios cultivados en zonas de elevada productividad (por lo general grandes extensiones de monocultivos). Todo ello habría supuesto un incremento en los recursos tróficos disponibles y podría explicar las variaciones fenológicas y demográficas de las palomas que aunque en origen forestales, pasarían a depender y adaptarse a estas nuevas estructuras agrarias (Inglis y *col.*, 1990).

2.3.2. ÉXITO REPRODUCTOR

Otro de los factores que explican la dinámica demográfica de las palomas torcaces y que sería responsable en parte de su incremento en los efectivos reproductores, es su capacidad reproductora. Esta ventaja ecológica permitiría a la especie compensar en mayor o menor grado las pérdidas que la predación supone ya que son capaces de realizar dos puestas. Como vimos en un principio, se ha estimado un tamaño medio de 1,86 huevos por puesta y el éxito de cría suele ser elevado aunque variable dependiendo de los recursos tróficos disponibles y de la predación. De 167 nidos estudiados en Finlandia, todos con dos huevos, en el 43% eclosionaron dos pollos y en el 50% únicamente uno (Saari, 1979). Aunque teóricamente en años favorables podrían realizar una tercera puesta, para algunos autores sólo una pequeña proporción de la población consigue criar con éxito dos nidadas. Sin embargo, sí se ha demostrado que tras la predación realizan una puesta de reposición, por lo que el éxito reproductor aumenta (Murton, 1965). En Ávila se ha demostrado que el 33% de los huevos y el 29% de los pollos se pierden por diversos motivos, pero sobre todo por efecto de la predación (Gallego, 1981).

2.3.3. SEDENTARIZACIÓN

Las palomas torcaces poseen el comportamiento conocido como filopatria, es decir, la tendencia a volver al lugar donde nacieron (Cramp, 1985). Este fenómeno sería para muchos autores el responsable del comportamiento migratorio tan marcado que presentan las palomas y que se explica mediante mecanismos prefijados genéticamente y de naturaleza hormonal, aunque no faltan los datos que apoyan la teoría de que se trata de comportamientos modulados por variables ambientales (Berthold, 1993). En cuanto a la duración de la invernada en sus cuarteles habituales depende de muchas variables, siendo la fenología de la producción de bellotas de alcornoque en relación con la montanera de la encina determinante en el inicio de la migración (Bea y *col.*, 2001). Las aves abandonan la península Ibérica en febrero- marzo (Purroy, 1987) y el paso de retorno a través del resto de Europa hasta Finlandia se produce en marzo-abril (Glutz vo Blotzheim y Bauer, 1980). Se han descrito cuatro rutas distintas que siguen en su migración (Figura 5). Para Saari (1984) serían las siguientes:



Figura 5. Vías de migración prenuclial a través de Europa hasta sus áreas de reproducción situadas en Finlandia (fuente: Saari, 1984; RCSO, 1990; Vansteenwegen y Jean, 2000).

- Desde los Estados Bálticos a través del Golfo de Finlandia en dirección a una zona situada al oeste de Helsinki.
- Desde Suecia al archipiélago de Aland en Escandinavia.
- Desde Suecia a través de Quark.
- Desde Suecia directamente hasta el suroeste de la Laponia finlandesa.

Por otra parte, en algunas ciudades europeas (Madrid, París, Vilnius, Londres, etc.) se ha podido constatar un aumento en la sedentarización y el asentamiento de poblaciones de paloma torcaz que podrían hacer pensar que las poblaciones silvestres se estarían trasladando a las ciudades y estableciéndose allí. Si bien es cierto que algunas de las palomas que encontramos en parques y jardines parecen haberse asentado y medrar, se trata de un hecho poco extendido y de escasa relevancia en términos globales. Este fenómeno no es nuevo, ya que ya fue señalado en el año 1979 por Alonso y Purroy, y a excepción de la ciudad de Madrid, donde sí aparecen evidencias de incremento poblacional (Díaz y col., 1994), no existen indicios de aumento de las poblaciones urbanas. Evidentemente, un aumento de la población urbana de paloma torcaz únicamente sería achacable a un aumento del éxito reproductor de las mismas mantenido en el tiempo, pero nunca a un desplazamiento de las poblaciones de hábitats naturales a urbanos.

2.3.4. ACTIVIDAD CINEGÉTICA

En algunas regiones europeas, la caza de la paloma torcaz tiene gran interés y tradición estimándose unas capturas para toda Europa en los años 80' en torno a los 9,5 millones de aves. En la península Ibérica y Baleares, la paloma torcaz es una especie cinegética común, cifrándose las capturas totales en torno al millón de aves anual (Purroy y col., 1984).

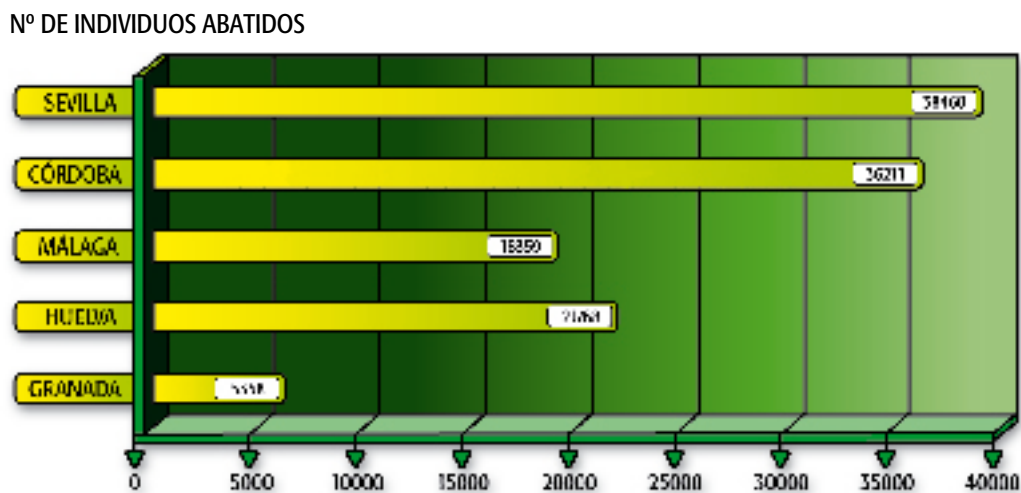
En algunas regiones españolas se considera una especie con alto interés cinegético, como muestran referencias históricas de su caza en el País Vasco mediante puestos fijos o redes que datan de 1800. En Andalucía es una especie cuya caza adquiere una importancia social elevada y que se suele abatir fundamentalmente en las modalidades de *puesto fijo*, aunque también al *salto* o *en mano*. En la primera modalidad, los puestos se colocan en las cercanías de comederos o aguaderos durante la media veda, o en los collados durante los pasos del otoño. Los aguardos en dehesas se realizan con o sin cimbeles, y éstos a su vez pueden ser fijos o voladeros. En los primeros se utiliza una paloma doméstica o torcaz que se ata a un artilugio que cuando se activa provoca el movimiento de las alas, efecto altamente atrayente para los bandos de palomas torcaces. El otro tipo de cimbel requiere del entrenamiento de un "palomo" que se lanza hacia arriba cuando aparecen los bandos. Habitualmente ambos métodos se utilizan conjuntamente para aumentar la eficacia en la atracción.

En Andalucía, la caza durante la media veda (desde mediados de agosto a mediados de septiembre) se centra en aves nativas aquerenciadas a rastrojeras de cereal, abatiéndose en este momento una proporción notoria de individuos jóvenes poco recelosos y una previsible, aunque sin cuantificar, proporción de aves adultas aún con polladas.

El periodo de invernada de la paloma torcaz coincide básicamente con el periodo de caza. No existen muchos datos regionales sobre los efectos que la caza produce durante este periodo en zonas de invernada, pero es posible que las poblaciones que se alojan, o se ven obligadas a hacerlo, en zonas dedicadas a caza mayor, sufran menor presión cinegética debido a la orientación de las áreas que las albergan, que restringen la caza menor para evitar molestias a las reses cinegéticas.

Tampoco existen muchos datos sobre los efectos que las capturas realizadas tienen sobre la población en áreas alejadas de las zonas de invernada, es decir en la mitad oriental andaluza, si bien es cierto que, en algunas comunidades españolas, como Valencia y Cataluña, se ha documentado una disminución poblacional achacada en parte a la caza (Urios *col.*, 1991; Muntaner *y col.*, 1983). Para Andalucía aún no existen datos globales que expliquen tendencias, y la información de capturas a nivel general es tan escasa que no permite un análisis en profundidad. Los datos de capturas expuestos en la figura 6, correspondientes a la temporada de caza 2003-2004, únicamente permiten intuir que las mayores capturas se realizan en zonas clásicas de invernada. Ante la cautela que exige la inexistencia y precariedad de los datos, sólo se puede determinar de forma clara que es necesario elaborar estudios rigurosos que establezcan entre otras cuestiones cuáles son las áreas reales de invernada y cuál es el porcentaje de extracción que puede suponer la caza invernal sobre estos contingentes.

Figura 6. Resultados de capturas de paloma torcaz obtenidos durante la temporada 2003-2004 para algunas provincias con datos, con un resultado total de capturas de 118.146 palomas (Fuentes consultadas: Federación Andaluza de Caza y Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía).



2.4. GESTIÓN DE LAS POBLACIONES

2.4.1. IMPORTANCIA DE LA DEHESA

En relación con la gestión de las poblaciones invernantes, en la Península parece desprenderse por su propio peso un hecho fundamental ya señalado y ratificado por diversos autores (Bernis, 1967; Purroy, 1988; Bea y Fernández, 2001): a falta de una problemática concreta que afecte a la conservación de la especie, es vital el mantenimiento de la capacidad de acogida del área de invernada en la península Ibérica. Esta capacidad de acogida pasa, por encima de todo, por la conservación del hábitat que proporciona recursos tróficos suficientes, es decir, por la protección y sustentabilidad que ofrece el sistema de dehesas y montados, basado en su producción anual de bellotas y otros recursos. Otros factores que afectan a la dinámica de invernada como son la caza o las propias condiciones microclimáticas que pudieran ofrecer los dormideros, podrían pasar a segundo plano (Bea y Fernández, 2001). Las regiones con buena disponibilidad de alimento y con amplias extensiones de dehesas y montados de encinas o alcornoques, es decir, el cuadrante suroccidental de la península Ibérica, son fundamentales para invernada masiva de palomas.

Si bien es cierto que Andalucía no acoge un contingente muy elevado de palomas invernantes con respecto a las zonas tradicionales, cualquier fluctuación en las áreas de alta concentración de invernada, como incendios forestales o

sequías prolongadas, pueden obligar a los bandos a buscar nuevas ubicaciones. En este sentido, el ya citado mantenimiento del sistema de dehesas andaluzas es crucial. La pérdida de áreas adehesadas por la crisis agropecuaria en el contexto de unos espacios serranos que asisten a la progresiva quiebra del sistema tradicional de la aparcería, unido a la pérdida de rentabilidad del sector ganadero, avance del matorral y de las repoblaciones forestales monoespecíficas, son algunos hechos que en las últimas décadas marcaron la realidad del campo andaluz y que afectaron negativamente a las áreas tradicionales de invernada. Nuevas amenazas se podrían sumar a las ya descritas, como son la competencia directa por los recursos tróficos con el cerdo ibérico en extensivo, así como con otras especies ganaderas y de caza mayor.

2.4.1. ACTUACIONES SOBRE EL HÁBITAT DE INVERNADA Y SUS POBLACIONES (INVERNANTES Y REPRODUCTORAS).

Otras medidas encaminadas a mejorar la producción de bellotas implican una gestión adecuada y no siempre fácil de las masas adehesadas. La sostenibilidad ecológica de las dehesas pasa por el compromiso entre productividad y mantenimiento de la diversidad biológica que albergan. Dado que para el sostenimiento de estos ecosistemas es necesaria la intervención de especies de animales dispersantes y de matorrales facilitadores que favorecen el reclutamiento del sistema (Pulido y Díaz, 2003), se deberán gestionar las masas de dehesas mediante medidas ambientales y agrosilvopastorales, intensificando los paisajes en mosaicos, de manera que producción de frutos, alta diversidad y nulo reclutamiento intercale con zonas de baja producción, baja diversidad y mayor reclutamiento, necesario para la sustentabilidad del sistema (Díaz y col., 2003).

Algunas acciones orientadas para mejorar la producción bellotera en las dehesas son de sobra conocidas, como las llevadas a cabo mediante las prácticas de podas y mejoras del arbolado, y la potenciación y conservación de aves insectívoras para paliar los efectos de las plagas que afectan las quercíneas. En algunos trabajos se cita el empleo de productos hormonales para realizar capturas de *Lymantria dispar*, plaga de consecuencias nefastas para las encinas y sus producciones (González y San Miguel, 2004); de este modo también se evitaría el empleo de fumigaciones masivas costosas y de daños colaterales de alcance sin cuantificar.

En cuanto a las medidas de conservación y fomento de las poblaciones, sería necesario establecer paralelamente a los censos de las áreas de invernada un control de las capturas efectuadas en dichas áreas para poder valorar el efecto que la caza produce sobre las poblaciones de aves invernantes. En este sentido, sería conveniente regular la caza en áreas concretas consideradas como dormitorio creando una red o santuarios de invernada, de manera que se garantice la continuidad de los bandos en invierno y por tanto un porcentaje elevado de adultos prenupciales. Este sistema debería ser flexible reconociendo el carácter fluctuante de la invernada, y dada la ecología esquiva de los bandos, en áreas cercanas a los lugares de dormitorio, sería recomendable no disparar más allá de las dos de la tarde para evitar la dispersión de las aves y el abandono de las querencias.

Otras amenazas que pueden dañar de forma masiva a las concentraciones invernales serían los brotes de enfermedades infecciosas, como ya se ha descrito en el caso de la trichomoniasis (Hoeffle y col., 2004), o el empleo de plaguicidas sobre cultivos que puedan ser fuentes de alimentación, tal como se citó en Francia, donde el uso Promet en cultivos de guisantes fue el responsable de mortandades masivas de palomas (Lamarque, 2000). No obstante, el efecto a largo plazo de estas posibles amenazas está aún sin cuantificar.

En cuanto a las poblaciones nativas y ante las evidencias de expansión ya comentadas en párrafos anteriores, uno de los factores limitantes sobre el crecimiento poblacional que pudiera tener más efecto sería la caza sobre jóvenes y adultos al final del periodo reproductor, es decir, durante la media veda. En este sentido, además de los jóvenes inexpertos abatidos, son muchos los autores que han comprobado la existencia de nidos aún con pichones en la segunda quincena de agosto,



Paloma Torcaz.

por lo que se puede estar eliminando una fracción muy importante de adultos aún reproductores (Gallego, 1981; Román y col., 1996; Jubete, 1997). Por este mismo motivo, interesa un calendario de apertura de la media veda lo más tardío posible. De esta manera, además de favorecer el crecimiento poblacional de las palomas, fomentamos la continuidad de los asentamientos de la especie gracias al fenómeno de la filopatría, que permitiría seguir cazando en áreas concretas individuos (o sus descendientes) fijados a sus territorios de cría.

En cuanto a la caza efectuada en invierno sobre efectivos nativos, poco se puede decir salvo el desconocimiento de su incidencia. Otro hecho más que se suma a la lista de contenidos de la gran asignatura pendiente del sector cinegético como es el desarrollo de una metodología rigurosa y fiable para la obtención de los partes de resultados. Por otro lado es muy recomendable profundizar en el estudio de las características genéticas de las poblaciones europeas invernantes y nativas de la Península así como en el grado de relación entre ellas.

En relación a la caza sobre palomas en migración prenupcial (es decir, de vuelta a sus cuarteles de reproducción) no podemos dejar de lado una cuestión que si bien desde el punto de vista legal ha sido objeto de litigios, desde el punto de vista biológico posee bastante consenso. Se trata de la extensión de los periodos hábiles de caza hasta bien entrado febrero. Se desconoce el efecto que la caza de migrantes prenupciales supone en Andalucía, pero dado el periodo vulnerable en el que se realiza y la falta de datos globales de incidencia, debiera prevalecer el principio de cautela a la hora de alargar este periodo de caza, sobre todo cuando existe una solución alternativa a la caza en contrapasa: cazar en la pasa y en la invernada. De esta manera, en el caso que nos ocupa, si la fecha de inicio de la migración establecida para la torcaz es antes de finales de enero con paso central antes de la segunda quincena de febrero, el comienzo de la veda no debiera alargarse de forma razonable más allá del 1 de febrero.

Volviendo a los aspectos de conservación de las poblaciones reproductoras, otro factor que parece incidir en la dinámica poblacional de la torcaz, es la pérdida de nidos por depredación, que para algunos autores se sitúa en torno al 28-42% (Gallego, 1981). En buena parte este hecho se puede minimizar con el fomento de aquellas especies arbóreas que puedan ofrecer una mayor espesura en el ramaje y por tanto mayor defensa frente a los depredadores.

2.4.2. ACTUACIONES SOBRE EL HÁBITAT REPRODUCTOR

Algunas de las medidas propuestas para favorecer las poblaciones de tórtola son igualmente aplicables en el caso de la paloma torcaz sedentaria. En este sentido, la restauración y el mantenimiento del patrimonio forestal que representan setos, ribazos, riberas y enclaves forestales en terrenos agrícolas, con el fin de mejorar o recuperar bosquetes, árboles aislados y vegetación de ribera en zonas agrarias, pueden suponer una mejora de las poblaciones de paloma torcaz y de otras especies cinegéticas.

Otra de las medidas con buenos resultados es el fomento de siembras de cereal, fundamentalmente girasol, cosechándolas parcialmente con el fin de permitir a las aves su aprovechamiento. El empleo de comederos artificiales en combinación con las siembras o sustituyéndolas en caso necesario, han demostrado ser muy efectivas en la gestión de colúmbidas. En algunas áreas con escasez de agua y, en general, en el periodo estival donde las precipitaciones son escasas, el mantenimiento de puntos de agua utilizables por las palomas puede ser de vital importancia en la biología de la especie. Se ha demostrado cómo un aguadero puede extender su influencia sobre una extensión cultivada de cereal de unas 400 hectáreas, y cómo en terrenos de estepa cerealista con parameras pedregosas la biomasa porcentual que suponen las palomas sobre el total de aves que acuden a beber llega al 30% (De la Cruz y col., 1992).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración prestada al Servicio de Conservación de Flora y Fauna Silvestre de la Junta de Andalucía, a la Federación Andaluza de Caza, al Servicio Forestal, Caza y Pesca de la Junta de Extremadura y a la Sección de Vida Silvestre de la delegación territorial de Salamanca de la Junta de Castilla y León.

3. BIBLIOGRAFÍA

- Alés, E. E., 1996. *Cambios en el paisaje del suroeste de España: nuevos escenarios de conservación para la fauna amenazada*. Quercus: 35-
- Alonso, J. A. y Purroy, F. J. 1979. *Avifauna de los parques de Madrid*. Naturalia Hispanica, nº 18. ICONA. Madrid.
- Ballesteros, F. *Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación*. Estudio y Gestión del Medio. Colección técnica. Oviedo, 316 pp.
- Baptista, L. F., Trail, P. W. y Horblit, H. M., 1997. *Columbidae (Pigeons and doves)*. En del Hoyo, J., Elliot, A. Y Sargatal, J. (Eds). *Handbook of the birds of the world*. Vol. 4. Lynx ed. Barcelona.
- Barbedienne, P., 1992. *Réflexions et point de vue de chasseurs sur le tir de la tourterelle des bois en mai dans le Médoc*, ANCER, Francia. 10 pp.
- Bea, A. & Fernández, J. M. 2001. *Censo y distribución de los efectivos de paloma torcaz *Columba palumbus* invernantes en la península Ibérica*. Naturzale, Cuadernos de Ciencias Naturales, 16: 103-115.
- Bernis, F. 1967. *Aves Migradoras Ibéricas. Vol. V*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Berthold, P. 1993. *Bird Migration. A General Survey*. Oxford University Press. Oxford.
- BirdLife International/EBCC (European Bird Census Council). 2000. *European bird populations: estimates and trends*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series Nº.10).

- BirdLife International 2004. *Columba palumbus*. En: IUCN 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species.
- Boutin, J. M., 2001. *Elements for a Turtle Dove (Streptopelia turtur) management plan*. Game and Wildlife Science, 18 : 87-112.
- Browne, S. J. y Aebischer, N. J., 2003. *Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves Streptopelia turtur in Britain*. Ibis 145 (4), 572-582.
- Browne, S. J. y Aebischer, N. J., 2004. *Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves Streptopelia turtur in Britain, and implications for conservation*. Ibis 146 (1), 125-137.
- Browne, S. J. y Aebischer, N. J., 2005. *Studies of West Palearctic birds: Turtle Dove*. Brit. Birds, 98: 58-72.
- Calladine J.R., Buner F., Aebischer N. J., 1997. *The summer ecology and habitat use of the Turtle Dove. A pilot study*. English Nature Research Reports, nº 219 : 87 pp.
- Carrasco Álvarez, Fernando. 1997. *La caza desde la perspectiva de la Administración*. En: Hacia la Caza del siglo XXI. Ponencias de las II Jornadas de Ordenación Cinegética. APROCA-Huelva y los autores.
- Cevallos, J. C. y Guimerá, V. M., 1992 *Guía de las aves de Jerez y de la provincia de Cádiz. Atlas Ornitológico de las especies nidificantes*. Editorial BUC. Excmo. Ayuntamiento de Jerez. 365 pp.
- Cramp, S. (Ed.), 1985. *The birds of the western Palearctic*. 4. Oxford University Press. Oxford. 960 pp.
- De la Cruz, J. L., Cámara, F. y De la Cruz, M. A. 1992. *Importancia de los aguaderos para las aves*. Quercus Octubre 1992: 22-25.
- Díaz, M., Pulido, F. J. y Marañón, T. 2003. *Diversidad biológica en los bosques mediterráneos ibéricos: relaciones con el uso humano e importancia para la sostenibilidad de los sistemas adheridos*. En Beneficios comerciales y ambientales de la repoblación y la regeneración del arbolado del monte mediterráneo (ed. Campos, P. y Montero, G.), pp.000-000. CIFOR-INIA, Madrid, España.
- Díaz, M., Martí, R., Góme-Manzanares, Á. y Sánchez, A. (Eds.). 1994. *Atlas de las aves nidificantes en Madrid*. Sociedad Española de Ornitología y Agencia de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid. Madrid.
- Díaz, M., Asensio, B. & Tellería, J. L. 1996. *Aves Ibéricas. I. No Paseriformes*. J. M. Reyero. Madrid.
- Dos Santos Junior, J. R., 1981. *Entrada das Rolas Streptopelia turtur em 1981 e centros de associaçao de juvenis*. Cyanopica. 2 (3): 54-58.
- Ekos Estudios Ambientales. 1997 a 2004. *Censo de efectivos invernantes de Paloma torcaz en la península Ibérica*. Año 1997 a 2004. Inédito.
- Ekos Estudios Ambientales. 1998. *Hibernage du pigeon ramier dans la péninsule Ibérique. Recensement 1997/1998*. Ekos Estudios Ambientales S.L., Lasarte-Oria, España. Doc. Dactyl.
- Fernández, J. M. 2001. *Les populations reproductrices de pigeon ramier en Espagne*. Faune Sauvage, Cahiers Techniques, 253: 33-35.
- Fernández, J. M. y Bea, A. 2003. *Paloma torcaz, Columba palumbus*. En, R. Martí y J. C. del Moral (Eds.): Atlas de las Aves Reproductoras de España, pp. 76-77. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española e Ornitología.
- Fernández, L. y Camacho, M., 1989. *Determinación de status de la Tórtola Común Streptopelia turtur*. ICONA. Informe Inédito.
- Fletcher, M. R., 1979. *Aggression by Collared Doves Streptopelia decaocto to Turtle Doves Streptopelia turtur*. British Birds. 72 (7): 346.
- Fontoura, A. P., Dias, S., 1995. *Productivity of the turtle Dove (Streptopelia turtur) in the northwest of Portugal*. In Proc.Int.Union Game Biol.XXII Congress "The game and man", Sofia, Bulgarie 4-8 septembre 1995, BOTEV N., ed., 1996 : 1-6.
- Garrido, M. y Alba, E. 1997. *Las aves de la Provincia de Málaga*. Diputación Provincial de Málaga. 1997.
- Gallego, J. 1981. *La reproducción de la paloma torcaz (Columba palumbus) en Ávila*. Ardeola 28: 105-131.
- Gallego, J. 1985. *Nota sobre el comportamiento migratorio de las poblaciones ibéricas de Paloma Torcaz (Columba palumbus)*. Ardeola 32: 379-408.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd 9. Columbiforms-Piciformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Deutschland.
- Glutz von Blotzheim, U. N. y Bauer, K. M., (Eds). 1992. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, 13*. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- González, L. M. y A. San Miguel (Coords) 2004. *Manual de Buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente.
- González, J., Arias de Reyna, L. M. y Ruiz, P., 2004. *La actividad cinegética en Córdoba*. Ed: Diputación de Córdoba. 127 pp.

- Gutiérrez, A., 2005. *II Foro sobre caza sostenible en especies migratorias*. San Sebastián, 20-21 de Mayo de 2005.
- Gutiérrez, J. E., 2000. *Seguimiento de las poblaciones de aves fringílicas de interés canoro y de la Tórtola Común en Andalucía. Temporadas 1997-2000*. Informe Inédito. SEO/BirdLife y Junta de Andalucía.
- Hagemeyer, E. J. M. y Blair, M. J. (Editors). 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T y AD Poyser, London.
- Hidalgo, S. J. y Rocha, G., 2001a. *Statut de la Tourterelle des bois (Streptopelia turtur) en Extremadura (Espagne). Incidence de la chasse*. Faune sauvage. 253: 82-85.
- Hidalgo, S. J. y Rocha, G., 2001b. *Seguimiento de la actividad cinegética sobre la Tórtola Común en la temporada 200/2001*. Junta de Extremadura. Informe inédito.
- Hidalgo, S. J. y Rocha, G., 2005. Revisión del status de la Tórtola Común en Extremadura, implicaciones en su conservación. En: Flora y Fauna amenazada de Extremadura. Pp: 427-433. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. 495 pp.
- Hoefle, U., Gortázar, C., Ortiz, J. A. y Knispel, B.(2004). *Outbreak of Trichomoniasis in a woodpigeon wintering roost*. Journal of Wildlife Research, 50: 73-77.
- Inglis, I. R., Isaacson, A. J., Thearle, R. J & Westwood, N. J. 1990. *The effects of changing agricultural practice upon Woodpigeons Columba palumbus numbers*. Ibis, 132: 262-272.
- Jarry, G., 1994. In: *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France, 1985-1989*. Société d' Etudes Ornithologiques: 380-383.
- Jarry, G. 1999. *Tourterelle des bois Streptopelia turtur*. En: G. Rocamora y D. Yeatman-Berthelot, 1999. Oiseaux menacés à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations Tendances. Menaces. Conservation: 298-299. Société d' Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la protection des Oiseaux. Paris.
- Jean, A. 1999. *Les pigeons Ramirez en France. Bilan des connaissances sur le flux transpyrénéen*. Doc. Tech. Conseil National de la Chasse et de la Faune Sauvage. 26 p.
- Jean, A. 1996. *La Palombe. Histoire Naturelle d'une Migration*. Sudouest.
- Jiménez, R. Hodar, J. A., y Camacho, I., 1992. *La alimentación estival de la Tórtola Común Streptopelia turtur en el sur de España*. Gibier Faune Sauvage. 9: 119-126.
- Jubete, F. 1997. *Atlas de las Aves nidificantes de la provincial de Palencia*. Ed. Asociación de Naturalistas Palentinos. Palencia.
- Lamarque, F. 2000. *Bilan de l'épidemiologie exercée para le réseau SAGIR sur les pigeons dans le cadre de l'étude Promet 1999*. Rapport inédit. Office National de la Chasse et la Faune Sauvage.
- Madroño, A., Gonzalez, C. y Aienza, J. C. (Eds.), 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SEO/BirdLife. Madrid. 452 pp.
- Marchant, J. H., Hudson, R., Carter, S. P. y Whittington, P., 1990. *Population trends in British breeding birds*. Tring, U.K.: British Trust for Ornithology.
- Mathiasson, S. 1967. *Food and feeding habits of Woodpigeons (Columba palumbus) in southwestern Sweden*. Var Fagelvarld 26: 297-347.
- Muntaner, J., Ferrer, X. y Martínez Vilalta, A. 1983. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres Editora. Barcelona.
- Muñoz-Cobo, J. 2001. *Tórtola Común (Streptopelia turtur)*. Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente/ Junta de Andalucía.
- Murta Neves, F. I., 1981. *Comportamento da rola brava Streptopelia turtur em liberdade e sua criação em cativoiro*. Cyanopica. 2 (3): 5-17.
- Murton, R. K., Westwood, N. J. y Isaacson, A. J., 1964. *The feeding habits of the Wood Pigeons Columba palumbus, Stock Dove Columba oenas and Turtle Dove Streptopelia turtur*. Ibis. 106: 174-188.
- Murton, R. K., Westwood, N. J. and Isaacson, A. J. 1964. *A preliminary investigation of the factors regulating population size in the wood-pigeon*. Ibis 196: 482-507
- Murton, R. K. 1965. *The wood-pigeon*. The New Naturalist. Collins, London, U. K. 256 p.
- Naredo, J. M., 1996. *La evolución de la Agricultura en España (1940-1990)*, Universidad de Granada.
- Peiró, V., 1990. *Aspectos de la reproducción de la Tórtola Común Streptopelia turtur en Madrid*. Mediterránea serie Biológica. 12: 89-96.
- Pulido, F. J., y Díaz, M. 2003. *Recruitment of hola oaks: disparate determinants of regeneration in Mediterranean forests and dehesas*. Enviado a Ecological Monographs.

- Purroy, F. J. (Ed). 1987. *Sobre la invernada de la Paloma Torcaz (Columba palumbus) en Iberia. Invernada de Aves en la península Ibérica*. Pp. 137-151 in: Tellería, J. L. (Ed). *Actas del Simposio celebrado durante las IX jornadas ornitológicas Españolas*. Soc. Española de Ornitología Monogr. Nº 1. Madrid, España.
- Purroy, F. J. 1988. *Sobre la invernada de la Paloma Torcaz (Columba palumbus) en Iberia*. En Tellería, J. L. (ed.): *Invernada de Aves en la península Ibérica*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Purroy, F. J. (Coord.), 1997. *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. S.E.O./BirdLife. Linx Ed. Barcelona.
- Purroy, F. J., 2000. *Caza de especies migratorias*. En: Master Universitario Internacional. Gestión y Conservación de la Fauna Salvaje Euromediterránea. Módulo 3: 113-115.
- Purroy, F. J y Rodero, M. 1986. *Wintering of Wood Pigeons (Columba palumbus) in the Iberian Peninsula*. Suplemento alla Ricerche di Biologia della Selvaggina, 10: 275-283.
- Purroy, F. J., Rodero, M. & Tomialojc, L. 1984. *The ecology of woodpigeons Columba palumbus wintering on the Iberian Peninsula*. Acta Ornitologica, 20: 111-146
- Purroy, F. J. (Ed). 1997. *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife, Lynx Edicions. Barcelona.
- R.C.S.O. (Région Cyneégétique du Sud-Ouest). 1990. *Opération palombe. Migration et chasse*. R.C.S.O., France. 140 p.
- Rocha, G. y Hidalgo, S. J., 2000. *Ecología de la Tórtola Turca (Streptopelia decaocto)*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Extremadura. Cáceres (España). 85 pp.
- Rocha, G. y Hidalgo, S. J., 2001a. *La caza de la tórtola, a examen*. Trofeo, 376: 48-56.
- Rocha, G. y Hidalgo, S. J., 2001b. *Incidencia del uso de reclamos alimenticios sobre la Tórtola Común*. Naturzale. 16: 147-155.
- Rocha, G. y Hidalgo, S. J., 2002a. *La Tórtola Común (Streptopelia turtur). Análisis de los factores que afectan a su status*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Extremadura. Cáceres. 198 pp.
- Rocha, G. y Hidalgo, S. J., 2002b. *Examining the spread of the Collared Dove in Europe. Colonization patterns in the west of the Iberian Peninsula*. Bird Study. 489: 11-16.
- Rocha, G. y Hidalgo, S. J., 2003. *Seguimiento de la actividad cinegética en la Media Veda de 2001*. Pp: 123-134. En: Conservación, explotación y comercialización de los espacios cinegéticos. Edita: Centro de Desarrollo Rural "Campña Sur". Azuaga. Badajoz. 165 p.
- Rocha, G. y Hidalgo, S. J., 2004. *La investigación científica al servicio de una gestión eficaz: el ejemplo de los estudios sobre la Tórtola Común en Extremadura*. Foresta. 27: 76-82.
- Romagosa, C. y McEaney, T., 1999. *Eurasian Collared-Dove in North America and the Caribbean*. North American Birds. 53 (4): 348-353.
- Román, J., Román, F., Ansolá, L. M., Palma, C. y Ventosa, R. 1996. *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Ed. Caja de Ahorros del Círculo Católico. Burgos.
- Saari, L. 1984. *The ecology of Woodpigeon (Columba palumbus L.) and stock dove (C.oenas L.) populations on an island in the SW Finnish archipelago*. Finnish Game Res. 43: 13-67.
- Saari, L. 1979. Finnish Game Res. 38: 17-30.
- SEO/BirdLife 2001. *Programa SACRE. Base de datos*. SEO/BirdLife. Datos inéditos. Madrid.
- Tour du Valat y DDH Consultig, 2005. *European Unión Management Plan for Turtle Dove Streptopelia turtur*. European Comisión. Brussels.
- Tucker, G. M. y Evans, M. I., 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for teh wider environment*. Cambridge, U. K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series nº 6). 464 pp.
- UICN 2001. *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Version 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN. Gland y Cambridge.
- Urios, V., Escobar, J. V., Pardo, R. y Gómez, J. A. 1991. *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana. Conselleria d' Agricultura i Pesca*. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Vamnsteeenwegen, C. y Jean, A. 2000. *Les pigeons ramiers (Columba palumbus) migrateurs hivernant en Frnace et Espagne. Analyse des donnés du baguage*. Pp. 23-44 ein: Actes du Colloque International "Oiseaux migrateurs cases en mauvais état de conservation et points chauds européens, Bayonne, Pyrénées-Atlantiques, 11 et 12 décembre 1999. Organbidexka Col Libre, Bayonne, France.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

MONTE MEDITERRÁNEO

Capítulo 17:

**GESTIÓN DEL CORZO
EN ANDALUCÍA**

Cristina San José.

*Egmasa (Empresa de Gestión Medioambiental). Consejería de Medio Ambiente – Junta de Andalucía.
csanjose@egmasa.es.*

RESUMEN

Las poblaciones andaluzas de corzo constituyen la última frontera de la especie en su límite suroccidental de distribución mundial. Estas poblaciones nunca han podido alcanzar densidades altas y siempre han dependido fuertemente de los factores climáticos. En este hábitat marginal, donde el estiaje es prolongado y el bosque mediterráneo seco, los prolongados períodos de sequía estival actúan como épocas críticas y mantienen a las poblaciones por debajo de su potencial real. Por esta razón, las poblaciones andaluzas de corzo tienen particular interés ya que poseen características locales que permiten comprender las adaptaciones de esta especie al hábitat mediterráneo. Estudios recientes promovidos por la Junta de Andalucía han mostrado la existencia de un ecotipo de Corzo Andaluz o “morisco” propio de las sierras de Cádiz-Málaga, típico del ambiente mediterráneo xerofítico, y que presenta diferencias significativas a nivel morfológico con respecto a otras poblaciones españolas y europeas. Por otro lado, los resultados del estudio genético realizado por la Consejería de Medio Ambiente, en colaboración con la Estación Biológica de Doñana (CSIC) y el Instituto Zooprofiláctico G. Caporale (Teramo-Italia), han revelado la existencia de diferencias significativas entre los corzos de la mitad norte y la mitad sur de España, confirmando además la segregación geográfica y genética de los corzos de la Sierra de Cádiz-Málaga. En el sur de España la baja densidad de población hace que la gestión del corzo tenga un carácter fundamentalmente conservacionista, para garantizar la estabilidad de las poblaciones y potenciar su desarrollo y expansión colonizadora hacia nuevas áreas. Por otro lado, el Corzo Andaluz ha visto incrementado su valor como trofeo de caza, al tratarse de un ecotipo singular que además vive en unos ambientes de gran belleza natural. Partiendo de sus particularidades, la gestión del corzo en Andalucía se articula alrededor de dos objetivos principales: 1) conservar el ecotipo de Corzo Andaluz propio de las sierras de Cádiz-Málaga evitando la repoblación con ejemplares no autóctonos, y 2) garantizar el buen estado de conservación del hábitat que ocupa actualmente el corzo en Andalucía, así como mejorar las áreas potencialmente buenas para su colonización.

1. EL CORZO ANDALUZ

Las poblaciones andaluzas de corzo (*Capreolus capreolus*) se limitan en la actualidad a dos núcleos separados por el río Guadalquivir. El primero de ellos y el más amenazado, se localiza en Sierra Morena, a caballo entre las provincias de Ciudad Real, Córdoba y Jaén. El segundo, relativamente abundante y bien conservado, habita en las sierras de Cádiz-Málaga, estando la mayor parte de su área de distribución incluida dentro de zonas protegidas.



Corzo Andaluz "morisco".

Estas poblaciones constituyen el límite suroccidental de distribución de la especie a nivel mundial. En este hábitat marginal, donde el estiaje es prolongado y el bosque mediterráneo seco, estas poblaciones nunca han podido alcanzar densidades tan altas como en el norte peninsular y europeo, y siempre han dependido fuertemente de los factores climáticos.

Los estudios promovidos por la Junta de Andalucía, y supervisados por la Estación Biológica de Doñana (CSIC) entre los años 1987 y 1998, mostraron la existencia de un ecotipo de "corzo andaluz" o "morisco" propio de las sierras de Cádiz-Málaga, típico del ambiente mediterráneo xerofítico, y que presenta diferencias significativas a nivel morfológico con respecto a otras poblaciones españolas y europeas: coloración invariablemente gris a lo largo de todo el año, ausencia de babero blanco en el cuello, pequeño tamaño, dimorfismo sexual más acentuado, y cráneos más cortos y anchos. Las mandíbulas de estos corzos son significativamente más cortas y anchas que las del norte de España y del resto de Europa, adaptadas a una vegetación xerofítica mucho más seca y dura. Por todo ello, las poblaciones andaluzas de corzo tienen particular interés ya que poseen características locales que permiten comprender sus adaptaciones al ambiente mediterráneo.

Por otro lado, los resultados del estudio genético realizado en 2001/2002 por la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), en colaboración con la Estación Biológica de Doñana (CSIC) y el Instituto Zooprofiláctico G. Caporale (Teramo-Italia), han revelado la existencia de diferencias significativas entre los corzos de la mitad norte y la mitad sur de España, confirmando una segregación geográfica y genética entre ambas subpoblaciones. Además, dentro de la "subpoblación sur" (Toledo-Extremadura-Ciudad Real-Cádiz), el 100% de los corzos de la Sierra de Cádiz pertenecen a una población genéticamente independiente.

En cuanto a la distribución histórica del corzo en Andalucía, a principios del siglo XX Chapman y Buck, en su libro *"La España inexplorada"*, hacen referencia a la abundancia del corzo en Sierra Morena, Montes de Toledo y en la sierra y vegas extremeñas, así como en los montes más bajos de las serranías de Ronda y Cádiz. También en el libro *"Las Monterías en Sierra Morena a mediados del Siglo XIX"* se menciona la presencia de corzos en Sierra Morena. Existen también referencias anteriores que confirman la presencia del corzo en Sierra Morena, como una Ordenanza pregonada en Baena (sureste de Córdoba) en 1546, donde se prohíbe la caza de "venados, corzos, cabra, puerco y de otra res mayor o menor". En la Sierra

de Cazorla el corzo se extinguió entre 1910 y 1930, realizándose una última reintroducción que no llegó a prosperar en 1957; en la Sierra de Huelva se cazaron corzos hasta la primera mitad del siglo XX.

En cuanto a Málaga, en el libro "Veinte años de caza mayor", del Conde de Yebes, se cita la presencia de corzo en las estribaciones de la Sierra de Las Nieves, en las zonas llamadas "La Máquina" y "El Cuzcú", y en el monte de Rueda, próximo a Coín.

La presencia de corzo en la provincia de Granada es más rara debido a la escasez de hábitats apropiados para esta especie. No obstante hay una referencia en el "Catálogo de mamíferos y aves observados en la provincia de Granada" por José Manuel Sánchez García (1885), donde se menciona la presencia de corzo en la Sierra de Huetor.

La desaparición del corzo en muchas áreas andaluzas ha sido debida fundamentalmente a dos factores, cuyo último responsable en ambas es el hombre:

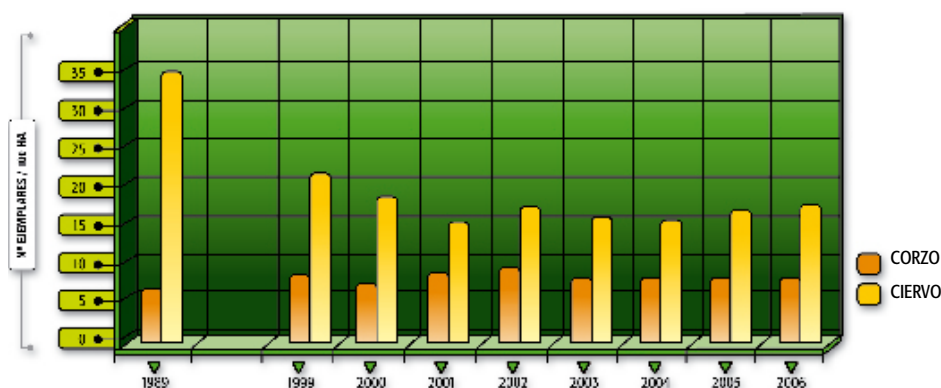
- la desaparición de los hábitats y los requerimientos básicos para la vida de esta especie.
- la introducción de ungulados salvajes (gamo y muflón) y domésticos (fundamentalmente cabra), y la proliferación del ciervo, especies todas que compiten con ventaja frente al corzo.

2. LA POBLACIÓN DE CORZOS DE ANDALUCÍA

En base a las estimas realizadas por la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) entre 2000 y 2006, se calcula una densidad media para las sierras de Cádiz-Málaga que oscila en torno a 8 corzos/100 ha, con un rango que va desde densidades que apenas superan un ejemplar por cada 100 ha en las zonas limítrofes de distribución (ej. zonas próximas a la campiña o a la costa), hasta máximos de 15-20 corzos/100 ha en alguna finca privada orientada a la producción de corzo.

Este valor medio es superior al estimado en 1989-1990 por Braza y colaboradores (media en torno a 5 corzos/100 ha). El incremento que ha experimentado la población de corzos de Cádiz puede ser respuesta a diversas medidas de gestión puestas en marcha para recuperar y potenciar el corzo en las sierras de Cádiz-Málaga (a destacar: la disminución de la abundancia de ciervo mediante el control de poblaciones, y la recuperación y acondicionamiento de fuentes).

Tendencia demográfica de la población de corzo y ciervo en el P.N. Los alcornocales (Cádiz).



La distribución del corzo en la provincia de Málaga es discontinua: mientras las poblaciones más occidentales (distribuidas a lo largo de todo el Valle del Genal) están unidas a las de Cádiz en la zona de la Reserva de Cortes de La Frontera, los núcleos más orientales, situados en los términos municipales de Istán, Monda y Ojén, se encuentran más o menos aislados y presionados por un entorno poco favorable a la expansión debido a la presencia de numerosas urbanizaciones.

No hay estimas precisas de la densidad de corzo en la Sierra Morena Andaluza, pero sí hay observaciones de avistamientos ocasionales de la especie en Córdoba y Jaén que apuntan a que los niveles de abundancia son muy bajos.

En cuanto a la proporción de sexos, si bien en Cádiz-Málaga se había mantenido durante los últimos años próxima al 1:1 (1 macho por hembra), las observaciones del año 2005/2006 arrojan un valor medio en torno a 2 hembras por macho, como consecuencia del sesgo que existe en la presión cinegética practicada exclusivamente sobre los machos.

El corzo es en general una especie de hábitos solitarios, por lo que pueden observarse solos o en grupos pequeños de 2/3 individuos, que a menudo son una hembra y sus dos crías, con la posible presencia de un macho adulto. Esta unidad familiar constituye la base de la organización social del corzo. Los individuos jóvenes pueden ser observados solos, en compañía de un macho adulto (especialmente en el caso de los machos jóvenes), o asociados a un grupo familiar (especialmente en el caso de las hembras jóvenes). Si bien, en centro-Europa y en algunos lugares de la mitad norte peninsular se han observado agregaciones numerosas de corzos, no es el caso en las sierras andaluzas (aunque es posible observar agregaciones temporales de corzos en determinadas parcelas de siembra presentes en alguna finca privada de Cádiz).

3. EL CICLO BIOLÓGICO DEL CORZO ANDALUZ

Un buen conocimiento del ciclo biológico y comportamental de las especies es fundamental a la hora de planificar una adecuada gestión cinegética.

En las poblaciones de corzo de las sierras de Cádiz-Málaga el ciclo de la cuerna está ligeramente adelantado con respecto al resto de las poblaciones europeas, al igual que ocurre con otras poblaciones de cérvidos del sur de España, en función de una variación del fotoperiodo. Los corzos de estas sierras desmogan la cuerna en octubre-noviembre, iniciándose inmediatamente el crecimiento de la nueva cuerna, que estará limpia a primeros de marzo.

Una característica importante de los corzos es que son animales territoriales. La territorialidad actúa como el determinante fundamental de la utilización del espacio en el corzo, especialmente en el macho adulto. El macho defiende un territorio mediante un marcaje olfativo a través de sustancias químicas liberadas por las glándulas odoríferas situadas en la frente, junto a los ojos, en el pie posterior, y entre las pezuñas delanteras. Dicho marcaje se realiza fundamentalmente frotando la cabeza y cuernas contra la vegetación y escarbando en el suelo, y tiene lugar desde el inicio de la primavera (marzo-abril) hasta finales de verano (agosto-septiembre). El macho también señala su presencia y defiende su territorio mediante vocalizaciones similares al ladrido de un perro, lo que le da el nombre de la "ladra" del corzo. El territorio de los machos es generalmente más grande que el área de campeo de las hembras, y frecuentemente solapa con el de varias de ellas. En Cádiz el tamaño medio anual del área de campeo de un corzo está en torno a las 130 ha, si bien el área nuclear (la que agrupa el 50% de sus localizaciones) ronda las 25 ha, y el campeo diario de un individuo está en torno a las 12 ha.

El ciclo biológico de la especie sitúa el periodo reproductivo del celo entre julio y agosto, y los nacimientos entre la última quincena de mayo y la primera de junio, existiendo también un desfase para las poblaciones de Cádiz-Málaga, cuyo celo empieza a finales de junio y tiene su pico en la primera quincena de julio, mientras que los nacimientos se sitúan entre abril y mayo.

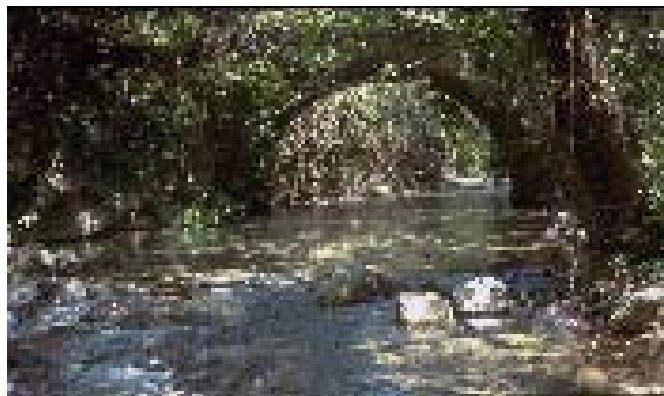
Uno de los rasgos más notables en la biología del corzo hace referencia a su reproducción, ya que es el único cévido europeo que presenta un fenómeno de diapausa embrionaria; es decir, el desarrollo del embrión queda detenido unos 170 días, prácticamente desde el momento de su formación, tras la fecundación en el mes de julio. Después de este periodo, el embrión continúa de nuevo su desarrollo a finales de noviembre, a lo largo de un periodo de gestación de unos 144 días. Este fenómeno ha sido en general confundido con una implantación retardada del óvulo fecundado, cuando en realidad la causa que detiene el proceso parece residir en mecanismos del propio desarrollo embrionario.

Otro rasgo singular del corzo, entre los cévidos, es que la hembra normalmente da a luz dos crías (incluso tres en algunas ocasiones), lo que le confiere un potencial de crecimiento de población superior al de otros cévidos. No obstante la tasa reproductiva observada en la población de corzos de Cádiz-Málaga se encuentra por debajo de ese potencial, con una media que no llega a 1 cría por hembra (incluyendo las hembras jóvenes de un año de edad).

4. FACTORES LIMITANTES DE LAS POBLACIONES DE CORZO EN ANDALUCÍA

Con respecto a aspectos climáticos, la lluvia es el factor principal determinante de los ciclos de productividad en el bosque mediterráneo, y por tanto se convierte en el principal factor limitante del desarrollo de las poblaciones de herbívoros. Algunos estudios han puesto de manifiesto, a propósito del corzo, cómo los parámetros de calidad de los individuos reflejan la influencia del entorno sobre ellos. En concreto, en las sierras de Cádiz-Málaga las poblaciones de corzo dependen en gran medida del estado de conservación en que se encuentren los barrancos (“canutos”) y los escasos puntos que permanecen con agua durante el verano.

En cuanto al estado sanitario, existe constancia de que al menos en los periodos de sequía los corzos de Cádiz-Málaga sufren de forma especial afecciones graves parasitarias. Por otro lado, los descensos de temperatura o la abundancia de lluvias durante la época de partos inciden negativamente en la supervivencia de las crías, sobre todo a causa de enfermedades



Arroyo en un “canuto” de la Sierra de Cádiz.

infecciosas que afectan a las vías respiratorias. Probablemente, en condiciones extremas, parásitos que son en general tolerados por los animales pueden llegar a causar la muerte a una gran parte de la población. En los corzos de Cádiz se ha detectado una gama de ocho agentes infecciosos. Uno de los efectos directos de algunos de estos agentes es el de provocar abortos en las hembras gestantes, lo que puede afectar a la tasa de renovación de la población.

Otro factor relevante a la hora de entender la desaparición del corzo en algunas áreas andaluzas es la introducción de otros ungulados silvestres, como gamos y muflones, y domésticos (especialmente la cabra), así como la proliferación del ciervo, especies todas que compiten con ventaja frente al corzo, tanto de forma directa por tener mayor tamaño como por una competencia indirecta por el espacio, en relación con el comportamiento solitario y territorial que caracteriza al corzo.

También la excesiva abundancia de jabalí o de cochino asilvestrado tiene un efecto negativo sobre el corzo, debido a la transformación que los suidos hacen del hábitat, y a la predación ocasional que pueden ejercer sobre las crías de corzo.

Respecto a predadores carnívoros en Andalucía, el corzo es sensible, particularmente en edades tempranas, al impacto de los zorros y perros asilvestrados.

5. GESTIÓN DEL CORZO EN ANDALUCÍA

Mientras el corzo está en plena expansión en toda Europa, incluida la mitad norte de España, las poblaciones más meridionales se mantienen en niveles de densidad relativamente bajos, con dificultades para incrementar su actual área de distribución, particularmente en Andalucía.

Los criterios de conservación y gestión de las distintas poblaciones de corzo han de ser por fuerza sustancialmente diferentes. En gran parte de Europa, donde el corzo es considerado incluso una plaga que causa daños en la agricultura y numerosos accidentes de tráfico, los planes de gestión están orientados a lograr una disminución de los efectivos y un control del crecimiento de sus poblaciones. Por otra parte, en esos lugares el corzo constituye una importante fuente de recursos económicos, tanto en carne como por su valor cinegético.

En el sur de España la baja densidad de población hace que la gestión del corzo tenga un carácter fundamentalmente conservacionista, para garantizar la estabilidad de las poblaciones y potenciar su desarrollo y expansión colonizadora hacia nuevas áreas. Por otro lado, el Corzo Andaluz ha visto incrementado su valor como trofeo de caza, al tratarse de un ecotipo singular que además vive en unos ambientes de gran belleza natural.

Partiendo de sus particularidades, la gestión del corzo en Andalucía se articula alrededor de dos objetivos principales:

- Conservar el ecotipo de Corzo Andaluz propio de las Sierras de Cádiz-Málaga.
- Garantizar el buen estado de conservación del hábitat que ocupa actualmente el corzo en Andalucía, así como mejorar las áreas potencialmente buenas para su colonización.

6. GESTIÓN DEL HÁBITAT

El entorno donde vive el corzo y el uso que los individuos de esta especie hacen del hábitat constituyen una de las piezas claves en la gestión de sus poblaciones. El primer punto a tener en cuenta en la gestión del Corzo Andaluz pasa por mantener en buen estado de conservación los barrancos o "canutos".

En cuanto a actuaciones directas, una medida sencilla de manejo que da óptimos resultados la constituyen las rozas en la vegetación, ya que propician la aparición de zonas ampliamente soleadas donde se crean unas áreas esenciales de alimentación para el corzo. Se recomienda la roza manual de superficies pequeñas (1/4 a 1/2 ha) y dispersas que entremezclen zonas abiertas y zonas cubiertas. También los caminos y cortafuegos pueden ser buenos puntos para establecer áreas de roza.



Helechal en un "canuto" de la Sierra de Cádiz.

En zonas llanas se aconseja abrir claros de forma más o menos redondeada o elíptica, dejando en medio arbustos y árboles jóvenes, muchos de los cuales son preferidos por el corzo (agracejos, acebuches, labiérnagos, arces, majuelos, servales, alisos y sauces). Estos árboles y arbustos se pueden talar a unos 90 cm de altura, y podar sus contornos (no cortar las ramas laterales de los árboles jóvenes a ras del tronco, sino dejando unos 5 cm). Ello "rompe" el descubierto del claro, proporcionando una mayor protección a los animales. El resto de quercíneas, brezos y matorral en general, se rozará a ras de suelo para evitar que queden tocones que puedan dañar las pezuñas de los animales. Se evitará destruir plantas tales como yedras, zarzas, y madre selvas, muy apreciadas por el corzo.

Se recomienda ensanchar y aclarar el bosque próximo a la zona de roza (banda aproximada de 2 m), cortando el sotobosque con una altura inferior a 1 m. Por supuesto, no se cortarán árboles que tengan ya un buen porte (copa de 3 m de altura).

En lugares con cierta pendiente (que no debe superar en cualquier caso el 10%) se pueden hacer rozas de forma más o menos rectangular, adaptadas de forma sinuosa a seguir la curva de nivel. Al ser más estrechas estas rozas (20x100m) puede que no sea necesario dejar arbustos en medio, salvo que se trate de especies apetecibles para el corzo.

En algunos lugares muy empobrecidos se pueden asimismo sembrar parcelas con especies apetecibles para el corzo. Se recomienda el uso de mezclas de cereal y leguminosas tales como veza con centeno en suelos pobres, y avena con alfalfa en terrenos calizos. Además es muy importante la regeneración con todas las especies de *Quercus*, que ofrecen abrigo y alimento, ya que la bellota es muy apreciada por el corzo.



Pequeña pradera en medio del matorral, muy apetecible para el corzo.

El corzo precisa de una vegetación heterogénea y en estados vegetativos variados, como la que ofrecen los magníficos bosques de las sierras de Cádiz-Málaga.

La alimentación suplementaria administrada en comederos viene siendo muy discutida. Por lo general en el norte de España y resto de Europa se recomienda facilitar este tipo de alimentación solamente durante el invierno (periodo



Pequeña parcela de siembra para corzos.

jornada de caza. Estos argumentos, aunque comprensibles, pierden valor cuando el objetivo sea contar con una población de corzos salvajes y en un ambiente lo más natural posible (los comederos afectan al comportamiento territorial y a la distribución espacial de los individuos).



Fuente acondicionada para el corzo.

crítico en esas áreas). Sin embargo, la riqueza del hábitat natural que ocupa el corzo en las sierras de Cádiz-Málaga, y la ausencia de rigores invernales en esta zona, hacen en general innecesaria la alimentación suplementaria. Solamente en años donde se sufra un periodo prolongado de sequía podría ser necesario plantear esta medida de gestión.

En ocasiones se ha justificado la instalación de comederos para aportar nutrientes que se considera van a mejorar la calidad del trofeo, así como para tener "localizados" los ejemplares y facilitar su captura en la

En el caso de que se instalen comederos para corzos, cuando se trate de áreas donde convivan con otros ungulados se deberá colocar un cercado de exclusión que permita el acceso exclusivo de los corzos.

Si la comida no es un factor limitante para el Corzo Andaluz, sí lo es el agua. Por ello, la limpieza y el mantenimiento permanente de los puntos de agua resulta fundamental. Las fuentes naturales pueden ser acondicionadas con piedras que impidan que el agua se ensucie y se colmate de fango, y si es necesario, puede ser canalizada para multiplicar los puntos de agua.

7. GESTIÓN DE LAS POBLACIONES

La reciente caracterización genética del Corzo Andaluz (publicada en la revista científica *Italian Journal of Zoology* en 2003) tiene importantes implicaciones desde el punto de vista de la gestión y la conservación, principalmente en lo que concierne al tema de las repoblaciones. Los ejemplares autóctonos de una población son los mejor adaptados a vivir en los ambientes que le son propios, y la hibridación con ejemplares no autóctonos conduciría a la pérdida de adaptaciones locales que han tardado mucho tiempo en conseguirse. Por este motivo hay que evitar las repoblaciones con corzos no autóctonos.

En cuanto a la gestión cinegética, lo más importante es tener un buen conocimiento de los parámetros poblacionales antes de realizar los planes técnicos. Para el seguimiento de poblaciones de corzo con densidades relativamente bajas, y en ambientes de vegetación muy densa donde es muy difícil la observación directa de los ejemplares (caso de Andalucía), es necesario recurrir a métodos de censo indirectos, como el estudio de índices de presencia. A pesar de que este tipo de

censos (transectos de conteo de indicios) plantea algunos problemas de método, es adecuado para evaluar las fluctuaciones de la población, y constituye una herramienta útil para determinar la preferencia del hábitat y los patrones estacionales de uso del espacio. Para completar la información proporcionada por el método del conteo de indicios, es necesario recopilar además todos los datos de las observaciones directas realizadas de forma ocasional o en agardos, con objeto de obtener información sobre la estructura de la población, y en concreto sobre parámetros importantes como la proporción de sexos y la tasa reproductiva.

A la hora de planificar la gestión cinegética, es importante mantener el equilibrio de los sexos. Normalmente, sin la intervención del hombre, las poblaciones de corzo tienden a una proporción próxima al 1:1. En las sierras de Cádiz-Málaga, en ausencia de grandes predadores y con una presión de caza exclusivamente sobre los machos (debido a una estrategia encaminada a incrementar la población de corzos), se está acentuando una tendencia hacia un mayor número de hembras que quizás debería empezar a corregirse en las áreas con mayor densidad de corzos.



Cría de corzo morisco.

8. RESPECTO A LA MODALIDAD DE CAZA Y A LAS FECHAS DE VEDA

- Para conservar el estado natural y salvaje de las poblaciones de corzo se debe evitar interferir en todo lo posible en el que suele ser el periodo más crítico de su ciclo biológico: la reproducción. Interferir en el periodo de celo con la actividad cinegética, especialmente en una especie territorial como el corzo, y estando la caza dirigida a eliminar los mejores machos, altera la dinámica social de la población. Por ello, si queremos mantener las poblaciones de corzo en un estado lo más natural posible, permitiendo que la selección sexual actúe a través de la reproducción de los mejores machos, se debe evitar su caza durante la última etapa de periodo territorial y durante el celo.
- Teniendo en cuenta que la tasa reproductiva del corzo en las sierras de Cádiz-Málaga está por debajo de la media europea, y con objeto de potenciar el crecimiento de las poblaciones de corzo de Andalucía se deberían minimizar las causas de estrés durante el periodo de cría. Por ello, en primavera se sugiere primar la caza al rececho y evitar la caza con perros.

En cuanto al estado sanitario de los corzos andaluces, puede considerarse que el riesgo procede de factores externos, ya que las bajas densidades de población no propician el desarrollo de los brotes epidemiológicos que suelen generarse en estados de sobrepoblación. Es muy importante el control sanitario del ganado doméstico y el control cinegético de las poblaciones de otros ungulados silvestres que pueden transmitir enfermedades a los corzos. Además, particularmente en los años de sequía, es fundamental el acondicionamiento de los puntos de agua antes de empezar el verano.

En cuanto al interés de la desparasitación de los corzos en el campo, puede considerarse innecesaria siempre que las poblaciones estén "saneadas" y en condiciones de equilibrio ecológico. La mejor medida para combatir un desarrollo

excesivo de los parásitos, y para evitar la aparición de cualquier enfermedad, es mejorar la condición física de los individuos manteniendo en buen estado las poblaciones. Ante la detección de cualquier ejemplar con síntomas de enfermedad, o con un llamativo grado de parasitación, la primera medida es la eliminación de éste, y el análisis inmediato con objeto de conocer el origen de la afección y poder planificar las medidas de actuación más adecuadas.

9. CRÍA EN CAUTIVIDAD Y MANEJO DE EJEMPLARES EN VIVO

Teniendo en cuenta los periodos críticos que ha atravesado la población de corzos de las sierras de Cádiz-Málaga y la reducción de las poblaciones de la Sierra Morena andaluza a valores mínimos, es conveniente potenciar la cría en cautividad de la especie con el fin de reforzar las áreas andaluzas con baja densidad de corzo, e incluso para plantear su reintroducción en zonas donde la desaparición de la especie sea reciente y existan condiciones adecuadas de capacidad de acogida del hábitat.

Los cercados de cría en cautividad garantizan la presencia permanente de un contingente de animales autóctonos con garantías genéticas y sanitarias, y bien aprovechados pueden proporcionar una información muy valiosa sobre aspectos reproductivos, comportamentales, y veterinarios de la especie en ambiente mediterráneo.

No obstante, hay que señalar que el mantenimiento de corzos en cercados no es una tarea fácil ya que son muy sensibles al estrés de la captura y al confinamiento, y plantean problemas de manejo debido a su comportamiento territorial.

La época de captura de corzos deberá ser delimitada en función del ciclo biológico de la especie, evitando el manejo de las hembras en fases avanzadas de gestación, y de los machos cuando están desarrollando la cuerna. El mejor momento es a finales de otoño, cuando las crías ya han sido destetadas y los machos desmogan.

Para la captura de corzos, en las sierras de Cádiz-Málaga funcionan con éxito los comederos-capturaderos y las redes desprendibles suspendidas a una altura de 2,5-3 m.

Todos los animales capturados constituyen una fuente de información que debe ser aprovechada, pero es necesario ser rápido y extremadamente cuidadoso en la manipulación de los ejemplares: minimizando los ruidos, cubriendo los ojos y, si fuera necesario, sedándolos mediante el uso de algún tranquilizante (siempre contando con personal cualificado para hacerlo). En general se puede estimar una clase de edad del animal en base a la dentición y al aspecto físico. Es importante anotar el estado sanitario general y tomar las principales medidas corporales (peso, altura a la cruz, pie posterior). También pueden tomarse muestras de sangre, heces y parásitos. Para los análisis genéticos se sugiere una pequeña muestra del cartilago de la oreja, que se corta con unas tenazas especiales de uso veterinario.



Corzo macho en un cercado de cría en cautividad.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Aragón S., F. Braza y C. San José. 1995a. *Socioeconomic, physiognomic, and climatic factors determining the distribution pattern of roe deer *Capreolus capreolus* in Spain*. Acta Theriologica 40:37-43.
- Aragón S., F. Braza y C. San José. 1995b. *Características morfológicas de los corzos (*Capreolus capreolus*) de las sierra de Cádiz-Málaga*. Doñana Acta Vertebrata 22:51-64.
- Aragón S., F. Braza y C. San José. 1998. *Variation in skull morphology of roe deer (*Capreolus capreolus*) in western and central Europe*. Journal of Mammalogy 79(1):131-140.
- Andersen R., J. M. Gaillard, O. Liberg & C. San José. 1998. *Variation in life history parameters*. In: The European roe deer: the biology of success. Andersen R., P.Duncan & J.D.C.Linnell (Ed.), Scandinavian University Press, cap. 12, Oslo.
- Braza F., C. San José, S. Aragón y J. R. Delibes. 1994. *El corzo andaluz*. Ed. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla, 156pp.
- Braza F., R. C. Soriguer, S. Aragón y C. San José. 2001. *Corzo *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)*. En: Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía. Ed. Consejería de Medio Ambiente – Junta de Andalucía, Sevilla, pp. 266-267.
- Chapman A. and W. J. Buck. 1910/1989. *Unexplored Spain/La España Inexplorada*. Ed. Junta de Andalucía, Consejería de Obras Públicas-Patronato del Parque Nacional de Doñana, Sevilla, 451pp.
- Conde de Yebes. 1943. *Veinte años de caza mayor*. Ed. Plus-Ultra, Madrid.
- Consejería de Medio Ambiente. 2007. *Manual de Conservación y Gestión del Corzo Andaluz*. Ed. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 93 pp.
- De Morales P. 1990. *Las monterías en Sierra Morena a mediados del siglo XIX*. Ed. Diputación Provincial de Jaén, Area de Cultura, Jaén.
- Hewison J. M., J. P. Vincent, E. Bideau, J.M. Angibault & R.J. Putman. 1996. *Variation in cohort mandible size as an index of roe deer (*Capreolus capreolus*) densities and population trends*. J.Zool., Lond. 239:573-581.
- López Ontiveros A., B. Valle Buenestado y F.R. García Verdugo. 1991. *Caza y paisaje geográfico en las Tierras Béticas según el Libro de La montería*. Ed. Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba.
- Lorenzini R., C. San José, F. Braza, and S. Aragón. 2003. *Genetic differentiation and phylogeography of roe deer in Spain, as suggested by mitochondrial DNA and microsatellite analysis*. Italian Journal of Zoology 70: 89-99.
- Mateos-Quesada P. 2002. *Biología y comportamiento del corzo ibérico*. Ed. Universidad de Extremadura, Cáceres, 263.
- Mayle A., Peace A.J. & Gill R.M.A. 1999. *How many deer? A field guide to estimating deer population size*. Forestry Commission, Edinburgh, 96pp.
- Pajares G. 2003. *El corzo. Caza y Gestión*. Ed. La Trèbere, Madrid, 265pp.
- San José, C. 2002. *Corzo, *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758*. In : Atlas de los mamíferos terrestres de España. L.J. Palomo and J. Gisbert (Eds.), Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid, 318-321.
- San José C. y F. Braza. 2000. *Las repoblaciones de corzo en España*. Trofeo, 365:156-157.



Corzo Andaluz.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

MONTE MEDITERRÁNEO


Capítulo 18:

**GESTIÓN DEL CIERVO
EN EL MONTE MEDITERRÁNEO**

Juan Carranza.

*Grupo de Biología Evolutiva, Etología y Gestión Cinegética, Universidad de Extremadura, 10071 Cáceres.
carranza@unex.es.*

RESUMEN

 El ciervo ibérico es la principal especie de caza mayor hacia la que se orienta la gestión cinegética en el monte mediterráneo, además de constituir una subespecie singular, propia de la península Ibérica. Ambas características hacen que en su explotación sea especialmente importante la compatibilización entre rendimiento económico y conservación, tanto de los ecosistemas naturales en los que habita como de sus propias características como elemento de la fauna autóctona. La gestión cinegética del ciervo conlleva manejos en el hábitat que deben ser aprovechados para fomentar la conservación de la vegetación autóctona y la biodiversidad asociada. El manejo de las poblaciones de ciervo en la actualidad se lleva a cabo en diferentes grados de intervención, desde la simple recolección hasta la organización dirigida de los procesos reproductivos que ponen en peligro la conservación de sus características naturales. Los ecosistemas mediterráneos admiten densidades de ciervos más altas que otras áreas de Europa, lo que representa una oportunidad para su explotación. Sin embargo, a pesar de su abundancia numérica, el ciervo ibérico se enfrenta a problemas de conservación genética, tales como (1) la hibridación con ejemplares de otras áreas de Europa; (2) la deriva génica y pérdida de variabilidad alélica como consecuencia de manejos inadecuados; y (3) la selección artificial. La compatibilización de gestión y conservación en el caso del ciervo ibérico requieren evitar manejos con criterios ganaderos y en cambio explotarlo como un recurso natural renovable.

1. INTRODUCCION A LA BIOLOGÍA DEL CIERVO

1.1 IDENTIFICACIÓN Y DESCRIPCIÓN

El ciervo de la península Ibérica (*Cervus elaphus hispanicus*) es una de las doce subespecies que integran en la actualidad la especie *Cervus elaphus* en su área de distribución natural que comprende Eurasia y el Magreb (Geist 1998; Carranza 2002; 2004).



El ciervo ibérico posee un pelaje donde predomina el color marrón uniforme, con la zona ventral de tono más claro, y un escudo anal también de tono más claro, flanqueado por bandas oscuras, con la cola corta de color marrón claro. Los cervatillos tienen un pelaje característico con fondo marrón y manchas o "pintas" blancas que mantienen durante aproximadamente los tres primeros meses de vida (Geist 1998). El patrón de emergencia de las piezas dentales permanentes es útil en la determinación de la edad durante los tres primeros años de vida (Azorit *et al.* 2002a). A partir de esa edad se utilizan los anillos de crecimiento del cemento dental tanto en la raíz de incisivos y

caninos como entre las raíces de los molares (Azorit *et al.* 2002b,c,d). Los dientes permanentes no crecen más una vez han emergido, y se van desgastando con el uso. Los machos desgastan los dientes a una tasa mayor que las hembras, de modo que agotan completamente los primeros molares hacia los 12 años mientras que las hembras lo hacen después de los 16 (Carranza *et al.*, 2004).

Existe dimorfismo sexual en tamaño. En áreas ocupadas por ecosistemas de tipo mediterráneo, los machos a partir de dos años de edad tienen una longitud total cabeza-cola entre 160 y 220 cm, una altura a la cruz entre 90 y 120 cm y peso entre 80 y 160 Kg. Las hembras a partir de dos años miden de la cabeza a la cola entre 160 y 195 cm, altura a la cruz entre 90 y 110 cm y peso entre 50 y 100 Kg (Alarcos *et al.*, en preparación). El crecimiento corporal y desarrollo de las cuernas está fuertemente relacionado con las condiciones ambientales y con la densidad poblacional (Azorit *et al.* 2002e; 2003; Fierro *et al.* 2002), por lo que el tamaño y el peso corporal son caracteres altamente variables entre poblaciones. No es extraño encontrar en determinadas poblaciones sobre todo en áreas de bosques caducifolios del norte de la península



Ibérica, cifras que sobrepasan ampliamente los rangos de valores citados arriba para el monte mediterráneo. Las diferencias ambientales entre poblaciones se manifiestan más en el tamaño y peso de los machos que en el de las hembras, y producen por tanto variaciones en el dimorfismo sexual (Alarcos 2006).

Los machos desarrollan a partir del primer año cuernas de origen óseo que renuevan todos los años. Las hembras carecen de cuernas. Las cuernas son caracteres producidos por selección sexual que se emplean en las luchas que tienen lugar durante el período de celo. Están formadas por un tronco central que se ramifica en puntas o candiles. En el ciervo adulto, pueden distinguirse de abajo arriba los siguientes tipos de puntas, aunque no todas están presentes en todos los ejemplares: dos pares de luchaderas, un par de puntas centrales, y un número muy variable de puntas en la parte superior llamada corona. Las cuernas de los animales de un año suelen consistir en un par de varas no ramificadas, aunque pueden presentar ya varias puntas en algunos ejemplares. Al segundo año puede tener ya entre 6 y 12 puntas, y tiende a aumentar su tamaño y número de puntas en los años siguientes. En su máximo desarrollo, que en los ejemplares ibéricos en libertad suele ocurrir en torno a los 7 u 8 años, algunos ejemplares llegan a superar el metro de longitud y pueden tener un número de puntas total cercano a las 20. A partir de los 9 años, aproximadamente, la cuerna se produce cada año de menor tamaño, y especialmente con menor número de puntas. Los ciervos en libertad en España, incluso sin presión cinegética, difícilmente alcanzan edades superiores a los 12 ó 13 años. Las hembras son más longevas, llegando a sobrepasar los 20 años de edad. En correspondencia con las diferencias entre sexos en las posibilidades reproductivas a lo largo de la edad, el envejecimiento en los machos ocurre más prematuramente que en las hembras. Los dientes molariformes se producen en los machos con un tamaño menor de lo esperado en base a su tamaño corporal, lo cual explica en parte su mayor tasa de desgaste y prematuro agotamiento (Carranza *et al.*, 2004).

1.2 USO DEL HÁBITAT Y MOVIMIENTOS

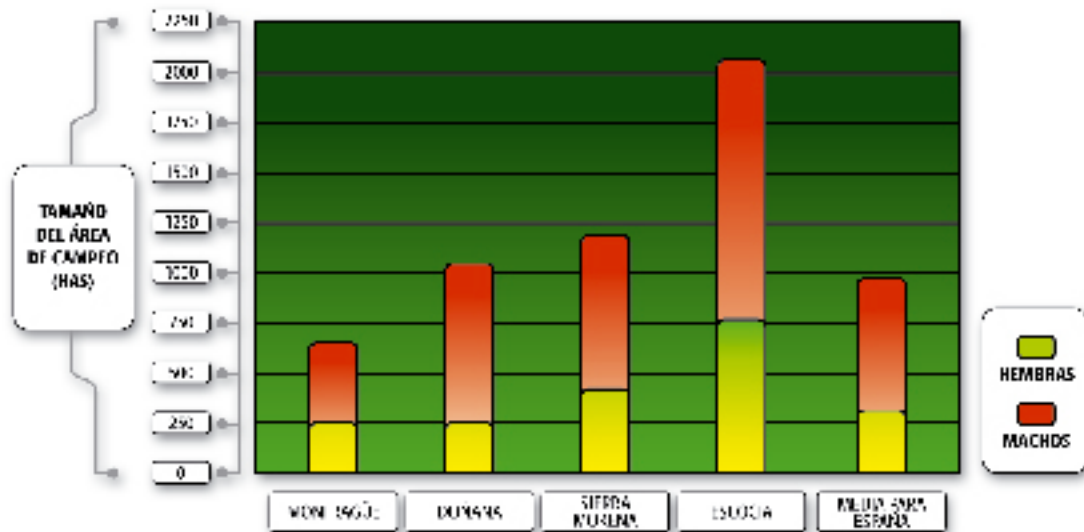
El ciervo se reparte en la mayor parte de los hábitats presentes en la península Ibérica que cuenten con praderas junto a cobertura vegetal leñosa al menos como refugio, desde llanuras a nivel del mar hasta áreas de alta montaña. Es un animal que utiliza preferentemente las áreas de transición (ecotonos) entre zonas boscosas o cubiertas con vegetación arbustiva y áreas abiertas donde exista producción de plantas herbáceas. El uso de áreas con cobertura vegetal y praderas abiertas sufre variaciones tanto diarias como estacionales. La actividad de alimentación tiene lugar principalmente en ambos crepúsculos, y para ello pueden utilizar hábitats abiertos o de cobertura vegetal, mientras que el descanso, principalmente en horas centrales del día, tiene lugar en zonas cubiertas (Carranza *et al.* 1991).



El ciervo en la península Ibérica utiliza áreas de campeo menores que las descritas en el norte y centro de Europa, y en todos los casos áreas de campeo mayores para los machos que para las hembras. En el Parque Natural de Monfragüe, mediante el seguimiento de animales marcados y equipados con collares radioemisores, se encontraron tamaños de áreas de campeo de

aproximadamente 250 ha para las hembras y de 655 ha para los machos (Carranza *et al.* 1991). En Sierra Morena se obtuvo un tamaño medio de área de campeo de 1.185 ha para los machos y de 417 ha para las hembras (Lazo *et al.* 1994; Soriguer *et al.* 1994). En el Parque Nacional de Doñana, también mediante el radiomarcaje de individuos adultos, se ha encontrado una gran variación entre individuos en el tamaño del área de campeo, que en promedio resultó de 1.050 ha para los machos y 240 ha en el caso de las hembras (Sánchez-Prieto 2005). Este menor tamaño de las áreas de campeo del ciervo en la península Ibérica podría reflejar la idoneidad de los ecosistemas mediterráneos para esta especie, que además presentan mayores densidades que la mayoría de los ecosistemas más norteños (Figura 1; Carranza 1999; Catt & Staines 1987).

Figura 1. Tamaños del área de campeo anual de hembras y machos de ciervo en varios lugares de España y en Escocia (de Sánchez-Prieto 2005).



En cuanto a la distancia que los ciervos ibéricos recorren al día, mediante la utilización de animales marcados y seguidos durante ciclos de 24 horas y uniendo las sucesivas localizaciones obtenidas a intervalos de tres horas, se ha podido estimar el mínimo desplazamiento diario, es decir, la distancia mínima que se desplazan si asumimos que realizan desplazamientos en línea recta entre las localizaciones sucesivas. Esta distancia mínima recorrida por los ciervos a lo largo de un día oscila entre 3,04 y 4,21 km (Carranza *et al.* 1991), siendo en general algo menor en el caso de las hembras, excepto durante la época de celo en la que los machos tienden a restringir sus movimientos a áreas particulares. Esta distancia recorrida no significa que necesariamente los ciervos se alejen 3 ó 4 kilómetros entre las zonas de descanso y alimentación. Se trata más bien de un cálculo de cuánto se han desplazado durante sus actividades diarias, y buena parte de este movimiento puede suponer girar alrededor de un área y repetir el paso por ciertas zonas. La distancia en línea recta que se separan diariamente entre áreas de alimentación y descanso puede ser de aproximadamente la mitad de esas cifras.

Tanto los cambios en el ciclo biológico del ciervo como en la climatología y por tanto en la productividad vegetal, pueden provocar cambios estacionales en los tamaños de las áreas de campeo. Pevio a la época de celo, en otoño, los machos se desplazan hacia las áreas ocupadas por las hembras, pero una vez allí restringen sus movimientos a las zonas donde se concentra la actividad durante la berrea (Carranza *et al.* 1996).

1.3 DISPERSIÓN

En los mamíferos, como es el caso del ciervo, la dispersión de los animales juveniles hacia áreas alejadas de su lugar de nacimiento es un fenómeno ampliamente descrito, y que afecta de manera diferencial a los dos sexos, siendo los machos los individuos que más frecuentemente se dispersan y a lugares más alejados. No existen datos sobre dispersión en ciervo ibérico, pero en el ciervo europeo la edad a la que suelen dispersarse oscila entre los 3 y los 5 años, y hasta un 70% de los jóvenes machos fueron encontrados a más de 2 kilómetros de distancia de su lugar de nacimiento, siendo la mayor distancia a la que se ha movido un individuo de 22 km (Clutton-Brock *et al.* 1982). En otros estudios, de cinco machos capturados cuatro se dispersaron y la distancia media a la que se dispersaron fue de 15 km y no hubo una dirección constante de dispersión (Catt & Staines 1987). Sin embargo no se conoce cuál es el motivo de que unos machos se dispersen y otros no, tan solo parece haberse encontrado que los machos que se dispersan tienen mayor peso que los que no lo hacen (Clutton-Brock *et al.* 1982), lo cual podría interpretarse como un umbral de condición corporal necesario para afrontar las incertidumbres de desplazarse a zonas nuevas y desconocidas.

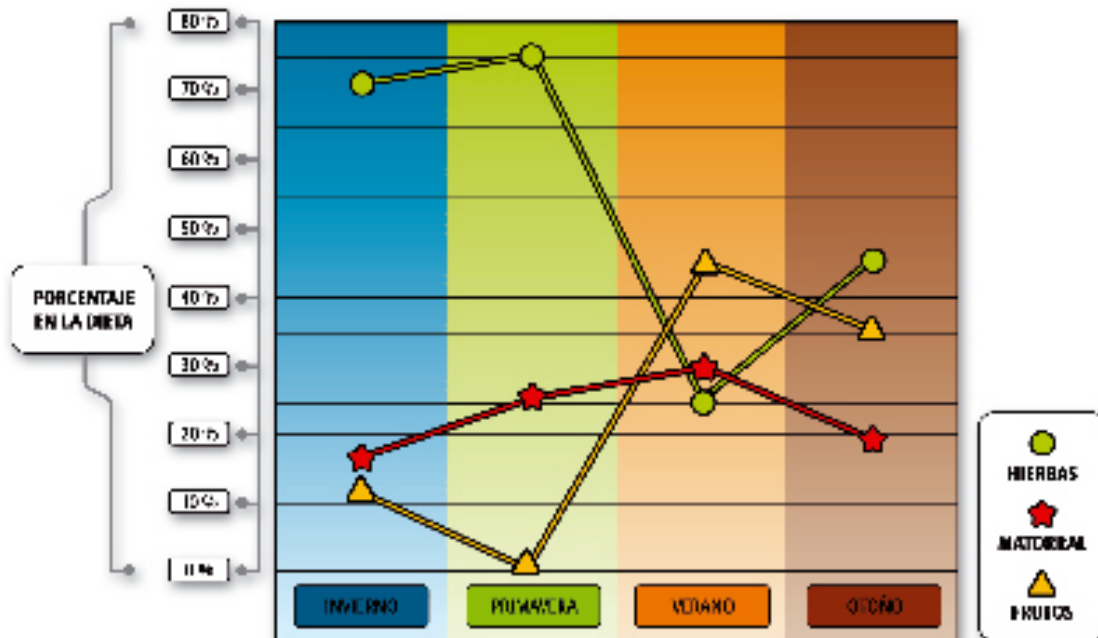
La dispersión de los individuos jóvenes es un proceso que entraña riesgos. Se sabe que en muchas especies la dispersión es una de las principales causas de mortalidad. En el caso del ciervo es importante tener en cuenta que el comportamiento de dispersión hace que sea muy probable encontrar machos jóvenes e inexpertos (de unos dos años de edad) que se desplazan por zonas que no conocen, atravesando barreras naturales o artificiales, y asumiendo por tanto riesgos mayores que los animales que habitualmente residen en esas zonas. Incluso cabe esperar encontrar ocasionalmente a estos machos dispersantes atravesando zonas no ocupadas de modo habitual por el ciervo. Por otro lado, la dispersión no tiene por qué ser un desplazamiento puntual en el tiempo, sino que un macho joven podría mantener una alta movilidad durante varios años hasta asentarse definitivamente en una zona donde intentará tener opciones reproductivas.

1.4 ALIMENTACIÓN

La historia evolutiva del ciervo ibérico sugiere que la subespecie se ha diferenciado de otras subespecies europeas durante un largo período de aislamiento en su refugio glacial del sur de Iberia, por lo que debe haber coevolucionado con la vegetación de esta área geográfica (Carranza 2002; 2004). La alimentación del ciervo combina el pastoreo de herbáceas y el ramoneo sobre plantas leñosas (Rodríguez-Berrocal 1978). Las proporciones en que herbáceas y leñosas entran en la dieta son variables en función de zonas, épocas del año, e incluso sexos (Rodríguez-Berrocal 1978; Palacios *et al.* 1989; Álvarez & Ramos 1991; Álvarez *et al.* 1991; García-González *et al.* 1992; Garín *et al.* 2001; Bugahlo *et al.* 2001). El denominador común es una preferencia por las plantas herbáceas, especialmente por las praderas con alta proporción de leguminosas, y el uso de especies leñosas conforme escasean las hierbas verdes. Así, lo general es que las herbáceas predominen de finales de otoño a primavera o principios de verano, y las leñosas en verano. Según Rodríguez-Berrocal (1978), para Sierra Morena las hierbas entran en la dieta del ciervo desde más de un 75% en primavera hasta poco más de un 20% en verano, completando el resto a base de hojas de plantas leñosas y frutos forestales (Figura 2). El ramoneo sobre plantas leñosas, especialmente durante el verano, es un importante amortiguador de las condiciones de sequía que hacen del verano la época limitante para los herbívoros en los ecosistemas mediterráneos (Bugahlo & Milne 2003). De hecho, según datos del sur de Portugal, en los años más secos los ciervos pueden conseguir hasta un 89% de su dieta durante el verano de las plantas leñosas, comparado con un 47% en los años más lluviosos (Bugahlo *et al.* 2001).

Las plantas leñosas más consumidas incluyen la olivilla o labiérnago (*Phyllirea angustifolia*), el acebuche (*Olea europea*), el madroño (*Arbutus unedo*), los brotes de quercíceas (*Quercus* spp.), el mirto (*Mirtus comunis*), el lentisco

Figura 2. Variación estacional de la dieta del ciervo en Sierra Morena: porcentaje en que entran en la dieta las herbáceas, las hojas de plantas arbustivas y los frutos de leñosas (de Rodríguez-Berrocal 1978).



(*Pistacia lentiscus*), los brezos (*Erica* spp.), y algunas cistáceas (*Cistus* spp.) entre otras (Rodríguez-Berrocal 1978; Palacios *et al.* 1989; Álvarez & Ramos 1991; Álvarez *et al.* 1991; Patón *et al.* 1999). La jara pringosa (*Cistus ladanifer*) es interesante por su gran abundancia en los montes mediterráneos en etapas tempranas de la sucesión ecológica. Es una de las plantas que más presente ha debido estar en la evolución del ciervo en la península Ibérica. Sus hojas son en general poco consumidas por los ciervos debido a la alta concentración de defensas químicas. Sin embargo, tanto las plántulas más jóvenes como incluso las hojas de plantas de mayor porte pueden ser consumidas en ciertas cantidades mezcladas con otros alimentos ricos, especialmente en épocas de escasez (Carranza, observ. pers.). Tratamiento aparte merecen los frutos o trompos de las jaras. Estas cápsulas repletas de semillas están libres de defensas químicas ya que la planta está interesada en que sean consumidas por los ciervos. Los trompos constituyen un alimento importante para el momento en que comienza a escasear la hierba verde, a principios de verano; por su parte, los ciervos son un importante vehículo de dispersión de las semillas de jaras (Malo & Suarez 1995, 1996, 1998; Malo *et al.* 2000).

Debido al dimorfismo sexual en tamaño, machos y hembras responden de modo diferente a la competencia intraespecífica por el alimento. En las praderas herbáceas, debido a su menor tamaño las hembras cortan la hierba a menor altura que los machos, lo que produce una situación de desventaja para éstos, que tienen grandes dificultades en obtener alimento en las zonas utilizadas por las hembras. Esta razón ha sido esgrimida como causa de la segregación espacial entre sexos que ocurre durante la mayor parte del año, excepto durante el celo (Clutton-Brock *et al.* 1982; Gordon & Illius 1988). Cuando se trata de consumir plantas leñosas, en cambio, el mayor tamaño de los machos podría aportarles la ventaja de poder alcanzar aquellas partes de los arbustos o árboles donde las hembras no pueden llegar (Bugalho *et al.* 2001).

1.5 COMPORTAMIENTO SOCIAL

El ciervo es un animal moderadamente gregario (Álvarez & Braza 1989). Su tendencia a formar grupos se sitúa en un grado intermedio entre el corzo (muy poco gregario o prácticamente solitario) y el gamo (muy gregario). Los grupos de ciervo mantienen relaciones comunicativas entre sí, relaciones que juegan un importante papel en la coordinación y cohesión del grupo así como en la optimización de los beneficios derivados de la vigilancia común (Recuerda & Arias de Reyna 1987).



Machos y hembras se mantienen en grupos separados durante la mayor parte del año, exceptuando la época de celo (Carranza 1986; Carranza & Valencia 1992). En las hembras, la unidad social básica es el grupo familiar, liderado por la hembra de más edad, seguida por la cría del año, la del año anterior (hembra joven o primala o vareto si es macho), e incluso la hija de dos años de edad si fue hembra (Carranza & Arias de Reyna 1987). Si fue macho lo normal es que ya se haya dispersado para integrarse en grupos de machos. Dado que las hembras cuando crían por primera vez tienden a establecer áreas de campeo que solapan con las de sus madres, es frecuente que las familias emparentadas coincidan en las mismas áreas de alimentación y formen temporalmente agrupaciones de varias familias.

Los machos tienden a reunirse en grupos de edad similar, dentro de los cuales se establece una fuerte jerarquía lineal de dominancia. En los grupos de hembras existen igualmente relaciones jerárquicas, siendo la hembra líder la dominante (Carranza 1988).

1.6 COMPORTAMIENTO REPRODUCTIVO

El ciervo es un ungulado típicamente poligínico, donde los machos basan su éxito reproductivo en aparearse con cuantas hembras les sea posible (Carranza 2000); mientras, las hembras aportan todo el cuidado parental a las crías, de modo que su éxito se basa en su capacidad fisiológica para producir y criar cervatillos saludables (Landete-Castillejos *et al.* 2002; 2003).

La posibilidad de que las condiciones ambientales sean adecuadas para criar con éxito marca el momento del año en que las hembras inician su reproducción. La época de mayor disponibilidad de alimento es la primavera avanzada, por lo que las ciervas ajustarán su fenología reproductiva para que el final de la gestación y principio de la lactancia tengan lugar en ese momento. Los partos suelen producirse hacia el mes de mayo. La gestación dura unos 235-240 días, de modo que la época de celo debe tener lugar aproximadamente en la segunda mitad de septiembre. Existe una considerable variación entre poblaciones en el momento en que ocurre el celo y por tanto los partos. Las ciervas tratarán de producir las crías en el momento adecuado, pero si ellas se encuentran débiles, desnutridas, etc., no se decidirán a comenzar la reproducción hasta recuperar la condición física, lo cual puede ocurrir cuando caigan las bellotas en otoño o incluso cuando empiece a salir la nueva hierba tras las primeras lluvias. Si en ese momento entran en celo, entonces habrá una época de celo o berrea tardía.

La duración de la berrea en una finca o área concreta debe ser corta, de en torno a 25 días, si todas las hembras entran en celo en el momento adecuado, es decir, si todas están en buenas condiciones. Cuando hay hembras en malas

condiciones la berrea se alarga, y si casi todas están mal, la berrea en general se retrasa. Todos los retrasos producirán crías tardías que generalmente se desarrollarán peor que las nacidas en el mejor momento. Una vez que el fotoperíodo se está acortando y la hembra está en buena condición física, comienza a producir ovulaciones cada 19 días aproximadamente (García *et al.* 2003). La selección natural favorece a las hembras que quedan preñadas en las primeras ovulaciones, que producirán partos en la época adecuada. El estrés debido a altas densidades, excesivas concentraciones de animales o actividades humanas que causan disturbios en las poblaciones, pueden favorecer que algunas ovulaciones no culminen en cópulas efectivas y gestaciones, con el consiguiente retraso de los partos.

En la mitad sur de la península Ibérica los machos emplean diferentes estrategias para conseguir hembras. Contrariamente a lo que ocurre en centro y norte de Europa, el celo en el sur de Iberia ocurre en un momento en el que la disponibilidad de comida es muy baja, tras el largo verano seco y caluroso. Eso hace que aquellos lugares que por alguna causa especial tengan comida se conviertan en focos de atracción para las hembras en ese momento, lo cual es aprovechado por los machos. Los machos luchan por hacerse dueños de esos lugares y después tratan de retener a las hembras que llegan allí (Carranza *et al.* 1990). En cualquier área puede haber algunos de estos lugares defendibles, tales como vaguadas que mantienen humedad y hierba verde durante el verano. Es esperable que los mejores machos se hagan dueños, año tras año, de esos territorios con comida, así como también de los lugares estratégicos relacionados con ellos como las veredas de acceso (Carranza 1992, 1995). Los machos que no tengan territorio tratarán de defender grupos de hembras (harenes) de modo que ambas estrategias coexisten en casi cualquier población de ciervo ibérico. Por el momento, sólo en la península Ibérica se ha descrito la coexistencia de estas estrategias de apareamiento (Carranza *et al.* 1996).

Un macho termina la mayor parte de su desarrollo corporal hacia los 5 años y es esperable que a partir de esa edad, quizás a los 6, tenga ya un harén durante la berrea. La parte de su vida en la cual disfruta de éxito reproductivo alto es corta, no más de unos 4 años. A los 9 normalmente empiezan a decaer en cuanto a su condición corporal, envejecen y suelen morir por causas naturales, si se les deja, hacia los 12-13 años. Este esquema de ciclo vital puede alargarse un poco, es decir retrasarse el momento en que empiezan a mostrar rasgos de vejez si las condiciones ambientales que afectan a la población son muy buenas.

La época de celo se conoce como brama o berrea. Estos términos hacen referencia al sonido que emiten los machos en celo. La berrea o bramido es una señal básicamente dirigida a otros machos rivales. Se ha visto que tiene también efectos sobre las hembras, por ejemplo les puede influir en que adelanten su entrada en celo, pero ha sido determinada por la selección natural, sobre todo, para mantener a raya a otros machos sin necesidad de entrar en luchas constantes con todos ellos (Clutton-Brock & Albon 1979). Parece ser que la tasa de berridos por unidad de tiempo que emite un macho está relacionada con su capacidad de ganar en una pelea, por lo que puede ser utilizada por los rivales para decidir retar o no a un oponente (Clutton-Brock & Albon 1979; Reby & McComb 2003).

Durante la época de celo las hembras se suelen distribuir en función de la distribución de la comida, y los machos se desplazan hacia las zonas donde hay más hembras. Las zonas buenas de berrea suelen ser por tanto las mejores zonas de alimentación para las hembras en septiembre. A pesar de esta afirmación general, también es cierto que algunas hembras durante la berrea se acercan a las "zonas de berrea", es decir que la distribución espacial de las hembras durante la berrea se hace un poco más contagiosa, es decir agrupada hacia aquellos "puntos calientes" donde previamente había más hembras que en otros. Digamos que a las hembras de zonas con poca densidad les interesa agruparse hacia las áreas

con más densidad, dejando casi vacías las zonas de baja densidad. Las razones de este comportamiento pueden estar en la evitación del acoso de machos subadultos al incluirse en harenes defendidos por machos mayores (Carranza & Valencia 1999). Una vez en la zona de berrea las hembras se dedican a comer, pero con su pasividad provocan la competencia entre los machos, de modo que simplemente con aceptar al ganador pueden estar eligiendo también a un padre para sus hijos con buenas cualidades genéticas.

A partir de su nacimiento hacia el mes de mayo, los cervatillos son amamantados durante al menos unos 4 meses, aunque pronto comienzan a incluir progresivamente algo de hierba en la dieta. Los partos dobles son extremadamente raros, aunque es fácil que una cierva pueda amamantar a algún cervatillo ajeno (Landete-Castillejos *et al.* 2000) por lo que las observaciones en el campo de ciervas seguidas de dos crías corresponden con toda probabilidad a adopciones más que a partos dobles.

1.7 PREDADORES, PARÁSITOS, PATÓGENOS Y ESPECIES COMPETIDORAS

El ciervo es una especie presa del lobo en ciertos lugares donde coexisten, lo que en Andalucía sólo ocurre en una pequeña área de Sierra Morena oriental. Los lobos pueden predear sobre crías de ciervo y otros animales debilitados, pero también sobre los grandes machos justo después de la berrea, cuando éstos se encuentran más debilitados por el esfuerzo reproductivo, lo cual supone una importante fuente de daños por tratarse de animales de mayor valor como trofeo. Las crías de ciervo pueden ser esporádicamente depredadas por el lince cuando no existen otras presas más adecuadas (Gil-Sánchez *et al.* 1997).

Los ciervos coexisten con diversas especies parásitas destacando los nematodos pulmonares como *Dyctiocaulus viviparus*, y diversos parásitos gastrointestinales como *Strongila* spp. y *Oesophagostum* spp. (Hernández *et al.* 1980; Reina *et al.* 1992). Numerosos estudios se han ocupado del estudio de las prevalencias de los diferentes parásitos en el ciervo, y de sus variaciones en función de clases de edad, áreas geográficas y estaciones del año. Entre los organismos parásitos más estudiados figuran los Oestridae como *Pharyngomya picta*, que provocan la acumulación de larvas en fosas nasales (Gil-Collado *et al.* 1985; Martínez-Gómez *et al.* 1990a; Ruiz-Martínez & Palomares 1993; Ruiz *et al.* 1993; Bueno de la Fuente *et al.* 1998; De la Fuente *et al.* 2000), los popularmente conocidos como “barros” (*Hypoderma* spp.), que se evidencian al alojarse las formas larvianas bajo la piel del lomo (Martínez-Gómez *et al.* 1990b; Pérez *et al.* 1995; De la Fuente *et al.* 2001; San-Miguel *et al.* 2001; Otranto *et al.* 2003), la filaria *Elaeophora elaphi* (Hernández-Rodríguez *et al.* 1986; Carrasco *et al.* 1994, 1995; Santin-Duran *et al.* 2000, 2001; San-Miguel *et al.* 2003), o el *Sarcocystis cervicanis* (Hernández-Rodríguez *et al.* 1981; Szarek *et al.* 1987). La presencia de los parásitos en las poblaciones de ciervos es afectada por las condiciones medioambientales, variando por tanto entre años, y su incidencia en individuos concretos depende de las características individuales de resistencia y condición física. Los parásitos han coevolucionado con los ciervos en los ecosistemas mediterráneos. No existen evidencias claras de que la presencia de parásitos suponga una reducción general de la supervivencia, desarrollo o reproducción en las poblaciones naturales de ciervo, aunque pueda afectar a individuos concretos con especial predisposición o deficiente condición física.

Por su importancia zoonótica cabe destacar la presencia estacionalmente abundante en los ciervos de ixódidos (garrapatas) (Hueli & Díaz-Saez 1987), que pueden ser portadores de *Anaplasma marginale* (De la Fuente *et al.* 2004) y de *Rickettsia* spp. transmisibles al ganado doméstico y al hombre por picadura, especialmente cuando las garrapatas se desprenden de ciervos recién abatidos en acciones cinegéticas. Para el ciervo en España se han descrito diversas patologías

(Arenas *et al.* 1991), tales como brucelosis (León-Vizcaino *et al.* 1985), pasterelosis (Arenas *et al.* 1997), keratoconjuntivitis (Gortázar *et al.* 1998) y clamydiasis (Cubero-Pablo *et al.* 2000).

Los manejos humanos sobre las poblaciones de ciervos, incluido el contacto con el ganado doméstico, pueden producir situaciones preocupantes de contagio mutuo de enfermedades como por ejemplo la tuberculosis bovina (Aranaz *et al.* 2004). En algunas áreas de distribución del ciervo se ha comprobado que determinadas cepas del bacilo de la tuberculosis se han contagiado desde el ganado vacuno doméstico a los ciervos y luego a los jabalíes, diseminando éstos la patología en amplias zonas a lo largo de los cursos de agua por donde suelen desplazarse estos suidos, y pasando de nuevo a otras poblaciones de ciervos y luego infectando la cabaña ganadera de áreas previamente saneadas (Hermoso de Mendoza *et al.* 2005).

Los ciervos, como herbívoros adaptados a una alimentación mixta entre el pastoreo y el ramoneo, interaccionan en competencia ecológica con otras especies de herbívoros tanto domésticos como silvestres. En este sentido, parece que compiten poco con el ganado vacuno, y más con ovejas o cabras. Los muflones y sobre todo los gamos (Braza & Álvarez 1989; Carranza 1995; Recarte *et al.* 1995) suelen representar problemas para los ciervos en tanto copan y apuran con gran efectividad las áreas de praderas. En el caso del corzo parece que es esta especie la que se ve perjudicada por la presencia de los ciervos (San José *et al.* 1997), aunque los estudios de este tipo de interacciones de competencia ecológica son muy escasos.

2. DISTRIBUCIÓN Y SITUACION ACTUAL DE LAS POBLACIONES

El ciervo es un animal euroasiático. Su área natural de distribución se extiende desde Europa occidental hasta Asia central, incluyendo las islas de Córcega y Cerdeña y el Magreb. Las poblaciones originales más orientales son las del Tíbet y el Turkestan, y las más occidentales las del sur de Portugal (Geist 1998). Las poblaciones de Portugal desaparecieron en su mayor parte durante la primera mitad del siglo XX, habiéndose producido recientes reintroducciones así como colonizaciones naturales desde España. El ciervo ha sido introducido desde Europa, principalmente desde el Reino Unido, hacia diversos zonas del planeta, tales como Sudamérica o Nueva Zelanda, con fines cinegéticos o comerciales.

La subespecie ibérica sólo existe en España y Portugal, y no se tiene constancia de que haya sido exportada a ningún otro lugar del mundo. En la península Ibérica existe registro fósil de la presencia del género *Cervus* que se remonta hasta hace varios millones de años, y hay registros de la existencia de *Cervus elaphus* desde al menos el Pleistoceno superior (hace 120.000 años) (Pérez-Legido y Cerdeño 1992; Zachos *et al.* 2003). La península Ibérica ha sido un área de refugio para el ciervo durante los últimos pulsos glaciales que afectaron mucho más a las poblaciones distribuidas por el centro y norte de Eurasia, contribuyendo a la diferenciación de la subespecie ibérica (Fernández-García *et al.* 2006).

La distribución original en la Península durante los últimos siglos puede haber estado más localizada en la mitad suroccidental, coincidiendo con los hábitats ocupados por el bosque y matorral mediterráneo esclerófilo. La distribución actual es reflejo de una expansión que ha venido ocurriendo en las últimas décadas, debido a expansiones naturales y a reintroducciones cinegéticas (Gortázar *et al.* 2000). En estos momentos el ciervo se extiende casi por todo el territorio peninsular, con la excepción de la parte más occidental de Galicia y la costa levantina (Mapa 1; Braza *et al.* 1989; Carranza 2002).

La expansión territorial reciente del ciervo en España ha ido acompañada del aumento de sus poblaciones. Aunque no existen censos fiables para todo el territorio nacional, se puede estimar que en la actualidad el número total de ciervos en España supera el medio millón de individuos. La distribución actual suele ser en núcleos aislados, muchas veces con elevadas densidades que sobrepasan los 40 individuos por kilómetro cuadrado, rodeados de áreas de muy baja o nula densidad.

En algunos de los núcleos poblacionales actuales pueden existir ejemplares pertenecientes a otras subespecies de *Cervus elaphus* o híbridos de ellos con la subespecie ibérica, como consecuencia de introducciones con fines cinegéticos que ponen en serio riesgo la conservación del ciervo ibérico (Carranza *et al.* 2003).

Las poblaciones actuales se encuentran fragmentadas como consecuencia de las infraestructuras, la transformación de los hábitats y la gestión cinegética (Carranza 1999). Los mallados cinegéticos suponen un importante elemento de división de las poblaciones en subpoblaciones aisladas de entre pocos cientos hasta unos mil individuos. En las áreas en que no existen mallas cinegéticas, el ciervo se extiende por comarcas en las que normalmente un conjunto de fincas o acotados realizan la explotación cinegética de la población, normalmente con poca coordinación entre ellos, lo que suele dar lugar a la reducción general del número de machos reproductores y por tanto del tamaño efectivo de la población. Tanto el aislamiento debido a las mallas cinegéticas como la gestión inadecuada en las comarcas no malladas provocan efectos genéticos no deseables (Álvarez-Orti *et al.* 1999; Pérez *et al.* 1998; Martínez *et al.* 2002).

3. MANEJO DEL MONTE MEDITERRANEO PARA EL CIERVO

La tradición ganadera de uso de los ecosistemas mediterráneos propone que el hábitat ideal desde un punto de vista productivo es la dehesa, es decir las superficies de pastizales o cultivos herbáceos con una determinada densidad de pies arbóreos de las especies dominantes del género *Quercus*, generalmente encinas y alcornoques. Al margen de productos del arbolado tales como leña o corcho, los aportes de las dehesas en forma de biomasa para los herbívoros consisten básicamente en la producción herbácea y en las bellotas. La transformación del bosque mediterráneo original en formaciones adehesadas supone un incremento de la productividad por unidad de superficie. La producción de las plantas herbáceas, ya sea pasto natural o cultivos, sumado a las bellotas que aportan los pies arbóreos bien espaciados y de buen tamaño, es superior a la que se puede esperar de un intrincado bosque mediterráneo a base de densos matorrales y árboles que compiten por el espacio.



Sin embargo las dehesas presentan problemas tanto desde el punto de vista de la sostenibilidad de sus propios recursos como de la conservación de la biodiversidad en general. En las dehesas actuales, la regeneración natural del

arbolado se ve seriamente limitada. Cuando se comparan las distribuciones de edades de los pies arbóreos en bosques y dehesas, los bosques mantienen una pirámide de edades natural, mientras que en las dehesas la mayor parte de los árboles son de edad avanzada sin que existan suficientes ejemplares jóvenes que garanticen la renovación y el mantenimiento del estrato arbóreo (Pulido, 1999). Las dehesas pueden mantenerse en estas condiciones mientras dura la larga vida de las encinas o alcornoques existentes en ellas, pero son insostenibles a largo plazo. Las campañas de reforestación han tratado en los últimos años de contribuir a aliviar esta situación, pero es evidente que no es un buen ejemplo de explotación sostenible de un recurso natural aquél que requiere de intervenciones periódicas para reponer el recurso agotado. Estudios sobre regeneración natural destacan el papel fundamental del matorral para la supervivencia durante los primeros años de los nuevos pies de encinas y alcornoques. Son muchas las razones que confluyen, tales como el microclima bajo los arbustos para pasar el primer verano o la protección frente a los herbívoros, a lo que se une la tendencia de ciertas aves y roedores de almacenar bellotas ocultas entre el matorral (Pulido, 1999).

Desde el punto de vista de la biodiversidad, la proliferación excesiva de las dehesas supone un empobrecimiento de los ecosistemas mediterráneos. Si hacemos un inventario de especies de algún grupo taxonómico que pueda servir de indicador, como por ejemplo las aves paseriformes, podemos observar que la riqueza de especies es mayor si se mantiene la intercalación entre bosques y dehesas en un adecuado mosaico de hábitats (Pulido & Diaz, 1992; Carranza *et al.*, en preparación).

La ventaja de las dehesas es que son más productivas. Sin embargo, no sólo la productividad total es importante, también lo es la estacionalidad de esa producción. Los ecosistemas mediterráneos se caracterizan precisamente por la dureza del período estival, durante el cual la ausencia de precipitaciones y las altas temperaturas hacen que la productividad vegetal sea prácticamente nula. Al contrario de lo que ocurre en áreas más norteñas de Europa, donde el invierno es la época más dura, el verano es la época limitante para los herbívoros en los ecosistemas de tipo mediterráneo (Canellas *et al.*, 1991; San Miguel *et al.*, 1995; Bugahlo & Milne 2003). Aunque la producción de herbácea sea muy alta en primavera, el verano puede ser duro. El pasto no consumido en primavera no está disponible en verano en las mismas condiciones. Tras completar su ciclo y dedicar los nutrientes a la producción de semillas, los tallos y hojas secos mantienen escaso valor nutricional. Por ese motivo, el ganado que se cría en modo extensivo en una dehesa debe recibir aportes extra durante el verano, en forma de forrajes o piensos.

Sin embargo, el déficit hídrico no afecta a todas las plantas por igual. Conforme se van estableciendo las condiciones veraniegas, la parada en el crecimiento vegetativo ocurre en primer lugar en las plantas herbáceas y más tarde en las leñosas (arbustos y árboles). Los herbívoros salvajes, como los ciervos, están adaptados a explotar los diferentes tipos de recursos disponibles a lo largo del año. Es cierto que el ciervo consumirá preferentemente hierba si la tiene disponible, pero los estudios sobre la dieta de estos animales en ecosistemas mediterráneos muestran que durante el verano la clave de su alimentación está en las plantas arbustivas. Varias fuentes diferentes de información coinciden en ello: durante esa época (1) consumen brotes y frutos de una gran variedad de arbustos propios del matorral mediterráneo (Rodríguez-Berrocal, 1978; 1993), (2) pasan una mayor proporción de su tiempo de actividad metidos en las áreas de monte (Carranza *et al.*, 1991), y (3) el tamaño de los grupos en los que se encuentran son menores comparados con otras épocas del año como corresponde al uso de áreas boscosas en lugar de praderas abiertas (Carranza & Valencia, 1992). Un buen estrato arbustivo con una adecuada diversidad de especies constituye la mejor fuente de alimentación natural para las especies de caza mayor en el período más limitante que es el verano.



Figura 3. Vistas aéreas de dos zonas del sur del Parque Monfragüe en Cáceres. En la de la izquierda se ha tratado la vegetación con objetivos ganaderos, desbrozando hasta la altura permitida, mientras que la de la derecha se ha dedicado exclusivamente a la gestión del ciervo, manteniendo la intercalación entre praderas o dehesas y áreas de monte.

La tradición de manejo ganadero, sin embargo, promueve la retirada del matorral. Basta observar el paisaje de nuestros campos para ver que las áreas de matorral son básicamente reductos confinados a las laderas de mayor pendiente, donde el desbroce facilitaría que la lluvia y la escorrentía arrastrasen la capa de suelo fértil, impidiendo por tanto que esas zonas se mantengan como cultivos o praderas desprovistas de otra vegetación. Esta práctica lleva al establecimiento de grandes áreas adehesadas en todas las superficies más o menos llanas. Resulta especialmente difícil encontrar una superficie de bosque mediterráneo en llanura que no haya sido sometida a continuos desbroces. Sin embargo, las dehesas no aportan comida cuando más se necesita. Cuando estas áreas sin matorral se dedican a la producción de ciervos, éstos encuentran grandes dificultades para conseguir alimento en verano, lo que conduce a la necesidad de aportes suplementarios. La producción de especies de caza mayor, contrariamente a la producción ganadera, recomienda la intercalación, en forma de mosaico, de las dehesas y las áreas de bosque mediterráneo (Figura 3).

El esquema básico del mosaico de vegetación natural puede en ocasiones complementarse con cierta parte de la superficie a base de siembras. Las siembras pueden favorecer a algunas especies de caza menor, a la vez que aumentar la productividad en determinadas zonas. Sin embargo hemos de tener en cuenta que las siembras herbáceas sin riego sufren también el agostamiento y no pueden por sí solas solucionar el problema del verano en ausencia de vegetación arbustiva. Por otra parte, nunca se debe planificar una siembra en áreas en las que pueden instalarse buenas praderas naturales (excepto si la siembra es precisamente de pratenses).

Dejando de lado las siembras, aunque sin descartar totalmente su uso en condiciones limitadas, la producción de caza recomienda el mosaico a base de vegetación natural incluso en zonas llanas, frente a las dehesas sin matorral. Por lo tanto, los requerimientos de la producción cinegética son, frente a la producción de ganado doméstico o los cultivos extensivos, más compatibles con los valores ambientales, tales como la regeneración natural del arbolado o la conservación de la diversidad biológica. Una vez aquí, la siguiente cuestión es qué tamaño deben tener las unidades de ese mosaico.

Desde un punto de vista de la conservación de la biodiversidad, los fragmentos de bosque deben permitir el establecimiento de aquellas comunidades faunísticas propias de este tipo de habitats. Estudios con diversos grupos zoológicos indican que superficies superiores a las 100 ha pueden ya conseguir unas condiciones suficientes para albergar la biodiversidad propia de un bosque (Díaz *et al.*, 1998; Tellería & Santos, 2001; Santos *et al.*, 2002), sin descartar la existencia de ciertos corredores entre fragmentos que permitan el mantenimiento a largo plazo de las poblaciones. Desde el punto de vista productivo para especies de caza, que utilizan hábitats boscosos y herbáceos, se debe favorecer que ambos se encuentren con facilidad en cada una de las posibles áreas de campeo de estos animales. Para el ciervo, por ejemplo,

las áreas de campeo en ecosistemas mediterráneos oscilan aproximadamente entre las 250 y las 400 hectáreas para las hembras, y entre las 600 y las 1000 para los machos (Carranza *et al.* 1991; Soriguer *et al.*, 1994), lo cual es bien compatible con fragmentos de bosque superiores a 100 ha. Otros herbívoros más pequeños, como por ejemplo el conejo, mantienen áreas de campeo más reducidas, pero no por ello debemos establecer fragmentos de bosque inferiores a 100 ha. Tampoco conviene que las praderas sean excesivamente pequeñas, por muchas razones, tanto relativas a su propia estabilidad como relacionadas con el comportamiento de los grandes ungulados. Una posible solución es favorecer la longitud de los bordes de contacto entre las áreas de matorral y las praderas, aprovechando las variaciones en la orografía natural del terreno o imbricando ambos hábitats a lo largo de esos ecotonos.

Las áreas dedicadas a distintos tipos de hábitats deben responder a una planificación a largo plazo. Un matorral pionero tiene mucho menos valor, tanto productivo como medioambiental, que un matorral noble, es decir, el resultante de un proceso largo de sucesión ecológica, con mayor variedad de especies arbustivas. Para que puedan existir zonas de matorral noble o de bosque climácico, es necesaria una constancia en los criterios de planificación de zonas. Deben tomarse con extrema precaución aquellas decisiones que impliquen el desbroce de áreas climácicas o matorrales nobles, ya que estas zonas de enorme valor son muy escasas, y además tienden a disminuir, precisamente porque requieren de largos períodos de avance en la sucesión ecológica en condiciones naturales sin alteración.

4. GESTIÓN DE LAS POBLACIONES DE CIERVO IBERICO

El ciervo ha sido desde siempre una pieza fundamental en la actividad venatoria humana. Es la pieza clave de la montería tradicional española, y muchos terrenos se organizan y se gestionan alrededor de este aprovechamiento. La explotación de la caza mayor, con el ciervo como pieza fundamental, constituye uno de los principales aprovechamientos de muchas áreas de dehesa y monte mediterráneo del suroeste español. La gestión adecuada de este recurso natural se ve hoy como un modo interesante de compatibilizar el rendimiento económico y la conservación de esas áreas de alto valor natural (Carranza 1999; 2004).

La revalorización del ciervo como alternativa agraria ha provocado una tendencia hacia la intensificación de su manejo. El aprovechamiento del ciervo se lleva a cabo a lo largo de un gradiente de intervención creciente desde la simple recolección de machos, pasando por el uso de cercas cinegéticas, hasta la cría en granjas. La excesiva intensificación es uno de los principales problemas que afectan a la gestión, por sus consecuencias tanto para el medio ambiente como para la propia especie gestionada. La intensificación puede conllevar excesos de densidad, con el consiguiente impacto sobre la vegetación natural, pero también el uso de criterios ganaderos en el manejo de las poblaciones de ciervo con sus problemas genéticos asociados.

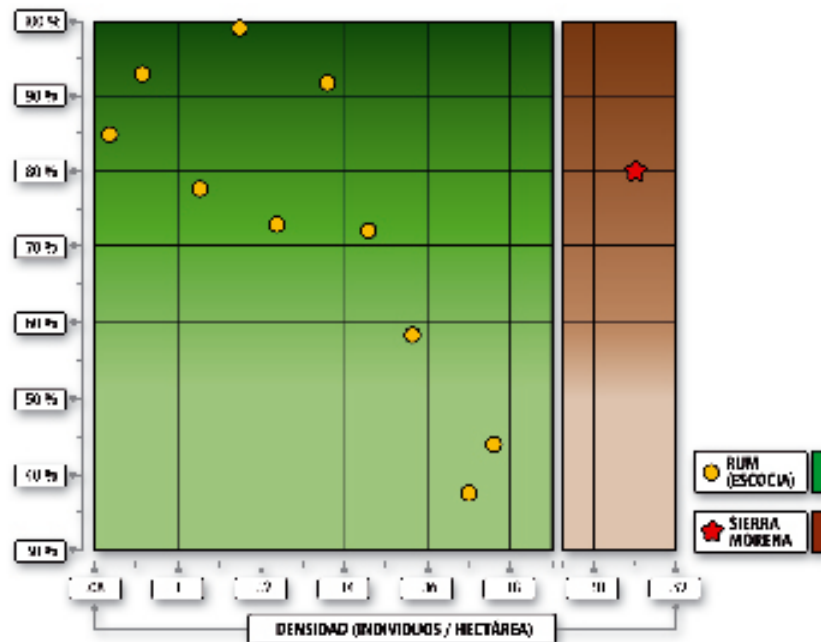
4.1 DENSIDADES Y ESTRUCTURA POBLACIONAL

Las poblaciones de ciervo en la mitad suroccidental de la península Ibérica mantienen densidades más altas que en cualquier otra parte de Europa. El rango de densidades que puede encontrarse en las fincas de caza en este tipo de hábitats que corresponden con dehesas y monte mediterráneo oscila entre 0,1 y 1 individuos por hectárea, con promedios en muchas áreas cercanos a 0,35 o incluso 0,40 individuos por hectárea (40 individuos por kilómetro cuadrado) (Carranza *et*

al. 2006). Estas densidades resultan destacadamente altas si se comparan con las que existen en otras áreas de Europa. Por ejemplo en Escocia, el extremo máximo en el rango de densidad no sobrepasa 0,4 individuos/ha, y se trata de condiciones muy extremas (Ratcliffe, 1984; Stewart and Hester, 1998; Putman, en prensa). La densidad de ciervos en Bialowieza es de 11 ciervos/100 ha (Jedrzejewska *et al.*, 1994) muy parecida a lo encontrado en otros parques nacionales polacos como es de Slowinski, en donde la densidad estimada es de 12.4 individuos/100 ha (Dzieciolowski *et al.*, 1995). No obstante, lo normal es que en los bosques polacos la densidad se sitúe en torno a los 4-5 ciervos/ 100 ha (Pucek *et al.*, 1975; ver Fernández-Llario, en preparación). La simple comparación de estas cifras lleva a la conclusión preliminar de que en la mayoría de las áreas mediterráneas debe existir sobreabundancia de ciervos.

La densidad afecta a parámetros biológicos denso-dependientes derivados de la competencia intraespecífica y de las interacciones con otras especies, tanto animales como vegetales. En el caso del ciervo, la sobreabundancia debe manifestarse en reducciones en el desarrollo (crecimiento corporal y desarrollo de trofeos), en la fertilidad de las hembras y en el impacto sobre la vegetación. Por ejemplo, aumentos en la densidad provocan una reducción progresiva en la fertilidad de las hembras. Sin embargo, al comparar los datos de Escocia y de España, se aprecia una diferencia en escala: los efectos son equivalentes a densidades mucho más altas en España que en Escocia (Figura 4). Los impactos sobre la vegetación arbustiva aumentan con la densidad, pero la relación no es muy fuerte de modo que el matorral mediterráneo parece coexistir bien con densidades de ciervos más altas que en el resto de Europa (Pulido *et al.*, en preparación; Carranza *et al.* 2006). Todo ello concuerda además con otros resultados como por ejemplo que las áreas de campeo y los movimientos diarios del ciervo son también menores en Iberia (Carranza *et al.* 1991; Sánchez-Prieto 2005).

Figura 4. Relación entre la densidad de ciervos y el porcentaje de hembras gestantes en la isla de Rum en Escocia (de Clutton-Brock *et al.* 1982), y promedio para Sierra Morena central (de Carranza *et al.* 2006).



Aunque estas diferencias puedan parecer sorprendentes, no lo son si se revisa la información general disponible sobre diferentes biomas. Los ecosistemas mediterráneos son más productivos y más predecibles que los bosques caducifolios

o de coníferas de centro y norte de Europa, albergan mayor biomasa y mayor diversidad (Fernández-Llario, en preparación). Por otra parte, la época limitante para la capacidad de carga en los ecosistemas mediterráneos es el verano, que en el caso del ciervo puede amortiguarse mediante la presencia de vegetación arbustiva que aporta alimento en esa época. En las regiones más norteñas, en cambio, el invierno marca una época fuertemente limitante que impone un mínimo muy bajo a la capacidad de carga en esas áreas. La capacidad de los ecosistemas mediterráneos de albergar mayores cargas sostenibles de ciervos supone una oportunidad para favorecer la explotación cinegética en estas áreas con los beneficios derivados, tanto socioeconómicos como de conservación de la biodiversidad, comparado con otras prácticas más impactantes sobre el medio como la agricultura o la ganadería.

No sólo la densidad puede afectar a los indicadores denso-dependientes sino también la estructura poblacional y el equilibrio de sexos. Por ejemplo, la abundancia de hembras tiene marcados efectos sobre el desarrollo de los machos, tanto en su crecimiento corporal como en el tamaño de las cuernas (Clutton-Brock *et al.* 1982; Clutton-Brock & Albon 1989). La estructura de sexos y edades es importante además por sus implicaciones en la transmisión genética de una generación a la siguiente. Por ejemplo si hay pocos machos, la mitad de los genes en la siguiente generación procederán de esos pocos machos, por muy alto que sea el número de hembras. Esto es equivalente a un “cuello de botella poblacional” para la mitad del proceso, con efectos notables cuando se mantiene durante una serie de generaciones (Martínez *et al.* 2002; ver capítulo 9). El mantenimiento de la salud genética, así como de la competencia natural entre machos por la reproducción, requiere de una estructura poblacional con sexos equilibrados y con representación de todas las edades, tanto de hembras como de machos.

En la actualidad sólo se consiguen estas condiciones en las fincas con malla cinegética, donde la presión de caza se reduce para conseguir que los machos lleguen a edad de trofeo. Mientras en las fincas cercadas la edad media de los machos cazados puede estar cercana a 5 años, en las fincas abiertas las edades medias de los machos suelen rondar los 2,5 y la proporción de sexos es con frecuencia muy sesgada hacia hembras (Carranza *et al.* en preparación). En las áreas abiertas es recomendable una planificación de la caza que permita restaurar el equilibrio de sexos y poblacional, con el fin tanto de mejorar la calidad de los trofeos como de facilitar la conservación del patrimonio genético de las poblaciones.

4.2 PROPORCIÓN DE SEXOS EN LA POBLACIÓN

Las desviaciones en la proporción de sexos que existen en las poblaciones de ciervos no son completamente artificiales, es decir, debidas al manejo humano o a la caza. El equilibrio en la proporción de sexos al cual tienden las poblaciones naturales se basa en la optimización de los beneficios respecto a los costes para cada madre al producir una cría (Fisher 1930). En el caso de especies dimórficas como el ciervo, en las cuales las crías macho cuestan más de producir que las crías hembra, el estado de equilibrio que se espera a nivel de la población es que la proporción que gasto maternal en crías macho y hembra sea el mismo a la independencia, es decir más o menos al destete. Por lo tanto, en ese momento esperaríamos un número algo superior de hembras que de machos. El tema es algo más complicado porque requiere tener en cuenta la mortalidad diferencial previa al momento del destete. Es decir, dado que los machos presentan mayor mortalidad intrauterina y perinatal que las hembras, toda esa inversión en “intentos” de machos no completados también cuenta. No es este capítulo el espacio adecuado para dar una explicación más extensa sobre el equilibrio de Fisher, pero el resultado de todo ello es que se espera mayor número de machos que de hembras en los fetos, es decir antes del parto, y algo más de hembras que de machos al destete. Finalmente, a nivel de la población de adultos, la desviación hacia hembras tiende a aumentar porque la mortalidad natural de los machos a lo largo de toda su vida sigue siendo mayor y porque su longevidad máxima es también mucho menor (unos 13 años) comparada con la de las hembras (unos 20).

Por todo ello, la proporción natural de sexos que podemos esperar en una población de ciervos no es 1:1 sino más hembras que machos. Sin embargo, desde el punto de vista de gestión puede ser interesante tratar de reducir el número de hembras incluso un poco más de lo natural, con el fin de disminuir la competencia intraespecífica y el impacto sobre la vegetación y mejorar la calidad de los trofeos. Las fincas cercadas tienden a acercar la proporción de sexos al 1:1, y en las abiertas sería recomendable que no se desviase más allá de unas 3 hembras por macho.

4.3 SUPLEMENTACIÓN DE ALIMENTO

Dado que el verano es la época de menor disponibilidad de alimento para el ciervo, las explotaciones en las que este tipo de animales se producen con fines cinegéticos suelen estar interesadas en aumentar la oferta alimenticia durante esa época limitante. Hay diferentes procedimientos para conseguir ese objetivo, de entre los cuales el más natural puede ser la intercalación de suficientes áreas de matorral aprovechando la tendencia natural del ciervo a utilizar el alimento procedente de las leñosas en verano (ver más arriba). Otro procedimiento que se utiliza en muchas explotaciones es la suplementación diaria de alimento. Esta práctica debe realizarse con precaución debido a sus efectos sobre la competencia entre los machos y sobre el sistema de apareamiento (Sánchez-Prieto *et al.* 2004). Debido a que la berrea ocurre cuando todavía hay poca comida en el campo, en las fincas en que se aporta comida ésta afectará al desarrollo de la berrea (Carranza *et al.* 1995; Sánchez-Prieto *et al.* 2004). Un efecto claro es que influirá en la dispersión espacial de las hembras y por tanto en la ubicación de los territorios de los machos. Una excesiva concentración de la comida provocará que ningún macho sea capaz de monopolizar a los grandes grupos de hembras que se forman en el lugar de comedero, por lo que se provocará un desorden general. Ese desorden conlleva aumento de las luchas, roturas de cuernas, hembras que no aceptan la cópula por falta de tranquilidad y, al final, partos retrasados. Por otra parte, si unos pocos machos son capaces que conseguir algunos de estos grandes harenes concentrados alrededor de la comida, podrían ser padres de muchos cervatillos. Eso significa que muchos cervatillos serán hermanos de padre, lo cual contribuirá al indeseable efecto de aumento de la consanguinidad (Martínez *et al.* 2002).

En las fincas de caza, el alimento suplementario no sustituye a la vegetación natural como fuente principal de nutrientes para el desarrollo de los ciervos. El estudio comparativo de una muestra de cotos en Sierra Morena central mostró que el desarrollo de cuerpo y cuernas de los venados estaba relacionado con las características de la vegetación de la finca, mientras que la relación no era significativa con la cantidad de alimento suplementario aportado (Carranza *et al.*, informe técnico no publicado).

El uso del alimento suplementario no puede descartarse completamente dada la enorme fluctuación estacional de la oferta de alimento en los ecosistemas mediterráneos. Sin embargo, los aportes suplementarios deben limitarse a la época de escasez, es decir el verano, y nunca deben suponer un modo mediante el cual aumentar excesivamente la densidad de animales. Los suplementos de alimento suelen provocar mayores impactos sobre el monte, especialmente en las zonas cercanas a las áreas de suplementación. Esto debe tenerse en cuenta con un doble propósito; por un lado para evitar impactos no deseados sobre áreas de monte sensibles, y por otro para eliminar las nuevas plantas de las especies de matorral que aparecen en las áreas de praderas.

4.4 MANEJO CON CRITERIOS GANADEROS Y PROBLEMAS GENÉTICOS ASOCIADOS

Las especies de la fauna son producto de la selección natural adaptadas a los ecosistemas en los que habitan, mientras que los animales domésticos que constituyen la ganadería son producto de la selección artificial y han sido por

tanto "fabricados" por el hombre a base de escoger como reproductores a aquellos individuos con caracteres deseables según determinados criterios productivos (Clutton-Brock 1987). El ciervo es una especie de la fauna y su transformación en ganado doméstico equivaldría a una extinción.

El ciervo ibérico es una subespecie adaptada a las condiciones mediterráneas de la península Ibérica, bien diferenciada de las otras subespecies de ciervo que existen en Europa y Asia (Soriguer *et al.*, 1994). Cuando el ciervo se ha tratado como animal doméstico se han llevado a cabo actuaciones tales como la introducción de ejemplares procedentes de otros países, provocando una mezcla genética que supone la desaparición de los rasgos típicos del ciervo ibérico. Incluso los traslados indiscriminados de unos lugares a otros dentro de la Península suponen una actuación contraria a preservar las adaptaciones locales. Las reintroducciones deben limitarse a casos en los que se consideren necesarias sobre la base de informes técnicos adecuados, y en caso de hacerse deben llevarse a cabo con ejemplares procedentes de la misma comarca ecológica. El ciervo como ganado es sometido también a selección artificial (Hudson *et al.*, 1989; Carranza & Martínez, 2002). Esto es, cuando las condiciones de manejo lo permiten, se escogen los reproductores con criterios productivos, generalmente de tamaño de cuerna. Para favorecer esta selección se establecen instalaciones tipo granja que permiten manejos planificados y resultados más efectivos. Este tipo de selección ya se ha llevado a cabo en las granjas de Nueva Zelanda y ha dado como resultado razas de ciervo productoras de grandes masas de cuerna para su consumo como afrodisíaco en el mercado oriental, que poco tienen que ver con el diseño y funcionalidad de una cuerna seleccionada por selección natural (en este caso selección sexual) para ser utilizada en las luchas que mantienen los machos por las hembras.

También desde un punto de vista puramente comercial, puede ser más interesante ofrecer un producto exclusivo que no existe en otro lugar del mundo. El cazador coleccionista demandará el ciervo ibérico si se le presenta como un animal diferente del ciervo de Centroeuropa. Este planteamiento, que puede ser interesante a nivel general, se hace inviable en cuanto algunos introducen el ciervo centroeuropeo y ofrecen sus híbridos en España sin que sea posible distinguirlos del ciervo autóctono. Esos productos pasan por ciervo español pero de mayor tamaño, con lo cual triunfan en el mercado que busca grandes trofeos. El resultado es que se acaba por ofrecer ciervos que no son realmente diferentes de los franceses o húngaros, pero que en nuestros campos mediterráneos difícilmente llegan a alcanzar el desarrollo que consiguen en aquellos países. Es decir, ofrecemos al mercado cinegético internacional el mismo producto centroeuropeo pero de menor tamaño. Es muy probable que cada uno de los gestores a título individual estuviese de acuerdo en producir el ciervo autóctono, pero eso sí, siempre que nadie se salte las reglas. Desde el año 2003 está disponible un test genético que se está aplicando a los trofeos de ciervo para comprobar su autenticidad como ibéricos o si por el contrario son resultantes del cruce con otras subespecies (Carranza *et al.* 2003b). Las Juntas de Homologación, Autonómicas y Nacional están utilizando este test para rechazar los trofeos de ejemplares no autóctonos, lo que debe tener un efecto desincentivador de las importaciones y favorecedor de la preservación de la pureza genética de nuestro ciervo autóctono, lo cual es beneficioso tanto desde una óptica conservacionista como comercial, consiguiendo algo así como una denominación de origen, basada en un test genético, para un producto cinegético que puede revalorizarse.

Como consecuencia de criterios erróneos en su manejo como especie de caza, el ciervo ibérico se enfrenta a un riesgo real de alteración genética que podría suponer su desaparición como subespecie, a pesar de su elevado número y de la tendencia a la expansión de sus poblaciones y áreas de distribución (Carranza & Martínez, 2002; Carranza *et al.* 2003a). Las principales amenazas son tres:

1. La entrada de ejemplares procedentes de otras subespecies europeas, introducidos con la finalidad de cruzarlos con los autóctonos y producir individuos con trofeos de mayor tamaño. Existe igualmente la posibilidad de entrada de material genético (semen) sin que se importen ejemplares (Carranza *et al.* 2003a).
2. Los cambios genéticos producto de la fragmentación y aislamiento de sus poblaciones: tanto las cercas cinegéticas como la desproporción de sexos en muchas áreas sin cercas cinegéticas, pueden contribuir a acentuar la pérdida de variabilidad genética (Martínez *et al.* 2002).
3. La selección artificial de los reproductores, especialmente en condiciones de cría en cautividad para su posterior introducción en la Naturaleza: los criterios utilizados en la selección artificial producen cambios genéticos que difieren de los seleccionados por la selección natural y que son posteriormente introducidos en las poblaciones naturales (Carranza & Martínez 2002).

La introgresión genética por importación de animales centroeuropeos ha ocurrido durante las últimas décadas y está ocurriendo en la actualidad. Estos animales se utilizan para producir híbridos que fenotípicamente son difíciles de diferenciar de los puros autóctonos, y que se incorporan con facilidad a las poblaciones naturales. La demanda de ejemplares con trofeos de mayor calidad en las fincas cinegéticas hace que los híbridos sean apreciados y puedan utilizarse para repoblaciones en otros terrenos y por tanto extenderse por todo el territorio nacional.

Los efectos de la introgresión genética con ejemplares de otras subespecies, pueden combatirse por medio de al menos los siguientes procedimientos:

- a) Las normativas autonómicas en contra de la importación de ejemplares no autóctonos.
- b) Control genético de los trofeos presentados a la Junta de Homologación. El rechazo de los trofeos que presenten evidencias genéticas de cruce con otras subespecies les hace perder su valor y puede desincentivar las importaciones y promover el mantenimiento de la pureza genética de las poblaciones autóctonas (Carranza *et al.* 2003b).
- c) El control genético de las poblaciones de ciervo de los cotos de caza, ya sea mediante el análisis de ejemplares abatidos en acciones cinegéticas o mediante muestreos en los propios cotos, por ejemplo utilizando los desmogueos.

Los efectos de la fragmentación (factor de amenaza 2) pueden paliarse con las siguientes medidas:

- a) Reducción de la existencia de cercados cinegéticos: esta medida no se puede adoptar de modo indiscriminado, y siempre se debe garantizar que no va a haber repercusiones negativas, como por ejemplo sesgo en la proporción de sexos, o cambio de uso de la tierra hacia actividades que producen mayores impactos medioambientales, incluida la agricultura y la ganadería. En el caso de mantenerse los cercados, asegurar el mantenimiento de las buenas condiciones genéticas de las poblaciones mediante una adecuada estructura poblacional y el restablecimiento de los flujos génicos mediante la introducción periódica de algunos ejemplares de áreas colindantes cuando se considere necesario.
- b) Promover el equilibrio en la proporción de sexos y en la estructura de edades de las poblaciones mediante gestiones comarcales o normativas que limiten la presión cinegética (por ejemplo en forma de cupos, etc.).

Las medidas de prevención de los efectos de la selección artificial (factor de amenaza 3) deben basarse en reducir la tendencia a las traslocaciones y en que para las repoblaciones que deban llevarse a cabo sobre la base de criterios técnicos no se utilicen animales procedentes de granjas cinegéticas donde se realice selección artificial sobre los reproductores. En las fincas de caza debe evitarse toda intervención que afecte directamente a las diferencias en éxito reproductivo entre los individuos. Esto incluye por ejemplo el uso de medicamentos antiparasitarios. Aunque desde el punto de vista ganadero pueda parecer saludable, el uso de productos sanitarios puede reducir a la larga la resistencia natural de las poblaciones a los parásitos y patógenos.

El manejo que tiene efectos más potentes sobre las diferencias en el éxito reproductivo es la elección directa por parte del gestor de qué individuos se utilizarán como reproductores, ya sea mediante instalaciones de manejo o utilizando técnicas de inseminación artificial. La elección de los reproductores introduce de modo inevitable un elemento de selección artificial con consecuencias de cambio genético en la población, y debe por tanto evitarse su aplicación a especies de la fauna cuyo patrimonio genético es objeto de conservación.

La conservación del ciervo ibérico pasa por evitar realizar sobre él los manejos propios de la ganadería doméstica y en cambio explotarlo cinegéticamente como un recurso natural renovable.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alarcos, S. 2006. Consecuencias de las estrategias reproductivas de machos y hembras sobre la morfología, desarrollo y longevidad del ciervo ibérico. Tesis Doctoral, Universidad de Extremadura.
- Álvarez, F., Braza, F. (1989). *Tendencias gregarias del ciervo (Cervus elaphus) en Doñana*. Doñana Acta Vertebrata, 16(1): 143-155.
- Álvarez, G., Martínez, T., Martínez, E. (1991). *Winter diet of red deer stag (Cervus elaphus L.) and its relationship to morphology and habitat in central Spain*. Folia Zoologica, 40(2): 117-130.
- Álvarez, G., Ramos, J. (1991). *Estrategias alimentarias del ciervo (Cervus elaphus L.) en Montes de Toledo*. Doñana Acta Vertebrata, 18(1): 63-99.
- Álvarez-Orti, M., Escribano, J., Garde, J., García, A., Ortiz, N., Gallego, L., Fernández, J. A. (1999). *Evaluación de la variabilidad genética en poblaciones cinegéticas de ciervo ibérico, Cervus elaphus hispanicus, mediante métodos moleculares*. Galemys, 11(1): 27-39.
- Aranaz, A., de Juan, L., Montero, N., Sanchez, C., Galka, M., Delso, C., Álvarez, J., Romero, B., Bezos, J., Vela, A.I., Briones, V., Mateos, A., Dominguez, L. (2004). *Bovine tuberculosis (Mycobacterium bovis) in wildlife in Spain*. Journal of Clinical Microbiology 42(6): 2602-2608.
- Arenas, A., Astorga, R., Tarradas, C., Maldonado, A., Luque, I., Perea, A. (1997). *Control of an outbreak of septicaemic pasteurellosis in wild red deer (Cervus elaphus)*. Erkrankungen der Zootiere, 38: 323-325.
- Arenas, A., Perea, A., Espejo, J., Molera, M., Tarradas, C., García, R., Anguiano, A., Molina, J. M. (1991). *Serological survey of some interesting bacterial agents in feral red deer (Cervus elaphus) from west 'Sierra Morena' Spain*. Erkrankungen der Zootiere, 33: 241-244.
- Azorit, C., Analla, M., Calvo, J. A., Muñoz-Cobo, J., Carrasco, R. (2002a). *Teeth eruption pattern in red deer (Cervus elaphus hispanicus) in southern Spain*. Anales de Biología (Murcia), 24: 107-114.
- Azorit, C., Analla, M., Hervas, J., Carrasco, R., Muñoz-Cobo, J. (2002d). *Growth marks observation: preferential techniques and teeth for ageing of Spanish red deer (Cervus elaphus hispanicus)*. Anatomia Histologia Embryologia, 31(5): 303-307.

- Azorit, C., Analla, M., Muñoz-Cobo, J. (2003). *Variation of mandible size in red deer Cervus elaphus hispanicus from southern Spain*. Acta Theriologica, 48(2): 221-2
- Azorit, C., Hervas, J., Analla, M., Carrasco, R., Muñoz-Cobo, J. (2002c). *Histological thin-sections: a method for the microscopic study of teeth in Spanish red deer (Cervus elaphus hispanicus)*. Anatomia Histologia Embryologia, 31(4): 224-227.
- Azorit, C., Muñoz-Cobo, J., Analla, M. (2002b). *Seasonal deposition of cementum in first lower molars from Cervus elaphus hispanicus*. Mammalian Biology, 67(4): 243-245.
- Braza, F., Álvarez, F. (1989). *Habitat use by red deer and fallow deer in Donana National Park*. Miscellanea Zoologica, 11: 363-367.
- Braza, F., Varela, I., San José, C., Cases, V. (1989). *Distribution actuelle du chevreuil (Capreolus capreolus), du daim (Dama dama) et du cerf (Cervus elaphus) en Espagne*. Zeitschrift für Säugetierkunde, 54(6): 393-396.
- Bueno de la Fuente, M. L., Moreno, V., Pérez, J. M., Ruiz-Martínez, I., Soriguer, R. C. (1998). *Oestrosis in red deer from Spain*. Journal of Wildlife Diseases, 34(4): 820-824.
- Bugalho, M. N., Milne, J. A. (2003). *The composition of the diet of red deer (Cervus elaphus) in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint?* Forest Ecology and Management, 181(1-2): 23-29.
- Bugalho, M. N., Milne, J. A., Racey, P. A. (2001). *The foraging ecology of red deer (Cervus elaphus) in a Mediterranean environment: Is a larger body size advantageous?* Journal of Zoology (London), 255(3): 285-289.
- Canellas I., San Miguel, A. & del Río, V. 1991. *Evaluación de la producción silvopastoral de una dehesa extremeña: pasto, bellota y biomasa de ramas podadas*. Actas de la XXXI eun. Cientif. de la SEEP. Consej. Agric. Pesca y Alim., Murcia.
- Carranza, J. & Martínez, J.G. 2002. *Consideraciones evolutivas en la gestión de especies cinegéticas*. En: Evolución, la base de la Biología. M. Soler ed., Proyecto Sur, Granada.
- Carranza, J. & Valencia, J. 1992. *Organización social del ciervo en habitat mediterráneo*. Miscel. Zool. 16: 223-232.
- Carranza, J. (1992). *Lekking in red deer? - a comment on the concept of lek*. Etología, 2: 83-90.
- Carranza, J. (1995). *Female attraction by males versus sites in territorial rutting red deer*. Animal Behaviour, 50(2): 445-453.
- Carranza, J. (1999). *Aplicaciones de la Etología al manejo de las poblaciones de ciervo del suroeste de la península Ibérica: producción y conservación*. Etología 7: 5-18.
- Carranza, J. (2002). *Cervus elaphus Linnaeus, 1758. Ciervo rojo*. Pp. 310-313. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (Eds.) Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Carranza, J. (2004). *La problemática de las especies cinegéticas en la conservación de la biodiversidad*. BBVA
- Carranza, J. (2004). *Ciervo - Cervus elaphus*. En: Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles. Carrascal, L.M., Salvador, A. eds. Museo nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>
- Carranza, J. Arias de Reyna, L.M. (1987). *Spatial organization of female groups in red deer (Cervus elaphus L.)*. Behavioural Processes. 14:125-135.
- Carranza, J., (1986). *Configuración espacial de los grupos mixtos en el ciervo (Cervus elaphus) durante el período de celo*. Misc. Zool., 10:347-352.
- Carranza, J., (1988). *Dominance relationships in female groups of red deer: seasonal changes*. Acta Theriologica. 33-31:435-442.
- Carranza, J., Álvarez, F., Redondo, T. (1990). *Territoriality as a mating strategy in red deer*. Animal Behaviour, 40(1): 79-88.
- Carranza, J., Fernández-Llario, P., Gomendio, M. (1996). *Correlates of territoriality in rutting red deer*. Ethology, 102(10): 793-805.
- Carranza, J., García-Muñoz, A.J., Vargas, J.D. (1995). *Experimental shifting from harem defence to territoriality in rutting red deer*. Anim. Behav. 49: 551-554.

- Carranza, J., Hidalgo, S.J., Medina, R., Valencia, J. & Delgado, J. 1991. *Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem*. Appl. Anim. Behav. Sci., 30: 363-371.
- Carranza, J., Valencia, J. (1992). *Organización social del ciervo en hábitat mediterráneo*. Miscellanea Zoologica, 16: 223-232.
- Carranza, J., Valencia, J. (1999). *Red deer females collect on male clumps at mating areas*. Behavioral Ecology, 10(5): 525-532.
- Carranza, J.; Alarcos, S.; Sánchez-Prieto, C.B.; Valencia, J.; Mateos, C. (2004) *Disposable-soma senescence mediated by sexual selection in an ungulate*. Nature 432: 215-218.
- Carranza, J.; Fernández-García, J.L.; Martínez, J.G.; Álvarez-Álvarez, R.; Sánchez-Fernández, B.; Sánchez-Prieto, C.; Valencia, J. & Alarcos, S. (2003b). *The preservation of Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus) from genetic introgression by other European subspecies*. IUCN Deer Specialist Group Newsletter 18: 2-4.
- Carranza, J.; Martínez, J.G.; Sánchez-Prieto, C.; Fernández-García, J.L.; Sánchez-Fernández, B.; Álvarez-Álvarez, R.; Valencia, J.; Alarcos, S. (2003a). *Game species: extinctions hidden by census numbers*. Animal Biodiversity and Conservation 26.2: 81-84.
- Carranza, J., Torres, J., Alarcos, S., Pérez-González, J., Sánchez-Prieto, C., Mateos, C., Castillo, L. & Valencia, J. (2006). *Sustainable population density of red deer in Mediterranean ecosystems*. 6th International Deer Biology Congress. Prague.
- Carrasco, L., Fierro, Y., Castillejo, J. M., Bautista, M. J., Martín de las Mulas, J., Sierra, M. A. (1994). *Vascular changes produced by Elaeophora elaphi in red deer (Cervus elaphus)*. Erkrankungen der Zootiere, 36: 405-408.
- Carrasco, L., Fierro, Y., Sánchez-Castillejo, J. M., Bautista, M. J., Gómez-Villamandos, J. C., Sierra, M. A. (1995). *Elaeophorosis in red deer caused by Elaeophora elaphi: lesions of natural disease*. Veterinary Pathology, 32(3): 250-257.
- Catt, D.C. & Staines, B.W. (1987) *Home range use and habitat selection by red deer (Cervus elaphus) in a Sitka spruce plantation as determined by radio-tracking*. Appl. Anim. Behav. Sci., 30: 363-371.
- Clutton-Brock, J. 1987. *A Natural History of Domesticated Mammals*. Cambridge Univ. Press., Cambridge.
- Clutton-Brock T. H. & Albon, S.D. 1989. *Red deer in the Highlands*. BSP Profesional Books, Oxford.
- Clutton-Brock T. H., Guinness FE, Albon SD (1982) *Red deer. Behavior and Ecology of Two Sexes*. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Cubero-Pablo, M. J., Plaza, M., Perez, L., Gonzalez, M., León-Vizcaino, L. (2000). *Seroepidemiology of chlamydial infections of wild ruminants in Spain*. Journal of Wildlife Diseases, 36(1): 35-47.
- De la Fuente, C., San-Miguel, J. M., Santin, M., Alunda, J. M., Domínguez, I., López, A., Carballo, M., Gonzalez, A. (2000). *Pharyngeal bot flies in Cervus elaphus in central Spain: prevalence and population dynamics*. Journal of Parasitology, 86(1): 33-37.
- De la Fuente, C., Vicente, J., Hofle, U., Ruiz-Fons, F., de Mera, I.G.F., Van Den Bussche, R.A., Kocan, K.M., Gortázar, C. (2004). *Anaplasma infection in free-ranging Iberian red deer in the region of Castilla-La Mancha, Spain*. Veterinary Microbiology 100(3-4): 163-173.
- De la Fuente-López, C., Santin-Duran, M., Alunda, J. M. (2001). *Seasonal changes in prevalence and intensity of Hypoderma actaeon in Cervus elaphus from central Spain*. Medical and Veterinary Entomology, 15(2): 204-207.
- Diaz, M., Carbonell, T., Santos, T. & Tellería, J.L. 1998. *Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects*. J. Appl. Ecol. 35: 562-574.
- Dzieciolowski, R., Goszczynski, J., Wasilewski, M. & Babinska-Werka, J. 1995. *Number of red deer in the Slowinski National Park, Poland*. Acta Theriologica 40: 45-51.
- Fernández-García, J. L., Martínez, J. G., Castillo, L. & J. Carranza (2006). *Phylogeography of Iberian red deer populations and their relationships with main European lineages*. 6th International Deer Biology Congress. Prague.
- Fierro, Y., Gortázar, C., Landete-Castillejos, T., Vicente, J., García, A., Gallego, L. (2002). *Baseline values for cast antlers of Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus)*. Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 48(4): 244-251.

- Fisher, R.A. (1930). *The genetical theory of natural selection*. Oxford University Press, Oxford.
- García, A. J., Landete-Castillejos, T., Gómez-Brunet, A., Garde, J. J., Gallego, L. (2003). *Characteristics of the oestrous cycle of Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus) assessed by progesterone profiles*. Journal of Experimental Zoology, 298A(2): 143-149.
- García-González, R., Cuartas, P. (1992). *Food habits of Capra pyrenaica, Cervus elaphus and Dama dama in the Cazorla Sierra (Spain)*. Mammalia, 56(2): 195-202.
- Garin, I., Aldezebal, A., García-González, R., Aihartza, J. R. (2001). *Composición y calidad de la dieta del ciervo (Cervus elaphus L.) en el norte de la península Ibérica*. Animal Biodiversity and Conservation, 24(1): 53-63.
- Geist, V. (1998). *Deer of the World: their Evolution, Behavior & Ecology*. Stackpole Books, Mechanicsburg (PA).
- Gil-Collado, J., Valls, J. L., Fierro de Riva, Y. (1985). *Estudio de las larvas de Oestridae parásitas de Cervidae en España*. Actas do Congresso Iberico de Entomologia, 2(1): 467-475.
- Gil-Sanchez, J. M., Molino-Garrido, F., Valenzuela-Serrano, G. (1997). *Nota sobre la alimentación del lince Ibérico en el Parque Natural de la Sierra de Andujar (Sierra Morena Oriental)*. Doñana Acta Vertebrata, 24(1-2): 204-206.
- Gordon, I.J. & Illius, A.W. (1988). *Incisor arcade structure and diet selection in ruminants*. Funct. Ecol., 2: 15-22.
- Gortázar, C., Fernández de Luco, D., Frolich, K. (1998). *Keratoconjunctivitis in a free-ranging red deer (Cervus elaphus) population in Spain*. Zeitschrift fur Jagdwissenschaft, 44(4): 257-261.
- Gortázar, C., Herrero, J., Villafuerte, R., Marco, J. (2000). *Historical examination of the status of large mammals in Aragon, Spain*. Mammalia, 64(4): 411-422.
- Hermoso de Mendoza, J. et al. (2005). *Bovine tuberculosis in wild boar (Sus scrofa), red deer (Cervus elaphus) and cattle (Bos taurus) in a Mediterranean ecosystem (1992-2004)*. Preventive Veterinary Medicine, 74: 239-247.
- Hernández, S., Martínez, F., Calero, R., Moreno, T., Navarrete, I. (1980). *Parásitos del ciervo (Cervus elaphus) en Córdoba. 1. Primera relación*. Revista Ibérica de Parasitología, 40(1): 93-106.
- Hernández-Rodríguez, S., Martínez-Gómez, F., Gutiérrez-Palomino, P. (1986). *Elaeophora elaphi n. sp. (Filarioidea: Onchocercidae) parasite of the red deer (Cervus elaphus) with a key of species of the genus Elaeophora*. Annales de Parasitologie Humaine et Comparee, 61(4): 457-463.
- Hernández-Rodríguez, S., Navarrete, I., Martínez-Gómez, F. (1981). *Sarcocystis cervicanis, nueva especie parásita del ciervo (Cervus elaphus)*. Revista Ibérica de Parasitología, 41(1): 43-51.
- Hudson, R.J., Grew, K.R. & Baskin, L.M. (eds.) 1989. *Wildlife Production Systems*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Hueli, L. E., Díaz-Saez, V. (1987). *Ixódidos (Acarina, Ixodidae) parásitos del ciervo (Cervus elaphus L.) en Sierra Morena (España)*. Revista Ibérica de Parasitología, 47(3): 309-310.
- Jedrzejska, B., Okarma, H., Jedrzejski, W. & Milkowski, L. 1994. *Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Bialowieza Forest, Poland*. Journal of Applied Ecology 31: 664-676.
- Landete-Castillejos, T., García, A., Garde, J., Gallego, L. (2000). *Milk intake and production curves and allosuckling in captive Iberian red deer, Cervus elaphus hispanicus*. Animal Behaviour, 60(5): 679-687.
- Landete-Castillejos, T., García, A., Gómez, J. A., Gallego, L. (2003). *Lactation under food constraints in Iberian red deer Cervus elaphus hispanicus*. Wildlife Biology, 9(2): 131-139.
- Landete-Castillejos, T., García, A., Gómez, J. A., Laborda, J., Gallego, L. (2002). *Effects of nutritional stress during lactation on immunity costs and indices of future reproduction in Iberian red deer (Cervus elaphus hispanicus)*. Biology of Reproduction, 67(5): 1613-1620.
- Lazo A, Sorriquer RC, Fandos P (1994) *Habitat use and ranging behaviour of a high-density population of Spanish red deer in a fenced intensively managed area*. Applied Animal Behaviour Science 40:55-65

- León-Vizcaino, L., Molera, M., Gasca, A., Garrido, F., Rodríguez, M. D., Hierro, M. L. (1985). *Serological survey of prevalence of antibodies to brucellosis in wild ruminants in Jaen (Spain)*. *Erkrankungen der Zootiere*, 27: 455-461.
- Malo, J. E., Jiménez, B., Suarez, F. (2000). *Herbivore dunging and endozoochorous seed deposition in a Mediterranean dehesa*. *Journal of Range Management*, 53(3): 322-328.
- Malo, J. E., Suarez, F. (1995). *Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa*. *Oecologia*, (Berlin), 104(2): 246-255.
- Malo, J. E., Suarez, F. (1996). *Cistus ladanifer recruitment - not only fire, but also deer*. *Acta Oecologica*, 17(1): 55-60.
- Malo, J. E., Suarez, F. (1998). *The dispersal of a dry-fruited shrub by red deer in a Mediterranean ecosystem*. *Ecography*, 21(2): 204-211.
- Martínez, J. G., Carranza, J., Fernández-García, J. L., Sánchez-Prieto, C. B. (2002). *Genetic variation of red deer populations under hunting exploitation in southwestern Spain*. *Journal of Wildlife Management*, 66(4): 1273-1282.
- Martínez-Gómez, F., Hernández-Rodríguez, S., Ruiz-Sánchez, P., Martínez-Moreno, A., Molina-Rodero, R., Martínez-Moreno, F. J. (1990a). *Parasitisation of red deer (Cervus elaphus) by Pharyngodomya picta (Meigen, 1824) in Sierra Morena*. *Erkrankungen der Zootiere*, 32: 217-223.
- Martínez-Gómez, F., Hernández-Rodríguez, S., Ruiz-Sánchez, P., Molina-Rodero, R., Martínez-Moreno, A. (1990b). *Hypodermosis in the red deer Cervus elaphus in Cordoba, Spain*. *Medical and Veterinary Entomology*, 4(3): 311-314.
- Otranto, D., Colwell, D. D., Traversa, D., Stevens, J. R. (2003). *Species identification of Hypoderma affecting domestic and wild ruminants by morphological and molecular characterization*. *Medical and Veterinary Entomology*, 17(3): 316-325.
- Palacios, F., Martínez, T., Garzón-Heydt, P. (1989). *Data on the autumn diet of the red deer (Cervus elaphus L. 1758) in the Montes de Toledo (central Spain)*. *Doñana Acta Vertebrata*, 16(1): 157-163.
- Patón, D., Núñez-Trujillo, J., Díaz, M. A., Muñoz, A. (1999). *Assessment of browsing biomass, nutritive value and carrying capacity of shrublands for red deer (Cervus elaphus L.) management in Monfrague Natural Park (SW Spain)*. *Journal of Arid Environments*, 42(2): 137-147.
- Pérez, J. M., Granados, J. E., Ruiz-Martínez, I. (1995). *Studies on the hypodermosis affecting red deer in central and southern Spain*. *Journal of Wildlife Diseases*, 31(4): 486-490.
- Pérez, T., Albornoz, J., Nores, C., Domínguez, A. (1998). *Evaluation of genetic variability in introduced populations of red deer (Cervus elaphus) using DNA fingerprinting*. *Hereditas*, 129(1): 85-89.
- Pucek, Z., Bobek B., Labudzki, L., Milkowski, L., Morow, K. & Tomek, A. 1975. *Estimate of density and number of ungulate*. *Polish ecological Studies* 1: 121-135.
- Pulido, F.J. & Díaz, M. 1992. *Relaciones entre estructura de la vegetación y comunidades de aves nidificantes en las dehesas: influencia del manejo humano*. *Ardeola* 39: 63-72.
- Pulido, F.J. 1999. *Herbivorismo y regeneración de la encina (Quercus ilex L.) en bosques y dehesas*. Tesis Doctoral, Univ. de Extremadura.
- Ratcliffe, P.R. (1984) *Population dynamics of red deer (Cervus elaphus L.) in Scottish commercial forests*. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh B*, 82, 291-302.
- Rebi, D., McComb, K. (2003) *Anatomical constraints generate honesty: acoustic cues to age and weight in the roars of red deer stags*. *Anim. Behav.* 65: 519-530.
- Recarte, J. M., Recuerda, P., Obregón, F., Bosch, M. D. (1992). *Winter habitat and group structure relationships in sympatric red deer and fallow deer in Sierra Morena (Spain)*. Pp. 287-289. En: Spitz, F., Janeau, G., Gonzalez, G., Aulagnier, S. (Eds.). 'Ongules / Ungulates 91': proceedings of the international symposium 'Ongules / Ungulates 91', Toulouse - France, September 2-6, 1991. Societe Francaise pour l'Etude et la Protection des Mammiferes, Paris & Institut de Recherche sur les Grands Mammiferes, Toulouse.
- Recuerda, P., Arias de Reyna, L. (1987). *Individual information analysis of visual communication in red deer (Cervus elaphus)*. *Mammalia*, 51(2): 201-209.



- Reina, D., Navarrete, I., Habela, M., Brena, M. (1992). *Parasites in red deer (Cervus elaphus) in Cáceres Province*. *Erkrankungen der Zootiere*, 34: 349-354.
- Rodríguez-Berrocal, J. (1978). *Introducción al estudio y valoración de recursos forestales y arbustivos para el ciervo, en el área ecológica de Sierra Morena. 1. Estudio de la dieta del ciervo*. *Archivos de Zootecnia*, 27(105): 73-82.
- Rodríguez-Berrocal, J. (1993). *Utilización de los recursos alimenticios naturales. Nutrición y alimentación de rumiantes silvestres*. Publ. Fac. Veterinaria, Córdoba.
- Ruiz, I., Soriguer, R. C., Pérez, J. M. (1993). *Pharyngeal bot flies (Oestridae) from sympatric wild cervids in southern Spain*. *Journal of Parasitology*, 79(4): 623-626.
- Ruiz-Martínez, I., Palomares, F. (1993). *Occurrence and overlapping of pharyngeal bot flies Pharyngomyia picta and Cephenemyia auribarbis (Oestridae) in red deer of southern Spain*. *Veterinary Parasitology*, 47(1-2): 119-127.
- San-Miguel, A., Sanz, F., Pérez-Carral, C. & Canellas, I. 1995. *Gestión de pastizales para la caza mayor en los Montes de Toledo (España Central). I. Problemática y posibles soluciones*. *Actas de la XXXV eun. Cientif. de la SEEP*. Univ. de La Laguna, Tenerife.
- Sánchez-Prieto, C.B. (2005). *Estrategias de machos y hembras en el sistema de apareamiento del ciervo en Doñana*. Tesis Doctoral, Universidad de Extremadura.
- Sánchez-Prieto, C.B., Carranza, J., Pulido, F.J. (2004). *Reproductive behavior in female Iberian red deer: effects of aggregation and dispersion of food*. *J. Mamm.*, 85(4): 761-767.

- San-José, C., Braza, F., Aragón, S., Delibes, J. R. (1997). *Habitat use by roe and red deer in southern Spain*. *Miscellanea Zoologica*, 20(1): 27-38.
- San-Miguel, J. M., Álvarez, G., Luzón, M. (2001). *Hypodermosis of red deer in Spain*. *Journal of Wildlife Diseases*, 37(2): 342-346.
- San-Miguel, J. M., Álvarez, G., Rodríguez-Vigal, C., Luzón, M. (2003). *Nodular onchocercosis of red deer in central Spain*. *Veterinary Parasitology*, 114(1): 75-79.
- Santin-Duran, M., Alunda, J. M., de la Fuente, C., Hoberg, E. P. (2001). *Onchocercosis in red deer (Cervus elaphus) from Spain*. *Journal of Parasitology*, 87(5): 1213-1215.
- Santin-Duran, M., Alunda, J. M., San-Miguel, J. M., Hoberg, E. P., de la Fuente, C. (2000). *Elaeophorosis in red deer from Spain*. *Journal of Wildlife Diseases*, 36(4): 779-782.
- Santos, T., Tellería, J.L., & Carbonell, R. 2002. *Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation*. *Biol. Conserv.*, 105: 113-125.
- Soriguer, R. C., Fandos, P., Bernaldez, E. & Delibes-Senna, J.R.1994. *El Ciervo en Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Stewart, F. and Hester, A. (1998) *Impact of red deer on woodland and heathland dynamics in Scotland*. In: *Population Ecology, Management and Welfare of Deer*, (eds. C.R. Goldspink, S.King & R.J.Putman), pp. 54-60. British Deer Society/ Universities' Federation for Animal Welfare.
- Szarek, J., Rotkiewicz, T., Ruta, A. (1987). *Comparative pathomorphology of sarcocystosis in the skeletal muscles of wild and domestic animals*. *Revista Ibérica de Parasitología*, 47(3): 229-235.
- Tellería, J.L. & Santos, T. 2001. *Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias*. En: *Ecosistemas Mediterráneos*. Zamora, R. & Pugnaire, F.I. eds. Sociedad Española de Ecología Terrestre, Granada.
- Zachos, F., Hartl, G. B., Apollonio, M., Reutershan, T. (2003). *On the phylogeographic origin of the Corsican red deer (Cervus elaphus corsicanus): Evidence from microsatellites and mitochondrial DNA*. *Mammalian Biology*, 68(5): 284-298.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

MONTE MEDITERRÁNEO

Capítulo 19:

**GESTIÓN DEL JABALÍ
EN EL MONTE MEDITERRÁNEO**

Pedro Fernández-Llario.

*Grupo de Biología Evolutiva, Etología y Gestión Cinegética, Universidad de Extremadura, 10071 Cáceres.
pfernandezllario@wanadoo*

RESUMEN

Tradicionalmente el jabalí no ha sido objeto de una gestión cinegética programada. Muchos de los resultados obtenidos en su caza se han logrado mediante la aplicación de medidas poco dirigidas a la obtención de resultados concretos, siendo el azar uno de los elementos que más explicaba su captura. En este capítulo, se describirá una propuesta metodológica de gestión de las poblaciones de jabalí presentes en zonas mediterráneas. Dicha idea se basará en la unión del conocimiento de la biología de la especie en ese lugar y de la técnica de caza que se aplica, y más concretamente en la determinación de las épocas y el lugar en los que es más probable cazar machos adultos o hembras en procesos reproductivos, según convengan a unos objetivos previamente establecidos. Para ello, primeramente, se analizarán los elementos de la biología reproductiva (momento del celo y parto, tasas de natalidad, etc.) que son necesarios conocer para comprender el ciclo biológico del jabalí. Posteriormente, se estudiarán los elementos que participan en la acción cinegética (fundamentalmente una valoración de la presión de caza) con el objetivo de interpretar correctamente los resultados de las mismas y, junto con la información referida a la biología, poder planificar las acciones futuras. Finalmente, se desarrollará un apartado en el que se expondrá algunas de las problemáticas más importantes que en la actualidad afectan a los jabalíes de las zonas mediterráneas.

1. INTRODUCCIÓN

Andalucía es una de las regiones con mayor riqueza natural, no sólo en España sino en la totalidad del continente europeo. El número de especies endémicas, la tremenda variedad de ecosistemas que la pueblan y sobre todo, el grado de conservación al que han llegado gran parte de ellos, han hecho posible que todavía, en nuestros días, estas tierras andaluzas alberguen algunas de las especies más emblemáticas y simbólicas de la fauna mundial.



Formando parte de este mundo natural y habiendo sido piezas clave en la conservación de los mismos, se encuentran el conjunto de especies cinegéticas que han despertado la admiración tanto de los más puristas ecólogos como de aquellos que disfrutan con la actividad cinegética. No podríamos entender los tratados medievales de caza sin valorar la participación de las tierras andaluzas en algunos de sus capítulos más importantes. Antiguas propiedades de nobles, modalidades únicas de caza o palacios llenos de recuerdos se asientan en medio de las zonas ahora dotadas de protección especial y que se comportan como únicas esperanzas para la conservación de especies tan valiosas como el lince.

Dentro de las cinegéticas, hay una que ha marcado el gusto por la caza de reyes y gente no tan noble. No cabe duda de que el jabalí se ha comportado como un nexo que ha unido ambos mundos, el de antes y el de ahora, el del lujo y el de los vasallos y, en la actualidad, el de las monterías millonarias con el del gancho organizado por la peña de amigos del pueblo. Algo tendrá esta especie para que pase de ser el personaje principal de muchas de las pinturas de antiguos nobles a ser motivo central de las imágenes digitales que en la actualidad se envían a través del ordenador. Debe ser una especie mágica para que las modas y los cambios sociales no afecten a su imagen, a su carácter simbólico y que siga despertando las fantasías de todo aquel que entra en su mundo con la idea de medirse a él.

Posiblemente toda esta filosofía en torno al jabalí se ha desarrollado por su carácter fuerte, imprevisible y su capacidad de respuesta ante los cambios. A ello ha contribuido su forma de explotar nuevos ambientes y, claro está, el éxito en la adaptación a los mismos. El hecho de que el jabalí sea en la actualidad la especie de caza mayor con un área de distribución más amplia en Andalucía, ha sido determinante para que esta “popularización” sea una realidad. En estos momentos se encuentra presente en todos los ecosistemas que hay representados en mayor o menor medida en esta Comunidad Autónoma, alcanzando en algunos de ellos densidades muy elevadas. Podemos encontrarlos tanto en las zonas de alta montaña de Sierra Nevada como en las marismas de Doñana (Fernández-Llario, 1996), pasando por las zonas de pinos de Almería (Abaigar, 1990) y, cómo no, en los bosques mediterráneos de todo el cuadrante occidental andaluz.

Si queremos ponerle número a estas distribuciones, y utilizamos el mapa político en vez del natural, vemos que la provincia de Córdoba es la que tradicionalmente acapara el mayor número de capturas, con más de 3000 individuos, seguido de Sevilla, con más de 2500, y Jaén, con un número más variable de capturas pero casi siempre superior a los 1500 jabalíes. El resto de provincias andaluzas tiene menos importancia en lo que se refiere a la actividad cinegética del jabalí. En conjunto, y utilizando datos oficiales de 1994, el número de jabalíes cazados superaba ya los 11000 individuos (Cecilia Gómez y Martínez Garrido, 1998).

Si comparamos estos registros con el resto de zonas españolas, observamos que el número de jabalíes que se abaten en Andalucía es elevado, pero sin duda existe un importante margen de maniobra para la especie, y todavía hay muchos ecosistemas en los que el crecimiento debe continuar durante un tiempo. El número de jabalíes andaluces no tiene por qué ser menor del que se captura en zonas comparables a éstas como las castellano-manchegas o las extremeñas.

Pero sería un grave error intentar explicar la situación del jabalí valorando a Andalucía como una zona homogénea. La gestión, el estudio de sus poblaciones y la problemática que va asociada a la presencia del jabalí deben ser analizadas de una forma separada en lo que a cada hábitat se refiere. El carácter adaptativo de la especie obliga a este esfuerzo añadido y a que cada zona se convierta en un reto para el gestor o en un nuevo problema para el que lo tiene frente a sus cultivos o ganados (Andrezejewski y Jezierski, 1978).

Por esta obligada necesidad, en este capítulo nos centraremos únicamente en el binomio jabalí-áreas mediterráneas. Las pautas de gestión en estas zonas tan especiales serán el motivo central de estas líneas, justificando primero que no trataremos una fantasía, como muchos siguen creyendo cuando se asocian las palabras jabalí y gestión, sino de una respuesta científica a una necesidad natural, a un recurso explotable y, también, a un problema sanitario creciente en algunas zonas (Parra *et al.* 2003a, 2003b).

2. UNA GESTIÓN NECESARIA Y POSIBLE

Tradicionalmente el jabalí ha sido una especie que se ha visto apartada de los manuales de gestión cinegética, lo que es muy llamativo porque se trata de una de las que más interesa al mundo cinegético y que además es considerada en los tratados naturales como determinante para explicar el funcionamiento de los ecosistemas. Su presencia se ve asociada al manteniendo de las dehesas, a los equilibrios de poblaciones de micromamíferos, a la efectividad de la reproducción de aves acuáticas, a la salud de conejos, perdices, etc. Pero frente a estas citas que avalaban su importancia, no se enfrentan trabajos que modelen los criterios de actuación, y los años van pasando mientras que el jabalí se va haciendo presente

en nuevas zonas en las que nunca había estado. Esta presencia del jabalí en ambientes tan dispares y su contacto con diversos colectivos, ha propiciado que sea contemplado desde dos puntos de vista. Por una parte, y para un sector de la población, su establecimiento en determinadas áreas es sinónimo de una riqueza y un recurso tanto económico como natural. Sin embargo, para otro sector, igualmente importante, el jabalí es parte esencial de un problema que debe ser resuelto. Dentro de este segundo grupo podríamos incluir a gran parte de los ganaderos que tienen sus animales dentro de las áreas de distribución del jabalí y que ven cómo año tras año, en las campañas de saneamiento, sus reses dan positivo a enfermedades infecciosas que ya no saben cómo atajar (Hermoso de Mendoza *et al.*, 2006).



Huella de jabalí.

La gestión del jabalí, como la de cualquier otra especie, debe ir precedida por una noción clara y realista de los objetivos que se pretenden cubrir. Esta idea, que pudiera parecer elemental, se torna en este caso algo complicada ya que los fines no son tan evidentes si nos atenemos a si es uno u otro colectivo el encargado de la gestión. Por ejemplo, si estamos ante un gestor de una zona cinegética que pretende cobrar el mayor número posible de individuos, la planificación se llevará de una manera determinada; pero si la situación es la del gestor que pretende obtener una mayor calidad en los jabalíes capturados y no existe una obsesión por el número bruto de individuos abatido, o más aún, el hecho de cobrar un número excesivo de hembras es una actuación no deseada, la planificación de base es radicalmente distinta. Incluso podríamos imaginar un escenario muy diferente en el que lo que se busque es castigar a la población de la forma más efectiva posible, bien porque los daños a los cultivos colindantes son excesivos o porque la explotación de ganado es complicada. Está claro que en esta otra situación, los objetivos también serán muy diferentes.

Una vez que se tienen claro los principios de la gestión, la consecución de la misma es el fruto de un trabajo que implica a dos amplios escenarios. El primer universo es el que conforma el medio natural donde se mueve el jabalí y su propia biología, las diferentes fuentes de alimentación que puede encontrar a lo largo del año, tanto naturales como artificiales, el clima y sus diferencias entre áreas, las barreras naturales y artificiales que afectan a los movimientos... serán motivo de análisis. Junto a ello, el estudio de los diferentes aspectos biológicos que condicionan la dinámica poblacional: tasas de natalidad en las diferentes clases de edad, periodos de concepción y de parto, preferencias por establecer los lugares de nacimiento, momentos de consecución de la madurez sexual, tasas de mortalidad, etc., serán la base de este subapartado (Fernández-Llario y Mateos-Quesada, 1998; Fernández-Llario *et al.*, 1999; Fernández-Llario, 2005a).

El segundo elemento que va a posibilitar la gestión del jabalí es el estudio y análisis de las diferentes modalidades de caza que se practican en cada zona. La interpretación de los resultados de las cacerías, a la luz de un análisis riguroso de la presión de caza realizada, valorando la participación del número y tipo de rehalas, la presencia de otras especies y las condiciones ambientales en los momentos previos y en el mismo instante de la cacería, permitirán la obtención de información necesaria para ir perfeccionando la gestión (Caley y Ottley, 1995; Fernández-Llario *et al.*, 2003a).

Una vez apuntados, veamos ahora con más detalle cada uno de estos elementos.

2.1 BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DEL JABALÍ

2.1.1 DENSIDAD Y ESTRUCTURA POBLACIONAL

Una de las mayores dificultades a la hora de gestionar una población de jabalíes es saber de una forma más o menos precisa de cuántos individuos estamos hablando. En verdad se trata de un punto de una gran complejidad, y su obtención contrasta con la relativa facilidad con la que se consigue en otras especies. En el jabalí no tenemos un momento de celo en el que los machos se hagan más visibles o una posibilidad de contar individuos a la hora de acudir a un comedero. Además se da el hecho de que la población puede moverse y traspasar los límites de nuestra propiedad, convirtiéndose en una colección de fantasmas que aparecen en el momento más inesperado y desaparecen cuando más los necesitamos.

Pese a todas estas dificultades, hay otra serie de ventajas que debemos aprovechar para conseguir obtener una información referente a las densidades relativas (pocas veces llegaremos a las absolutas). Una de estas ventajas es la que ofrecen los resultados de su caza. Al contrario de lo que sucede con los ciervos, en los jabalíes existe una tradición de abatir tanto a machos como hembras, respetando únicamente a las madres seguidas de crías de corta edad. El análisis de los resultados de las cacerías nos puede dar una información relativa a lo que había en la zona cazada. No obstante, el elemento complicado es hacer la corrección de lo que realmente había y no se ha cobrado, y sobre todo, realizar el cálculo antes de la acción cinegética. Las correcciones pertinentes hay que llevarlas a cabo valorando aspectos tan variados como la presión de caza aplicada, medida en rehalas y cazadores por unidad de superficie, la meteorología previa y, en el momento de los lances, la dificultad del terreno, la presencia de otras especies y el momento del ciclo reproductivo en que se encuentran los jabalíes. Alguno de estos aspectos se irán tratando en diferentes partes de este capítulo y en el dedicado a la Gestión de la Caza Mayor en Zonas Agrícolas, ocupándonos ahora de revisar los datos teóricos de densidades y estructuras poblacionales que suelen darse en los ecosistemas mediterráneos.

Comenzando por las densidades absolutas hay que mencionar que las áreas mediterráneas son capaces de acoger a muchos jabalíes. En un estudio llevado a cabo en el Parque Nacional de Doñana se pudo establecer mediante un laborioso trabajo de campo la densidad de jabalíes en los diferentes ecosistemas que componen esta importante área protegida. Los resultados indicaron que las zonas de monte con alcornoques, que son las áreas con una vegetación más típicamente mediterránea, tenían una densidad de unos 7 jabalíes por kilómetro cuadrado (Tabla 1). Este valor era muy superior al que podíamos encontrar en otros ecosistemas como la marisma o las zonas de pinos y eucaliptos de repoblación que hay en la zona norte de Doñana (Fernández-Llario y Carranza, 1996).



Bañera resinera.

Otros trabajos se han llevado a cabo en áreas de carácter más forestal mediterráneo como son los bosques de encinas y alcornoques de Monfragüe, en la provincia de Cáceres. En este caso, la metodología ha sido una combinación entre las estadísticas de caza y un trabajo de campo que valoraba la presencia de los jabalíes mediante la interpretación de

los rastros. Para esta zona, que bien pudiera ser comparable con el ecosistema que se asienta en la llamada Sierra Norte de Sevilla, gran parte de Sierra Morena (fundamentalmente Córdoba y Jaén) y otras zonas de Huelva, los jabalíes oscilaban entre los 3 individuos por kilómetro cuadrado de las áreas más castigadas y los más de 7 jabalíes en los grandes bosques de encinas, madroños, alcornoces y otras plantas típicas de estos ambientes.

Tabla 1. Densidades de jabalíes por cada 100 hectáreas en cada uno de los ecosistemas de Doñana. En la tabla aparecen las densidades medias, así como el tamaño de la población en número medio de individuos.

ECOSISTEMAS	ECOTONO	MONTE FIJO	MONTE MÓVIL	MARISMA
Densidad	9.36	1.41	7.97	2.38
Población	76	202	813	603

En cuanto a la estructura poblacional, en la Figura 1 se puede apreciar que existe una mayor presencia de hembras y que tanto para ellas como para los machos, superar durante una serie de años las sucesivas monterías, aguardos, enfermedades y demás dificultades, se torna una misión casi imposible (Fernández-Llario *et al.*, 2003). La mayor parte de los individuos analizados no sobrepasaban los tres años de edad, siendo muy difícil encontrar ejemplares con más de cuatro años, curiosamente la edad en las que se empiezan a asegurar los trofeos (Tabla 2) (Fernández-Llario y Mateos-Quesada, 2003a, 2003b).

Figura 1. Pirámide de edad obtenida a partir de los jabalíes cazados en diversas monterías realizadas en Monfragüe (Extremadura).

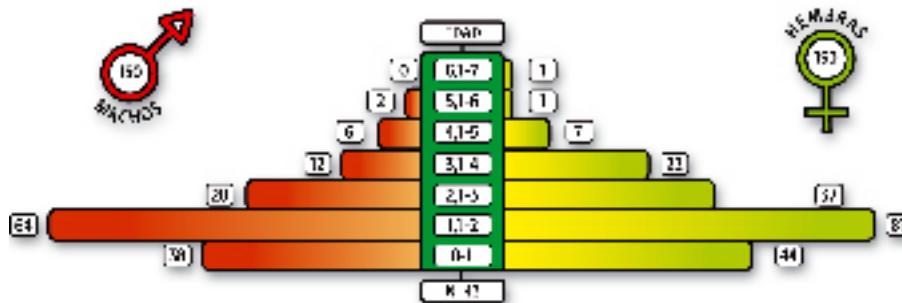


Tabla 2. Frecuencia de machos de jabalí con y sin barro a lo largo de los diferentes meses de muestreo.

MES DEL MUESTREO	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	ENERO	FEBRERO
MACHOS CON EDADES COMPRENDIDAS ENTRE 1 Y 2 AÑOS					
Bañados en barro	0	3	2	0	0
No bañados	19	44	21	31	15
MACHOS CON EDADES SUPERIORES A LOS 2 AÑOS					
Bañados en barro	9	28	2	1	0
No bañados	1	15	13	22	19

2.1.2 DETERMINACIÓN DE LA EDAD

Partiendo de la base de que la mayor parte de los jabalíes que vamos a analizar son los que se han abatido en algún lance cinegético y que gran parte de ellos van a ser jóvenes, una herramienta de gestión muy útil para establecer las pirámides poblacionales es la determinación la edad de esos individuos (Fernández-Llario y Del Río, 2002). Pese a

que existen diferentes métodos que gozan del respaldo de la comunidad científica por su precisión y fiabilidad, en esta especie se tiene la ventaja de que no es necesario recurrir a métodos costosos, lentos y que deterioran la muestra para obtener conclusiones válidas. El estudio de la evolución dentaria proporciona una información real, es rápido y no daña al animal. Este método se basa en que los jabalíes no adquieren la dentición definitiva hasta que han alcanzado los 30 meses de edad, pudiéndose determinar la misma desde los 6 hasta los 30 meses, con un error no superior a 2 meses (Giber, 1977; Iff, 1978).

La dentición del jabalí consta de 28 dientes cuando es la de leche y de 44 cuando es la completa. La dentadura definitiva en cada semiarcada presenta 3 incisivos, 1 colmillo, 4 premolares y 3 molares. Siendo la misma fórmula para la arcada superior e inferior. La evolución que sigue, y que corresponde con las distintas configuraciones dentarias, es:

- De los 6 a los 8 meses, el jabalí tiene 3 incisivos de leche, así como los caninos y los 3 premolares igualmente de leche. Tan solo tiene 1 molar definitivo.
- A los 12 meses, el canino y el incisivo externo son definitivos. Ha salido el segundo molar. El segundo incisivo de leche está próximo a caer y ser reemplazado por uno definitivo.
- Entre los 14 y los 17 meses, el incisivo interno está a punto de salir. El segundo molar ha salido y el 4 premolar se encuentra próximo a caer y ser reemplazado por uno definitivo. También son reemplazados por 2 premolares permanentes el segundo y tercer premolar de leche. Un dato interesante es que los caninos comienzan a presentar un punto de rozamiento.
- Entre los 19 y 21 meses, los incisivos de leche medios han caído. Han salido los premolares definitivos y el tercer molar está en formación.
- Finalmente, entre los 27 y 30 meses, el tercer molar se encuentra en crecimiento y terminará de crecer a los 3 años. La arcada de los incisivos es regular. La dentición está completa.

Hay otros métodos, igualmente válidos, y que pueden ser aplicados aunque, como es evidente, suponen algunas desventajas con respecto a la constatación de la edad por la evolución dentaria (Sáez-Royuela, 1987). Dos que se señalan son:

- **Diámetro del canal dentario de los incisivos.** Los incisivos son las piezas dentarias con las que los jabalíes agarran los alimentos en primera instancia, y al contrario de lo que sucede con los rumiantes, tanto salvajes como domésticos, los jabalíes tienen incisivos tanto en la mandíbula superior como en la inferior. Este método se basa en la medición del diámetro que presenta el canal dentario (abertura por la que entran al interior del diente los vasos sanguíneos y la rama nerviosa correspondiente) de cualquiera de los incisivos que tiene el jabalí. El tamaño de este canal varía de mayor a menor conforme van pasando los años. Para su medición se requiere el empleo de instrumentos de precisión que permitan apreciar las diferencias, inferiores a un milímetro, que se van produciendo a lo largo del crecimiento. No obstante, está constatada su validez y es utilizado en la actualidad por ser un método que ofrece gran fiabilidad. Su aplicación en el campo es complicada ya que requiere extraer la pieza dentaria, lo que supone en cierta forma deteriorar el trofeo conseguido. Puede ser útil sobre todo para calcular la edad de las hembras adultas, ya que al no disponer de colmillos apropiados no pueden aplicarse otros métodos, como el que se describe a continuación.

- **Medida del diámetro del colmillo.** Emplearemos para ello uno de los colmillos inferiores. Consiste en la comparación de dos medidas, la primera correspondiente al diámetro que tiene el colmillo en la zona en la que aflora por la encía y la segunda, el diámetro del mismo diente en la zona más próxima a la encía de la parte que roza con la amoladera. La relación entre ambas medidas se expresa mediante la llamada fórmula de Brandt. La evolución que sigue esta relación se basa en que en los primeros años de vida el jabalí presenta una considerable diferencia entre ambos diámetros, dando la fórmula de Brandt unos valores elevados; posteriormente, conforme pasan los años estos diámetros se van igualando, acercándose esta relación a la unidad (Tabla 3). En una visión lateral a gran escala podríamos decir que el colmillo del jabalí va variando de forma conforme va aumentando la edad del animal. De esta manera, si tuviéramos que asemejar su forma a la de alguna figura geométrica diríamos que pasa de ser triangular, cuando el jabalí es joven, a progresivamente ir tomando un aspecto rectangular. Creemos que es uno de los métodos de mayor validez ya que entre las ventajas contamos con que no es necesario el empleo de material costoso ni requiere un complicado proceso de elaboración, así como que podremos saber la edad de jabalíes de los que tan solo conservemos alguno de los colmillos, no siendo por lo tanto necesario manejar otros restos orgánicos, tal y como sucede con otros métodos. Quizás una de las ventajas más importantes radica en el hecho de que no es necesario alterar el trofeo.

Tabla 3. Comparativa entre los valores medios (Me) del grosor del canino (+ desviación típica (DT) y número de datos (n) de machos y hembras, medido en centímetros. Los jabalíes han sido agrupados en intervalos de edad y se hace referencia al tipo de canino que presentan en cada edad (c. leche = canino del leche; c. definit.= canino definitivo).

INTERVALO EDAD (AÑOS) (TIPO)	MACHOS (CM) ME (± DT, N)	HEMBRAS (CM) ME (± DT, N)	MANN-WHITNEY (U) SIGNIFICACIÓN (P)
0-1 (c. leche)	0,48 (± 0,26, n=25)	0,53 (± 0,21, n=37)	U: 401, 50; p=0,38
1-2 (c. definit.)	0,98 (± 0,37, n=83)	0,80 (± 0,26, n=103)	U: 2969, 50; p<0,01
2-3 (c. definit.)	1,44 (± 0,31, n=58)	1,02 (± 0,24, n=39)	U: 307,00; p<0,01
3-4 (c. definit.)	1,81 (± 0,37, n=17)	1,15 (± 0,43, n=19)	U: 43, 50; p<0,01
4-5 (c. definit.)	1,92 (± 0,39, n=12)	1,46 (± 0,23, n=5)	U: 10,50; p<0,05
5-6 (c. definit.)	2,35 (± 0,07, n=2)	1,20 (± 0,28, n=2)	U: 0,00; p=0,12
6-7 (c. definit.)		1,20 (± 0,00, n=1)	-

2.1.3 PERIODOS DE CONCEPCIÓN Y PARTO, INFLUENCIA SOBRE LA COMPOSICIÓN DE LOS GRUPOS

Uno de los aspectos más interesantes y que mayores repercusiones va a tener sobre la gestión es el de la determinación de los momentos del celo y parto. Para la obtención de este objetivo nos valdremos del análisis de los órganos reproductivos de las hembras. Su estudio proporcionará la información necesaria para poder establecer con gran precisión cuándo ocurrió el celo, pudiendo proyectar esta fecha de fecundación real al momento en el que se hubiera producido el nacimiento.

La manera práctica de esta determinación del periodo de celo se realiza mediante el análisis de los ovarios y de los embriones o fetos, en el caso de que los hubiera. En los ovarios, la atención se centrará en la búsqueda de folículos hemorrágicos, cuerpos lúteos y cuerpos amarillos. En el caso de encontrar los primeros, podremos indicar que la hembra estaba en pleno momento de celo. Si lo que observamos son cuerpos lúteos, serán indicativos de que ya estaba gestando y, finalmente, si se trata de cuerpos amarillos, la conclusión es que la hembra no se quedó preñada en una ovulación pasada. La realización de este análisis con detenimiento es sumamente importante ya que las gestaciones tempranas sólo podrán determinarse con seguridad mediante la presencia de los cuerpos lúteos debido a que los embriones no podrán ser observados hasta que no tengan un grado de desarrollo de más de cuatro semanas.

En las gestaciones más avanzadas, el análisis de los fetos permitirá a su vez determinar el momento de la concepción. La fórmula que abre la posibilidad de realizar tal cálculo es la siguiente (Huggett y Widdas 1951; Vericad 1983):

$$t = \frac{\sqrt[3]{Pm}}{0.097} + 24.1$$

donde m es el peso medio de los fetos de la camada y t serán los días que llevaba la gestación.

Volviendo al estudio de los ovarios, ha de prestarse especial atención a las hembras menores de un año de edad. A efectos de gestión, este sector de edad es clave para interpretar el estado de salud que goza la población analizada. De esta manera, cuando la población dispone de una gran cantidad de recursos alimenticios, el porcentaje de hembras jóvenes que crían es elevado, mientras que la escasez, alta densidad o malas condiciones ambientales, se suelen manifestar en el hecho de que estas hembras no entran en el juego reproductivo. Por ello, los ovarios de estas hembras menores de un año deberán ser analizados muy detenidamente con el objetivo de valorar si tienen señales de antiguos cuerpos hemorrágicos o por el contrario muestran todavía una falta de actividad sexual (Santos *et al.*, 2005).

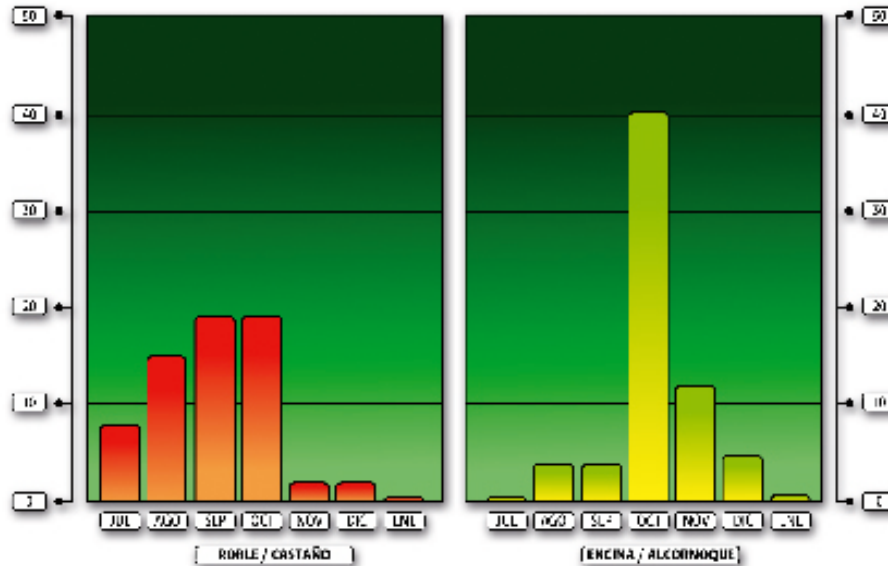
2.1.4 PERIODOS DE CELO EN LOS BOSQUES MEDITERRÁNEOS

El momento del celo en las zonas mediterráneas está bastante concentrado a los últimos días de octubre y los primeros de noviembre. Durante el resto de semanas y meses del año el número de hembras que ovulan es mucho menor, salvo un pequeño pico de nuevos celos que se lleva a cabo en verano (Fernández-Llario, 2005b). Estos datos contrastan con lo mucho que se ha debatido y escrito sobre la fenología de esta especie. No son pocos los que han indicado que el jabalí presenta un periodo de celo que abarca la práctica totalidad del año y que es posible observar rayones en cualquier momento. Frente a estas ideas se sitúan los trabajos que se han basado en datos irrefutables como son los análisis de los aparatos reproductores de las hembras (ovarios, útero y mamas) y en menor medida los estudios que han determinado la fenología de cría en base a la presencia de huellas de rayones (Fernández-Llario y Carranza, 2000). Estos estudios desmienten esta supuesta amplitud y, más aún, han llegado a estrechar la época de celo hasta las pocas semanas antes indicadas y únicamente dan la posibilidad de suavizar estas fechas cuando se trata de hembras adultas en muy buena condición física que puedan llevar a cabo una nueva gestación cuando aún los rayones tienen pocos meses de edad. En estas excepcionales madres, el patrón reproductivo que se les puede adjudicar sería el de 3 partos cada dos años, y en esta situación sí se podrían ver rayones fuera de la época "normal". No obstante, es de destacar que este hecho que suele ser admitido en gran parte de los estudios de jabalí, todavía necesita de confirmación, que pudiera llegar con el seguimiento de hembras marcadas en las que se pueda completar su historia reproductiva, despejando las inevitables dudas que despiertan estas hipótesis que se basan en la lógica más que en los datos.

Pero quizás la cuestión más interesante surja al comparar esta fenología reproductiva con la de poblaciones ibéricas que pueblan otros ecosistemas. En un trabajo llevado a cabo sobre dos grupos de jabalíes, uno asentado en una área eminentemente mediterránea, con presencia mayoritaria de encinas y alcornoques, y el otro en una zona de carácter más atlántico, donde los castaños y los robles eran las especies arbóreas más abundantes, se pudo constatar que el celo de los jabalíes que se alimentaban de las encinas se ceñía a las semanas de octubre y noviembre antes indicadas, mientras que los jabalíes atlánticos tenían un periodo de celo mucho más amplio, sin llegar a marcar un pico destacado en unas semanas concretas (Figura 2).

La extrapolación de los resultados de este estudio, que fue llevado a cabo en las sierras de extremeñas de Monfragüe y Las Villuercas, a las zonas andaluzas con hábitats similares no parece que pueda acarrear grandes problemas metodológicos

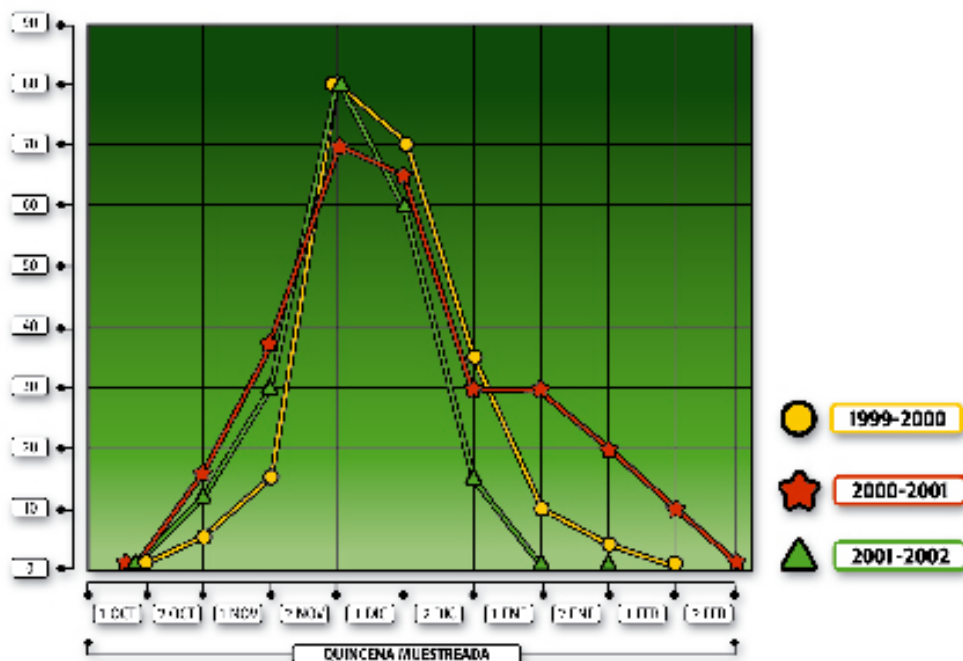
Figura 2. Periodo de concepción basado en el análisis de los aparatos reproductivos de las hembras cazadas.



y, por lo tanto, la asunción de sus conclusiones es perfectamente factible. Una vez está claro este hecho, lo que resulta más interesante desde el punto de vista científico y de gestión es determinar por qué sucede. Y la respuesta parece estar en los mecanismos que desencadenan el citado celo y que se encuentran estrechamente ligados a la consecución de las condiciones corporales mínimas para poder entrar en gestación. En el jabalí, las hembras no comienzan la ovulación hasta que no consiguen una condición física mínima que les permita afrontar la aventura reproductiva con ciertas garantías de éxito (Fernández-Llario y Mateos-Quesada, 1998). Esta estrategia de perpetuación de genes contrasta con la que ponen en práctica otras especies de ungulados, como puede ocurrir en el ciervo, cuyas hembras ovulan en el que es, posiblemente, el momento más crítico de su estado físico, justo cuando han tenido que atravesar el riguroso verano mediterráneo y muchas veces antes de que comiencen las primeras lluvias otoñales. En el caso del jabalí, las hembras sobreviven como pueden al verano y despiertan el celo cuando consiguen las primeras calorías. Las fuentes alimenticias que son capaces de provocar este despertar son diferentes en cada ecosistema, tanto en lo referente al momento en el que hacen su aparición como en el grado de sincronización.

En el estudio extremeño que se indicó anteriormente los autores apuntaron que el interruptor que activa los impulsos sexuales de los jabalíes mediterráneos es, sin lugar a dudas, la bellota de la encina. Al contrario de lo que sucede con las bellotas que producen las otras especies de *Quercus* peninsulares (principalmente alcornoques y robles), la producción de bellota de encina está especialmente sincronizada y suele hacerse disponible para los jabalíes justo a finales del mes de octubre y durante las primeras semanas de noviembre, momento en el que se detectan los celos masivos en estas áreas (Figura 3); la unión de ambos acontecimientos parece ser lo más lógico. Frente a este escenario tenemos el descrito en las zonas atlánticas donde la abundancia de comida es manifiesta durante un periodo de tiempo más amplio, incluido el verano, ya que no suele ser época limitante. En estas áreas de robles y castaños los jabalíes no llegan a ver comprometida su condición física, y conseguir las calorías necesarias no es una preocupación que les aparte de los instintos maternos, lo que supone que las hembras van saliendo en celo poco a poco, según se van recuperando de las crías anteriores. En estos casos, cada hembra es una historia diferente.

Figura 3. Evolución de la disponibilidad de bellota de encina.



2.1.5 OTRAS FORMAS DE VALORAR EL MOMENTO DEL CELO

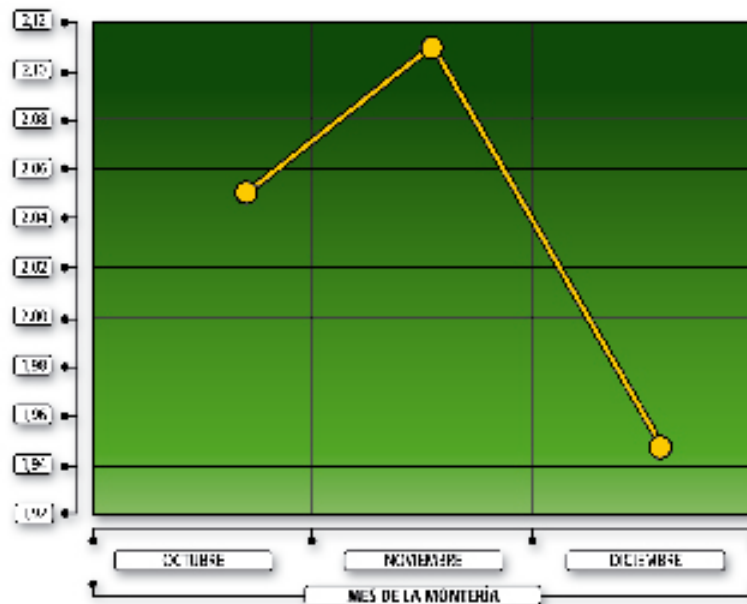
Debido a la gran importancia que tiene la determinación del momento del celo, ha resultado muy interesante establecer el mayor número de métodos que permitan valorar cuándo se produce. Está claro que la constatación del mismo mediante el análisis de los aparatos reproductores de las hembras aporta una información irrefutable y más que valiosa. Pero dentro del capítulo de contraindicaciones está uno que no se nos puede pasar por alto. Resulta evidente que la forma de obtener esta información conlleva el sacrificio del animal, si bien también es cierto que la inmensa mayoría de los datos se extraen de individuos que han sido abatidos en actividades cinegéticas que se hubieran producido de igual manera. No obstante, el establecimiento de una metodología que aporte información sobre este particular, sin tener que intervenir en la población, es algo deseable en muchas ocasiones y para muchos técnicos e investigadores.

De todas las posibilidades manejadas hay una que parece estar en la línea de lo que se va buscando, con las ventajas de no tener que sacrificar animales y de que tampoco es necesario observar a los propios jabalíes en la Naturaleza, acontecimiento bastante complicado en las zonas donde hay una actividad de caza más o menos regular. Nos referimos a la interpretación de la frecuencia de aparición de uno de los rastros más característicos de la especie: las famosas "bañas" o baños en barro. Esta costumbre de los jabalíes es practicada por todas las clases de edad y sexo durante los meses de primavera y verano debido a que gracias a los baños de barro pueden librarse de gran cantidad de los peligrosos parásitos externos que taladran su piel por las zonas inguinales, ventrales y orejas, además de que también les permiten mantener una temperatura corporal adecuada, verdadero punto débil del metabolismo de este suido (Fernández-Llario, 1996).

En un estudio realizado en el interior de bosques de encinas y alcornoques, se ha podido establecer que durante las semanas del celo (finales de octubre y principios de noviembre), la única clase de edad y sexo que practica estos baños son

los machos adultos. Prácticamente ninguna hembra, joven o adulta se baña en barro, y el número de machos subadultos que lo hacen es a su vez muy escaso (Figura 4) (Fernández-Llario, 2005b). Los motivos que respaldan este comportamiento se encuentran todavía en fase de debate pero bien pudiera ser debidos a que en el sustrato barro se pueden adherir de una forma más eficaz las feromonas sexuales que producen los machos y que resultan imprescindibles para que la hembra ovule (Melrose *et al.*, 1971; Stinson y Patterson, 1972). Otras razones que pudieran estar detrás de estas actuaciones son las relacionadas con sistemas de marcaje en las bañas que son visitadas por las hembras con el objetivo de informarse sobre los machos presentes en el lugar. La posibilidad de una función meramente sanitaria, ya que el barro puede tener ciertas propiedades medicinales que ayude a cicatrizar las heridas producidas en los combates, también se baraja. Sea cual sea el motivo de tales baños, lo que resulta evidente es que la aparición de bañas utilizadas en los meses otoñales e invernales es un buen signo de que existen machos en celo en la zona (Fernández-Llario, 2004).

Figura 4. Variación en la edad de los machos capturados a lo largo de los meses de otoño.



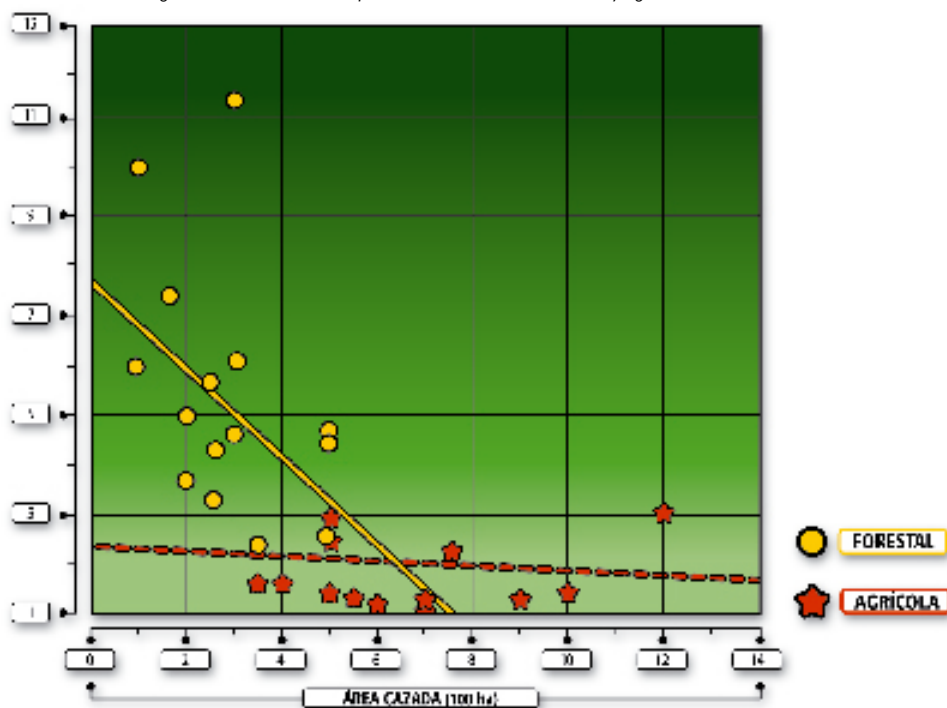
2.1.6 CELO Y ORGANIZACIÓN SOCIAL

La importancia de la determinación del momento de celo en la gestión está en los cambios que se producen en la organización social de la especie y, como consecuencia de los mismos, las posibilidades que se abren para cambiar el rumbo de los resultados de las cacerías. Es decir, supone ello una opción que se le presenta al gestor para actuar sobre la población de una manera más efectiva.

De una forma simplificada, diremos que toda comienza con la llegada a los grupos de los machos adultos, individuos solitarios la mayor parte del año. Los machos se unen a los grupos de hembras y expulsan al resto de machos que puedan estar pululando por la zona, incluidos los jóvenes del año anterior que todavía viven bajo la protección de sus madres y tías (Dardaillon, 1986; Fernández-Llario *et al.*, 1996). Durante unas semanas estos nuevos componentes del grupo familiar siguen a las hembras a todas partes, se encaman con ellas, comen en los mismos lugares, se exponen a los mismos peligros y se ven obligados a bajar la guardia; es el tributo que deben pagar por tener acceso a sus favores sexuales.

Lo interesante para el gestor es que en esta situación los machos pueden llegar a ser presa relativamente más fácil para los perros. En los momentos de la cacería, estos jabalíes deben optar por poner en práctica alguna de sus eficaces estrategias que tan buenos resultados les dan cuando son individuos solitarios y se encaman en lo más oculto de la mancha, o por el contrario deben seguir unidos al grupo y actuar como uno más de estos compañeros temporales. Desgraciadamente para ellos, suelen optar por la segunda opción y los resultados de tal elección los podemos ver reflejados en la junta de carnes cuando se congregan los cazadores con la lógica alegría de haber abatido un macho de jabalí con sus deseadas defensas. Esto es tan evidente, y abre tal abanico de posibilidades al gestor, que debería ser la piedra angular del calendario montero en las zonas mediterráneas. En estas áreas, el mes de Noviembre viene comportándose tradicionalmente como el más efectivo en lo que ha captura de machos de calidad en las zonas de encinas se refiere (Figura 5), destacando abiertamente frente a las épocas inmediatamente anteriores y posteriores.

Figura 5. Esfuerzo de caza aplicado en ecosistemas forestales y agrícolas.



Pero no acaban aquí las virtudes de llevar a cabo una exhaustiva determinación del celo. Es posible que el gestor esté interesado en conseguir unos objetivos radicalmente diferentes, bien porque no le interesen los trofeos de una manera excesiva o porque lo que sea más importante en ese momento sea la reducción de las densidades de la población de jabalíes del área. En estos casos, el valor interesante para la gestión es la localización en el calendario del momento en el cual se producen los nacimientos. Está claro que éste es un valor teórico ya que la obtención del mismo se hace en base al análisis de los aparatos reproductores femeninos y los frutos que porten. La fórmula de Hugget y Widdas antes indicada y la interpretación del estado de los ovarios serán las herramientas para la consecución de tal fin. La virtudes para la gestión que se derivan de este conocimiento se basan en que en ese momento se produce un punto débil en la organización de las estrategias de huida de los grupos familiares, y por lo tanto la efectividad de las cacerías se vuelve dramáticamente alta.

Durante el momento del parto, las hembras se apartan de las unidades familiares y comienzan una aventura en solitario que durará unas dos semanas (Fernández-Llario, 2005a). En este lapsus de tiempo hay un “vacío” de poder en el grupo de origen de la futura madre, sobre todo si se da la circunstancia de que la que ha iniciado las labores reproductivas es la hembra líder. La falta de criterios verdaderamente eficaces a la hora de emprender la huida puede costarles muy caro. Pero las debilidades ante una eventual cacería en un momento crítico se manifiestan también cuando la hembra dominante que se ve en la necesidad de optar entre defender a sus crías recién nacidas o emprender la huida, eso siempre que el nacimiento ya se haya producido. Si por el contrario, todavía se encuentra gestante, la falta de velocidad y agilidad lógica al llevar un sobrepeso superior a los 10 kilogramos les pasa factura con mayor claridad. En estas monterías, que en los ecosistemas mediterráneos andaluces suelen coincidir con las últimas de la temporada, allá por el mes de febrero, los resultados son demoledores para el mantenimiento de un nivel de extracción “sostenible”.

2.2 ESTUDIO DE LAS TÉCNICAS DE CAZA

El segundo de los elementos sobre los que se apoya la gestión cinegética es el conocimiento de las técnicas de caza que se aplican en cada zona.

Llegados a este punto resulta sorprendente destacar la escasez de estudios que aporten algo de luz a esta pieza clave en toda gestión. Lo poco que se conoce sobre la efectividad de la actividad cinegética procede de trabajos elaborados en los ecosistemas del norte de la Península. De suerte están los gestores de Castilla y León (Sáez-Royuela y Tellería, 1988), Aragón (Herrero, 2001) o Cataluña (Rosell, 1998) porque pueden hacer sus cuentas con alguna base científica que les permita sacar conclusiones del número de jabalíes que se han cazado a lo largo de los lances de la temporada.

Desgraciadamente, para los bosques y dehesas mediterráneos apenas hay información que haga valorar la efectividad de los perros de caza, la manera en la que el ambiente condiciona los resultados, el efecto de la presencia de otras especies sobre los resultados finales de jabalíes cazados o la variación en la consecución de objetivos en virtud del momento del año. Es sorprendente que no se tenga información mínimamente contrastada sobre el esfuerzo a realizar para obtener los resultados prometidos. La gestión del jabalí en estas zonas necesita de trabajos que aclaren de una vez cómo se condicionan sus resultados cuando la zona cazada presenta una sobrecarga de ciervos o cuando las condiciones meteorológicas han sido muy adversas en los días previos a la jornada de caza. La poca información que se dispone en la actualidad para estos ecosistemas es fruto de una iniciativa particular que se ha llevado a cabo con el esfuerzo desinteresado de dos grupos de investigación, uno español y otro portugués, y cuyos resultados se apuntan a continuación (Fernández-Llario *et al.*, 2003).

En ese trabajo se pretendió valorar las diferencias entre la manera de cazar en los dos países. Para España se tomaron como referencia, y por eso se adecuan estos resultados al capítulo que nos ocupa, bosques mediterráneos bien conservados, mientras que para Portugal fueron analizadas las zonas de caza de áreas agrícolas. Los resultados indicaron que el factor clave que marca la efectividad de las cacerías era la cantidad de rehalas empleadas. Además, también se vio que la presión cinegética que se provocaba en esas zonas mediterráneas no alcanzó el punto de saturación de la zona, sino más bien todo lo contrario (Figura 6). Esta situación se puso de manifiesto de una forma más evidente cuando se trataba de zonas amplias. La presión, ejercida en forma de un número de perros, fue apropiada cuando se trataba de superficies cercanas a las 500 hectáreas mientras que conforme iba aumentando la extensión cazada, no había una respuesta uniforme en lo que al número de perros se refería (Figura 7).

Figura 6. Relación entre el número de rehalas por cada 100 hectáreas empleadas y el número de jabalíes cazados.

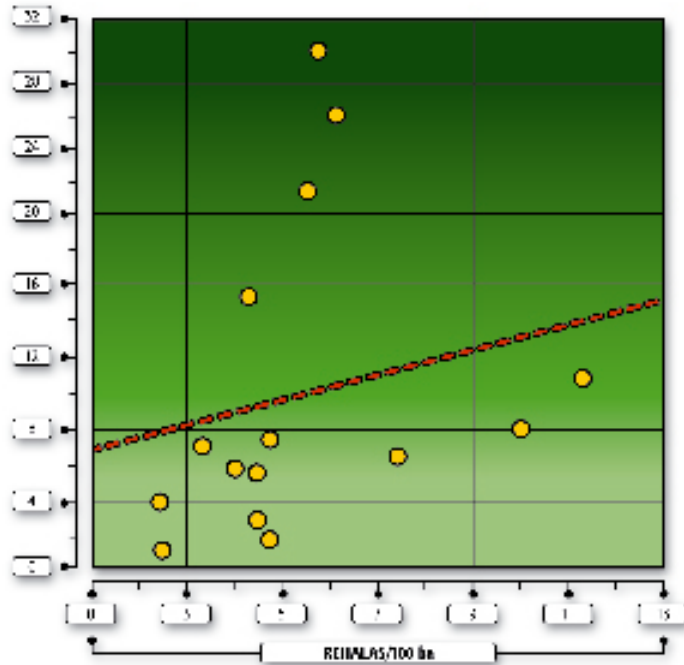
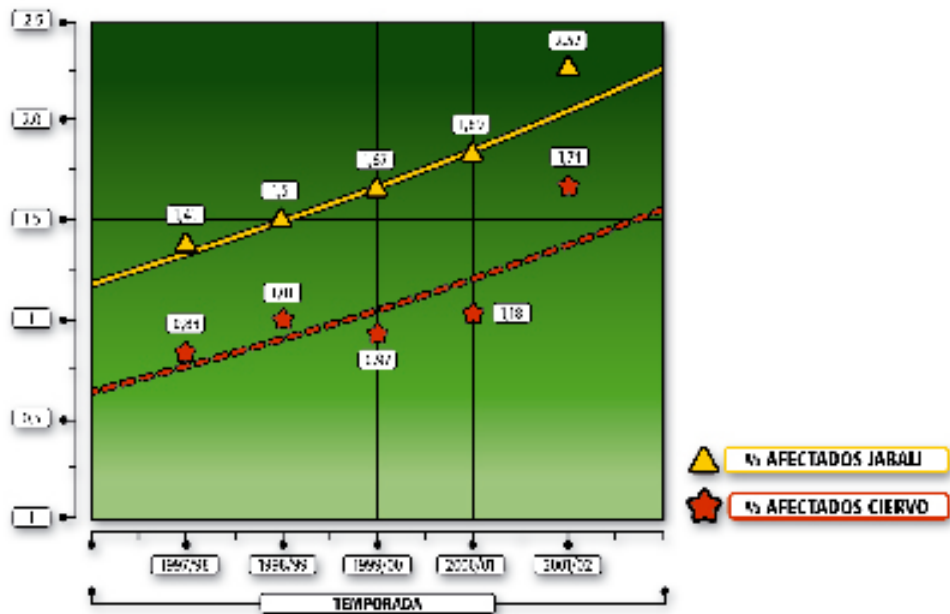


Figura 7. Evolución de la incidencia de la Tuberculosis en zonas mediterráneas en los últimos años



También se pudieron establecer diferencias en la efectividad de las cacerías en virtud de las condiciones iniciales. Los bosques muy cerrados eran prácticamente impenetrables para los perros, y los jabalíes se movían con total libertad por su interior. Por el contrario, cuando se trataba de superficies con menor cobertura vegetal, en donde a su vez había una disposición correcta de calles y con una amplitud suficiente, las consecuencias sobre los resultados eran inmediatas.

Las condiciones meteorológicas también fueron de gran importancia. En los meses invernales, los grupos matriarcales solían abandonar estas zonas en busca de lugares más cálidos, aunque estuvieran más expuestos a los peligros. Por el contrario los machos adultos mantenían un nivel de precaución alto durante esos meses fríos, salvo en los ya comentados importantes momentos del celo. La lluvia y el frío en las jornadas previas afectaron a los resultados finales y obligaron a cambiar, por ejemplo, el orden y recorrido de la rehalas por el interior de la mancha a cazar.

Finalmente, otros elementos de carácter más social influyeron de una manera significativa en los resultados de las cacerías. En muchas ocasiones esta especie era una más de las que se ofertan en un paquete comercial más amplio que podía incluir venados, gamos y muflones. Generalmente el único al que no se le adjudicaba un límite de capturas era al jabalí y el interés por su caza era menor, como se reflejaba en la disposición inicial de las armadas, más pensadas para abatir otros ungulados más “nobles”. En estos casos la efectividad de la caza era bastante baja y superaba escasamente el 25%.

Un escenario diferente se diseñaba cuando la montería era específica para el jabalí. Aquí se apuraba más la distancia entre puestos, se cubrían de una forma más concienzuda las gargantas, vaguadas y demás rutas tradicionales de huida. También solía darse el caso de que el cazador conocía de antes la zona batida y recordaba las tendencias de los jabalíes en esa zona, así como que los perros se detenían más en los lugares apropiados. Es decir, había una especialización que solía verse reflejada en efectividades más altas que podían llegar a superar el 40%.

2.3 NUEVAS PROBLEMÁTICAS PARA LA GESTIÓN DEL JABALÍ

No pueden obviarse aquí las nuevas problemáticas que se están detectando en la gestión del jabalí, y lo contrario sería lamentable dentro de esta publicación, concebida dentro de una filosofía de desarrollo sostenible, de respeto escrupuloso con el medio ambiente. Pese a que son muchos estos nuevos peligros, centrémonos en los dos más alarmantes por el motivo de que ya son una desgraciada realidad pero además porque posiblemente estemos ante unos problemas que seguirán creciendo y comprometerán al jabalí tal y como hoy lo conocemos. Nos referimos a los cercones y a las enfermedades infecciosas.

Comenzando por los cercones, es evidente que en los últimos años se está produciendo un peligroso giro en lo que a la conciencia de la caza del jabalí se refiere, y la proliferación de los cercones de jabalíes, que son lugares en donde se les hacina en densidades antinaturales y que tienen como único objetivo asegurar unos resultados cinegéticos sorprendentes, es ya una triste realidad. Pero lo más peligroso no es que estos micromundos de jabalíes enjaulados se estén popularizando en mayor o menor medida, sino el efecto que está teniendo sobre parte del sector. Hace unos años era impensable la puesta en marcha de granjas de jabalíes con el fin de repoblar unas zonas pocos días antes de la cacería o para incluirlos en el cercón. En estos días, de forma más o menos legal, hay un movimiento de jabalíes como nunca se ha producido y lo que es peor, la demanda del mercado hace que no parezca que esto tenga un final cercano.

Una de las consecuencias es que el cruce de jabalíes con variedades de cerdo doméstico está empezando a ser habitual en determinadas zonas en las que, curiosamente, no hay grandes explotaciones de ganado porcino en extensivo. Resulta triste ver cómo se cobran cada vez con mayor frecuencia jabalíes descomunales, con reflejos parduzcos en su pelaje, unas orejas que harían las delicias de un especialista en cocinar estos apéndices y unos niveles de engrasamiento contrarios a los que ha ido marcando la selección natural a lo largo de los millones de años que tardó (aunque el proceso nunca acaba) en diseñar para esta especie. Los motivos de tales cruces son fáciles de imaginar: mayores ventajas económicas. Estos jabalíes cruzados, o mejor dicho, estos cerdos con sangre de jabalí, tienen un mayor número de crías y por lo tanto



la rentabilidad de cada parto es mucho mayor. Además, el crecimiento corporal es más rápido una vez que han pasado las primeras semanas de vida, y el manejo en cautividad es más fácil. En pocas palabras, una verdadera fuente de oro para que el que olvide los escrúpulos y la ética. Por todo ello es necesario que se tomen medidas antes de que el problema sea irremediable. Test genético antes de homologar un solo trofeo, de la misma manera que se hará con el ciervo o el corzo, puede ser una solución aunque no la única. Otra medidas a tomar pudiera ser que se cambie al respecto la filosofía de los editores de revistas, programas cinegéticos, publicidad de las fincas, etc. (por ejemplo, en todo resultado de caza o información previa a la misma se debería indicar si los jabalíes provenían o no de un cercón).

El segundo de los peligros apuntado es el de las enfermedades infecciosas. No puede decirse que hasta la fecha los jabalíes fueran una especie libre de parásitos, virus y bacterias, y que ahora se han tornado como una bomba infecciosa. Pero sí, en la actualidad, estamos viviendo una nueva revolución en lo que a las prácticas de manejo se refiere, y los medios para conseguir dichos fines han dado lugar a nuevas problemáticas desconocidas para los sistemas sanitarios más recientes. Una prueba de lo que está pasando es la tuberculosis. Hasta hace unos años esta enfermedad era considerada como escasa entre la población de ungulados salvajes y las autoridades sanitarias se encargaban de realizar concienzudas campañas de saneamiento entre la cabaña ganadera con el objetivo de que no entraran en la cadena alimenticia individuos enfermos. Pero desde hace más o menos una década, el número de ciervos y jabalíes que portan la enfermedad no hace más que aumentar (Figura 7), presentando una evolución nada alentadora. Desde los distintos grupos de investigación que operan en España ya se ha dado la voz de alarma, intensificando las investigaciones sobre el problema de tal forma que se puedan disponer de las herramientas necesarias para poder frenar este proceso. Líneas de investigación destinadas a valorar la influencia de las condiciones ambientales en la prevalencia de los individuos afectados, estudios dedicados a analizar el efecto de los actuales sistemas de explotación de las especies cinegéticas en el mantenimiento y la propagación del bacilo, trabajos orientados a comprender cómo actúa la mycobacteria sobre el sistema inmunitario del hospedador con la ilusión de lograr diseñar una vacuna efectiva, etc., son algunas de las medidas que ya se están aplicando por parte de la comunidad científica.

De todas maneras sabemos ya muchas otras cosas y por tanto hay capacidad de actuar sobre este peligroso enemigo que se ha infiltrado no sólo entre las filas de los jabalíes sino que ha conseguido colarse entre algunas de las especies que están en peligro de extinción y que, posiblemente, no podrían soportar esta nueva afrenta. Linces, tejones y seguramente otros muchos mamíferos más discretos a nuestros ojos ya estarán portando la inconfundible bacteria llamada *Mycobacterium bovis*, causante de la tuberculosis bovina, enfermedad hermana de la temida tuberculosis que ocasiona la *Mycobacterium tuberculosis* y que tantos malos recuerdos y vivencias actuales trae a la especie humana.

Es necesario hacer un esfuerzo conjunto, entre todos los que tienen que ver con la gestión del jabalí y de las especies cinegéticas en general, para poner medidas que intenten frenar este silencioso avance. Importante es facilitar el trabajo de los veterinarios que se encargan de analizar los animales abatidos en las cacerías. Es necesario que estos profesionales puedan desarrollar su trabajo en condiciones dignas y seguras, libres de la presión que supone que cada vez que diagnostican un individuo enfermo se tenga que establecer un debate sobre lo acertado o no de su diagnóstico. Seamos conscientes de que en la mayor parte de las ocasiones, se ha prestado una especial atención a los momentos previos a la cacería, mimando elementos más aparentemente superficiales como las comidas o bebidas, pero no se cuida con el mismo empeño que el lugar donde van a depositarse los animales cazados (que serán destinados al consumo humano) reúnan unas mínimas condiciones higiénicas y, por ejemplo, que no falte el agua corriente y la luz artificial.

Igualmente, es demasiado frecuente que lleguen animales ya eviscerados a la junta de carnes, y quién sabe si alguno estaba enfermo y acabamos de dejar en el monte una buena colección de micobacterias esperando que un nuevo cuerpo caliente se ponga a su alcance para comenzar una nueva aventura. En esta línea de concienciación, deberíamos ser más cuidadosos con los lugares en donde se depositan los restos de los animales cazados. Todo esto debería formar parte de la rutina en la gestión cinegética de esta especie, y ya no sólo por la tuberculosis sino por el sinfín de otras enfermedades que podrían quedar muy disminuidas si se respetara lo que la actual legislación no es que aconseje sino que obliga.

3. BIBLIOGRAFÍA EMPLEADA

- Abaigar, T. 1990. *Características biológicas y ecológicas de una población de jabalíes (Sus scrofa L.) en el SE Ibérico*. Tesis doctoral. Universidad de Navarra.
- Andrezjewski, R. y Jezierski, W. 1978. *Management of a wild boar population and its effects on commercial land*. Acta Theriologica, 23: 309-333.
- Caley, P. y Ottley, B. 1995. *The effectiveness of hunting dogs for removing feral pigs (Sus scrofa)*. Wildlife Research, 22: 147-154.
- Cecilia Gómez, J.A. y Martínez Garrido, E. 1998. *La caza del jabalí en España*. Editorial Hispano Europea S.A., Barcelona.
- Dardaillon, M. 1986. *Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (Sus scrofa) in the Camargue. South France*. Behaviour Processes, 13: 251-268.
- Fernández-Llario, P. 1996. *Ecología del jabalí del Doñana: biología reproductiva e impacto ambiental*. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura.
- Fernández-Llario, P. 2004. *Los baños de barro del jabalí y su función sexual*. Quercus, 215: 22-27.
- Fernández-Llario, P. 2005a. *Environmental correlates of nest site selection by wild boar*. Acta Theriologica, 49: 383-392.
- Fernández-Llario, P. 2005b. *The sexual function of wallowing in male wild boar (Sus scrofa)*. Journal of Ethology, 23: 9-14.
- Fernández-Llario, P. y Carranza, J. 1996. *La abundancia del jabalí en Doñana y sus implicaciones en la conservación de los ecosistemas*. Quercus, 120: 24-27.
- Fernández-Llario, P. y Carranza, J. 2000. *Reproductive performance of the wild boar in a Mediterranean ecosystem under drought conditions*. Ethology, Ecology and Evolution, 12: 335-343.
- Fernández-Llario, P. y Del Río, S. 2002. *¿Cómo saber la edad de un jabalí?* Trofeo, 389: 82-88.
- Fernández-Llario, P. y Mateos-Quesada, P. 1998. *Body size and reproductive parameters in the wild boar (Sus scrofa)*. Acta Theriologica, 43: 439-444.
- Fernández-Llario, P. y Mateos-Quesada, P. 2003a. *Population structure of the wild boar (Sus scrofa) in two Mediterranean habitats in the western Iberian Peninsula*. Folia Zoologica, 52: 143-148.
- Fernández-Llario, P. y Mateos-Quesada, P. 2003. *¿Afectan las características morfológicas y los factores ambientales al desarrollo del canino en el jabalí (Sus scrofa L. 1758)?* Galemys, 15: 37-46.
- Fernández-Llario, P., Carranza, J. y Hidalgo de Trucios, S.J. 1996. *Social organization of the wild boar (Sus scrofa) in Doñana National Park*. Miscelanea Zoologica, 19: 9-18.
- Fernández-Llario, P., Carranza, J. y Mateos-Quesada, P. 1999. *Sex allocation in a polygynous mammal with large litters: the wild boar*. Animal Behaviour, 58: 1079-1084.
- Fernández-Llario, P., Mateos-Quesada, P., Silverio, A. y P. Santos, P. 2003. *Shooting techniques and habitat effects on wild boar (Sus scrofa) populations in Spain and Portugal*. Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 49: 120-129.

- Giber, G. 1977. Sangliers: L'âge d'après les dents. Rev. Nat. Chasse, 357.
- Hermoso de Mendoza, J., Alonso, J.M., Parra, A., Tato, A., Alonso, J.M., Rey, J.M., Peña, J., García-Sánchez, A., Larrasa, J., Teixidó, J., Manzano, G., Cerrato, R., Pereira, G., Fernández-Llario, P. y Hermoso de Mendoza, M. (2006). *Bovine tuberculosis in wild boar (Sus scrofa), red deer (Cervus elaphus) and cattle (Bos taurus) in a Mediterranean ecosystem (1992-2004)*. Preventive Veterinary Medicine 74: 239-247.
- Herrero, J. 2001. *Adaptación funcional del jabalí (Sus scrofa L.) a un ecosistema forestal y a un sistema agrario intensivo en Aragón*. Tesis doctoral. Universidad Complutense.
- Huggett, A. y Widdas W.f. 1951. *The relationship between mammalian foetal weight and conception age*. Journal of Physiology, 114: 306-317.
- IFF, U. 1978. *Détermination de l'âge chez le sanglier*. Rev. Nat. Chasse., 366: 377-381.
- Melrose, Dr., Reed, H.c.b. y Patterson, R.L.S. 1971. *Androgen steroids associated with odour as an aid to the detection of oestrus in pig artificial insemination*. British Veterinary Journal, 127: 497-501.
- Parra, A., Fernández-Llario, P., Larrasa, J. y Hermoso de Mendoza, J. 2003. *Tuberculosis en jabalíes y venados (I)*. Trofeo, 402: 88-92
- Parra, A., Fernández-Llario, P., Tato, A., Larrasa, J., García, A., Alonso, JM., Hermoso de Mendoza, M. y Hermoso de Mendoza, J. 2003. *Epidemiology of Mycobacterium Boris infections of pigs and wild boars using a molecular approach*. Veterinary Microbiology, 97: 123-133.
- Rosell, C. 1998. *Biología i ecología del senglar (Sus scrofa L., 1758) a dues poblacions del nord-est ibèric. Aplicació a la gestió*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.
- Sáez-Royuela, C. 1987. *Biología y ecología del jabalí (Sus scrofa)*. Tesis doctoral. Universidad Complutense.
- Sáez-Royuela, C. y Tellería, J.L. 1988. *Las batidas como método de censo en especies de caza mayor: aplicación al caso del jabalí (Sus scrofa L.) en la provincia de Burgos (Norte de España)*. Doñana, Acta Vertebrata, 15: 215-223.
- Santos, P., Fernández-Llario, P., Fonseca, C., Monzón, A., Bento, P., Soares, A.M.V.M., Mateos-Quesada, P. y Petrucci-Fonseca, F. 2005. *Habitat and reproductive phenology of wild boar (Sus scrofa) in the western Iberian Peninsula*. European Journal of Wildlife Research DOI 10.1007/s10344-005-0025-z.
- Stinson, C.G. y Patterson, R.L.S. 1972. *C19-16 steroids in boar sweat glands*. British Veterinary Journal, 128:41-43.
- Vericad, J.R., 1983. *Estimación de la edad fetal y períodos de concepción y parto del jabalí (Sus scrofa L.) en los pirineos occidentales*. Trujillo: XV Congreso Internacional de Fauna Cinegética y Silvestre.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

MONTE MEDITERRÁNEO

Capítulo 20:

**OTRAS ESPECIES DE CAZA
MAYOR EN EL MONTE
MEDITERRÁNEO:
GAMO Y MUFLÓN**

Jorge Cassinello.

jorge.cassinello@uclm.

RESUMEN

En los ecosistemas formados por campos adeshados y bosques mediterráneos en Andalucía, en donde predominan las diferentes etapas del encinar, podemos encontrar, entre otras, dos especies de ungulados: el gamo y el muflón. El primero es un cévido europeo particularmente valorado como especie cinegética. Sufrió un importante retroceso durante la última glaciación, quedando relegado al sur del continente, y siendo reintroducido en la mayor parte de Europa por los romanos y durante la Edad Media. Su amplia distribución actual es básicamente resultado de las introducciones efectuadas por el hombre por lo que no se la puede considerar como una especie estrictamente autóctona de los campos andaluces. De cara a un manejo adecuado de los cotos de caza en donde se pretenden establecer cévidos como el corzo y el ciervo común, habremos de tener muy en cuenta la competencia con el gamo, favoreciendo siempre la presencia de estos dos cévidos autóctonos. Contamos en este hábitat con un caprino que sí es claramente ajeno a este medio: el muflón europeo. Se trata de la versión asilvestrada de una etapa primigenia de domesticación que sufrieron las primeras ovejas salvajes que se establecieron en Europa desde Asia en el Neolítico. A nivel de manejo puede representar un competidor de cévidos autóctonos debido a sus hábitos primordialmente pastadores. Una de las ventajas que presenta su manejo, a diferencia de otro caprino exótico, el arrui (ver capítulo 3), es su marcada tendencia sedentaria, con mínimos movimientos altitudinales determinados por la estación.

1. INTRODUCCIÓN

En el característico hábitat andaluz, conformado por extensos pastos acompañados de encinas en mayor o menor densidad hasta, en ocasiones, llegar a formar auténticas áreas boscosas, podemos encontrar dos especies de ungulados europeos muy peculiares y fáciles de identificar. Nos estamos refiriendo al gamo (*Dama dama*, *Cervidae*) y al muflón (*Ovis aries*, *Bovidae*), pariente asilvestrado este último de la oveja doméstica (revisiones en Braza 2003 y Cassinello 2003, respectivamente). Ambas especies han sido introducidas por el hombre en nuestros campos, aunque sus orígenes son muy distintos. El gamo, o una especie ancestral muy cercana a él, probablemente ya habitó la práctica totalidad de la península Ibérica, aunque su número se vería diezmando severamente tras la última glaciación (Chapman & Chapman 1975; Cardoso 1989; Masseti 1986; Panera Gallego & Rubio Jara, 2002). El muflón, empero, nunca alcanzó de modo natural estas latitudes; es una especie introducida por el hombre y en consecuencia exótica (Pfeffer 1967; Poplin 1979). La presencia de ambos en dehesas y bosques mediterráneos les hace convivir con otros ungulados, ya abordados en capítulos anteriores: el corzo (*Capreolus capreolus*), el ciervo común (*Cervus elaphus*) y el jabalí (*Sus scrofa*). Por otro lado, el muflón, por sus características anatómicas y evolutivas, se adapta también fácilmente al medio montano, por lo que no es extraño encontrar poblaciones en dicho hábitat, particularmente en laderas y faldas, en donde abunde el pasto, uno de sus requerimientos nutricionales esenciales (v.g., Heroldová 1988; García-González & Cuartas 1992).

El gamo es un peculiar cérvido incluido en un género único en la familia de los cérvidos (v.g., Heidemann 1986; Putman 1988). La peculiar morfología de sus cuernas, palmeadas, le hacen único. Distinguimos dos subespecies: el gamo europeo (*D. d. dama*) y el gamo persa (*D. d. mesopotamica*), del que quedan muy pocos ejemplares, encontrándose en peligro de extinción. Se cree que el gamo apareció como género a finales del Mioceno (hace unos 10 millones de años), paralelamente a la aparición de *Cervus* spp (Putman 1988).

El muflón es una oveja de un tamaño relativamente pequeño en relación a sus parientes asiáticas. Se trata de la oveja silvestre más emparentada con las razas domésticas; de hecho es considerada en la actualidad como perteneciente al mismo grupo taxonómico. Recientemente ha tenido lugar una reclasificación del muflón europeo (subespecie *musimon*) y muflón de Chipre (subespecie *ophion*) en la especie *Ovis aries*. Se ha seguido para ello el criterio, establecido recientemente en el Boletín de Nomenclatura Zoológica, de igualar los nombres científicos de las especies animales que presentan una variedad silvestre y otra doméstica, predominando el término que fue establecido en primer lugar.

2. ORÍGENES DEL GAMO

La procedencia del gamo es un tema aún debatido. Al parecer procede del Mediterráneo Oriental, y llegó a extenderse de forma natural por todo el continente europeo. De hecho hay constancia de restos fósiles de gamo en la península Ibérica desde el Pleistoceno Medio. No obstante tuvo dificultades para sobrevivir a las glaciaciones que sufrió la Europa del Paleolítico, quedando relegado a algunas áreas del sur tras la última glaciación, 10.000 años antes de nuestra Era, justo al comienzo del Neolítico. En la Figura 1 apreciamos la configuración de las tierras europeas hace 20.000 años, cuando se alcanzó la máxima expansión de los glaciales hacia el sur así como la consolidación de los hábitats predominantes (Ray & Adams 2001).

Figura 1. Alcance máximo de las glaciaciones que tuvieron lugar durante el Pleistoceno, hace unos 20.000 años. Las diferentes zonas coloreadas y numeradas indican el hábitat predominante. Se aprecia la configuración actual de las costas en fondo oscuro. Ilustración adaptada de Ray & Adams (2001).



En España quizás permaneció una población importante tras su declive europeo a comienzos del Neolítico, pero no contamos con estudios paleontológicos que aclaren este punto ya que los escasos restos fósiles localizados están datados en la etapa final de la última glaciación (Würm), en yacimientos encontrados en Portugal, Extremadura y Valencia. Desde un punto de vista ecológico, la Figura 1 muestra el predominio de una vegetación de estepa con zonas boscosas en la península Ibérica, hábitat en principio óptimo para el gamo, aunque también hubo zonas en donde predominaba la árida tundra (Ray & Adams 2001).

Como pieza de caza era muy valorado por fenicios y romanos, quienes llevaron a cabo diversas introducciones en los territorios bajo su dominio. Estas introducciones y las efectuadas posteriormente por los señores feudales del medievo originaron una presencia masiva de la especie en Europa, tal y como sucede en nuestros días (Chapman & Chapman 1980). Según Ángel Cabrera, a finales del siglo XIX vivía en estado silvestre en los Montes de Toledo, la cuenca del Tajo y en diversos cazaderos reales, mientras que en Sierra Morena podía haber llegado a desaparecer (Cabrera 1914). Respecto a Doñana, aunque hay datos de su existencia durante la Edad Media, la población actual se originó tras las reintroducciones que tuvieron lugar a principios del siglo XX (Ojeda *et al.* 1983). Su distribución en nuestros días viene mediatizada por las poblaciones señaladas y las introducciones llevadas a cabo en territorios protegidos y cotos de caza (ver Figura 2) (Braza *et al.* 1989a, b; Braza 2002).

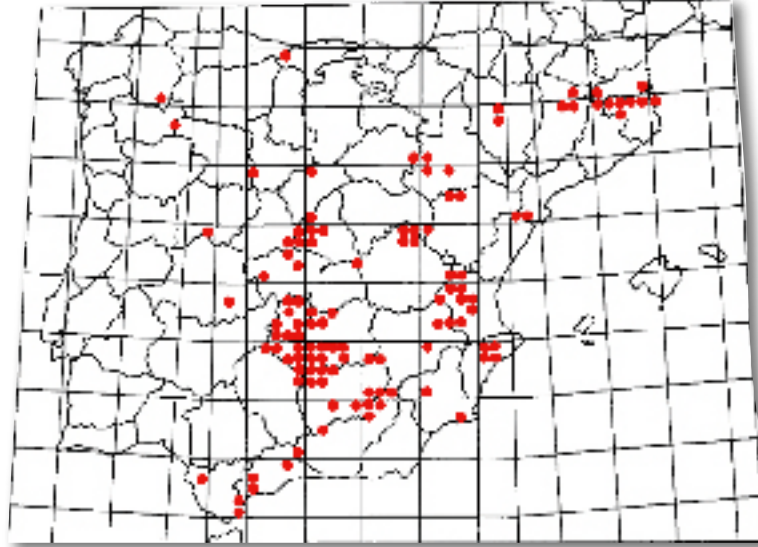


Figura 2. Distribución actual del gamo en la península Ibérica. Origen de la ilustración: Braza (2002).

3. ORÍGENES DEL MUFLÓN

El origen del muflón europeo es peculiar, no exento de cierta controversia. Se postula que diferentes oleadas de especies del género *Ovis* llegaron a Europa procedentes de Asia hace dos millones de años (en el Cuaternario). La cuenca de los Cárpatos ha sido testigo de al menos tres oleadas migratorias de ovejas salvajes en dirección oeste, al parecer facilitadas por el desarrollo de ambientes esteparios. Sin embargo estos caprinos no conseguían establecerse en el continente europeo, y las sucesivas invasiones se vieron acompañadas posteriormente de la extinción de las mismas, tal y como indican los restos fósiles encontrados. Las ovejas que dieron lugar a los actuales muflones probablemente proceden de la provincia de Anatolia, en la actual Turquía. Se cree que tras progresivos procesos de domesticación regresaron a su estado asilvestrado en varias islas del Mediterráneo (Figura 3) (Pfeffer 1967).

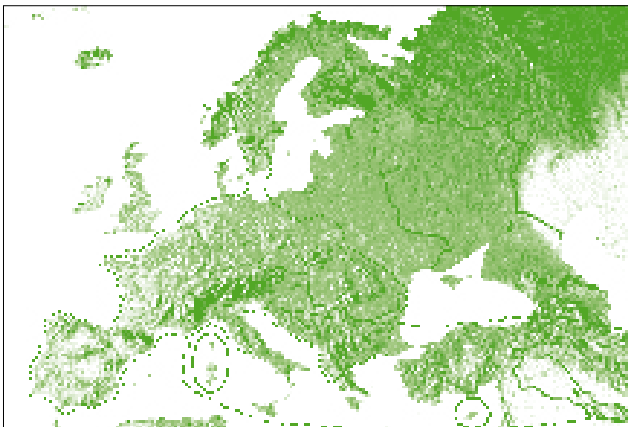


Figura 3. Distribución del muflón. El origen de las poblaciones introducidas en la mayor parte de Europa (línea punteada) se sitúa en tres islas mediterráneas (círculos): Córcega, Cerdeña y Chipre. Se indica también la probable distribución alcanzada por las ovejas salvajes de origen asiático en el Neolítico, las cuales dieron origen al muflón actual tras un probable proceso de pre-domesticación (línea a trazos).

Las poblaciones que dieron lugar al muflón actualmente extendido por varios países europeos (v.g. Cugnasse 2000; Feuereisel 2000; Rodríguez-Luengo *et al.* 2002; Santiago-Moreno *et al.* 2004) son las que proceden de las islas mediterráneas de Córcega, Cerdeña y Chipre, en donde, paradójicamente, se encuentra amenazado. Desde mediados del siglo XIX se fueron llevando a cabo masivas introducciones de la especie en gran parte de Europa, donde en la actualidad puede haber unos 60.000 individuos. Los primeros ejemplares traídos a España procedían de Córcega y se soltaron en el Coto Nacional de Cazorla en 1954; en la actualidad el censo es de aproximadamente 6.000 ejemplares. Desde entonces han proliferado las introducciones en Reservas Nacionales y en muchos otros cotos privados de caza. La distribución actual de la especie en nuestro país ha sido recopilada recientemente en el Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (Figura 4) (Rodríguez-Luengo *et al.* 2002). Destacan las poblaciones en la Serranía de Cuenca, con más de 400 ejemplares en la actualidad, en fincas cinegéticas castellano-manchegas, Cazorla (Escós & Alados 1988) y norte de Cataluña. En Canarias ha sido introducido en el Parque Nacional de las Cañadas del Teide (Tenerife), donde seguramente constituyen una serie amenaza para la flora endémica (Rodríguez-Luengo 1993); debe de haber unos 400 individuos en la actualidad.

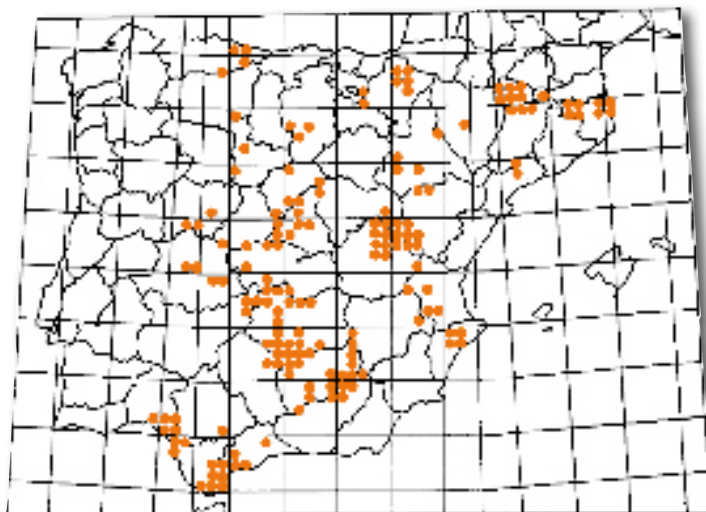


Figura 4. Distribución actual del muflón en la península Ibérica. Origen de la ilustración: Rodríguez-Luengo *et al.* (2002).

4. CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA DEL GAMO

El gamo es un cérvido fácil de diferenciar del resto de los componentes de su familia debido a las cuernas o astas palmeadas presentes en los machos (ver Figura 5). La cuerna presenta un corto pedúnculo, tres candiles y una ancha palma cuyo borde posterior se rasga en varias puntas.



Figura 5. Cuernas de gamo macho de 1, 2, 3 y 7 años de edad. Origen de la ilustración: Cabrera (1914).



Su pelaje es moteado, formado por manchas blancas sobre un fondo rojizo, durante la época estival, y presente en las crías. En invierno desaparecen las motas blancas y se oscurece la librea. Otra de sus características distintivas es el marcado escudo anal blanco, flanqueado por una línea negra y destacando el dorso negro de la cola, a diferencia de otros cérvidos, como el ciervo común (ver Figura 6). Asimismo presenta una oscura franja dorsal. Su tamaño corporal es inferior al del ciervo común, presentando un marcado dimorfismo sexual. Las hembras miden 70-80 cm de altura a la cruz y pesan 35-60 kg.; los machos superan los 90 cm de de altura a la cruz y pesan 70-100 kg.

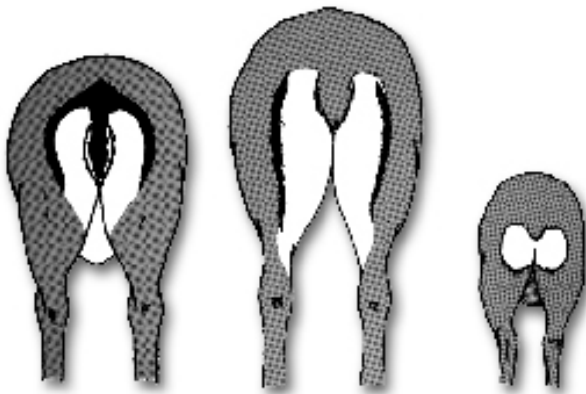


Figura 6. Diseño del escudo anal de tres cérvidos ibéricos. De izquierda a derecha, gamo, ciervo común y corzo. Origen de la ilustración: Sáenz de Buruaga et al. (2001).

5. CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA DEL MUFLÓN

El muflón tampoco representa ninguna dificultad en su distinción, particularmente los machos, debido por un lado a su peculiar cornamenta en espiral, propia del género *Ovis*, y su librea oscura en donde destaca la denominada "silla de montar" en los flancos. El dimorfismo sexual es acentuado, y si bien ambos sexos pueden presentar cuernos, en las hembras su desarrollo es mucho menor. La coloración es pardo rojiza, más oscura durante el invierno; presentan tonos blanquecinos en el hocico, la zona ventral y la parte distal de las patas. Con la edad aumentan los tonos blanquecinos de la cara (ver Figuras 7 y 8).

Figura 7. Distinción de la edad en los muflones macho a partir del desarrollo de los cuernos. Origen de la ilustración: Sáenz de Buruaga et al. (2001).

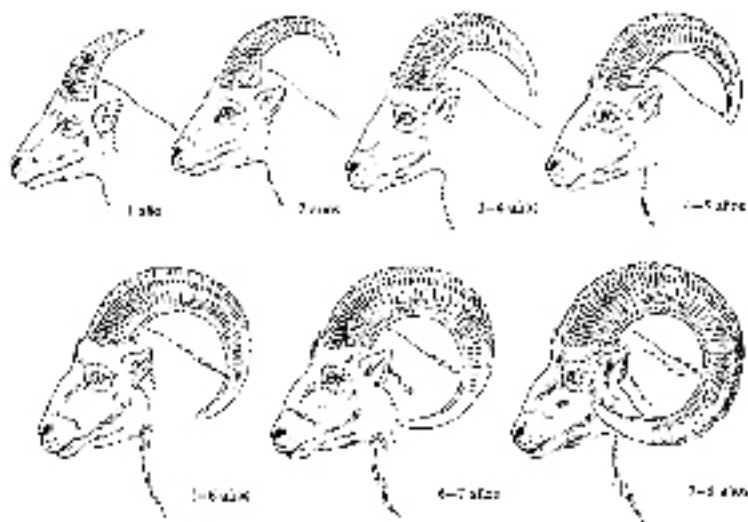
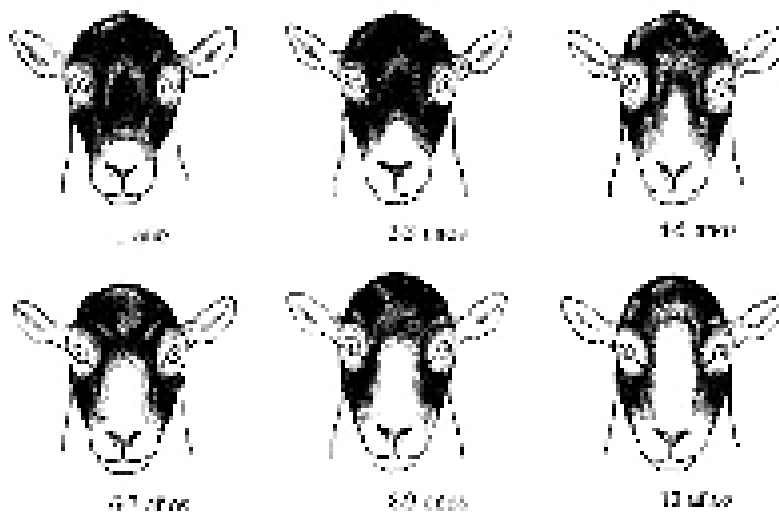


Figura 8. Distinción de la edad en los muflones hembra a partir del diseño y forma de la cabeza. Origen de la ilustración: Sáenz de Buruaga et al. (2001).



Los machos se caracterizan por una mancha lateral, la “silla de montar”, de tonos asimismo blanquecinos; en las hembras es mucho menos patente. El escudo anal, blanco, está bien marcado. La cola es negra y corta. Los machos son más robustos y con pelo largo en cuello, pecho y parte anterior de las patas delanteras. Presentan una gruesa capa de piel y una lana que les protege durante el invierno. Los cuernos pueden llegar a medir 75 cm. de longitud en los machos; las hembras tienen cuernos mucho más pequeños, ligeramente encorvados hacia atrás, de 3-18 cm. de largo (variedad de Córcega), aunque a veces no poseen cuernos (variedad de Cerdeña). Los machos pueden alcanzar los 145 cm. de longitud corporal, mientras que las hembras no superan los 130 cm. La altura a la cruz respectiva es de 75 y 65 cm.; mientras que el peso en machos es 35-40 kg. y en hembras 25-35 kg (Castells & Mayo 1993).

6. COMPORTAMIENTO, HÁBITAT, ALIMENTACIÓN Y REPRODUCCIÓN EN EL GAMO

Se trata de una especie social y gregaria, destacando las agrupaciones de machos y las de hembras con crías lactantes durante la mayor parte del año, y los grupos mixtos de machos y hembras principalmente durante la temporada de celo, centrada en el otoño, aunque ya en el verano comienzan a observarse dichos grupos (Álvarez *et al.* 1975a, 1978). El tamaño medio de los grupos se sitúa en unos 8 individuos en el Parque Nacional de Doñana, siendo mayores durante el estío, cuando la concentración de los recursos es mayor (Álvarez *et al.* 1975b). El área de campeo es mayor en machos que en hembras, y los desplazamientos aumentan en la temporada de celo; sin embargo no contamos con datos concretos sobre el tamaño de los dominios vitales en territorio español.

Las crías son precoces y pueden ponerse de pie y correr a las pocas horas del nacimiento, aunque es de destacar su tendencia a esconderse y permanecer inmóvil ante la presencia de algún peligro. Este carácter, propio de los cérvidos, contrasta con el comportamiento de huida presente en las crías de los caprinos (cabra montés, arri y muflón).

Por alimentarse casi exclusivamente de vegetación herbácea, el gamo suele estar asociado a praderas abiertas, ya sea en claros, bordes de bosque o próximo a ríos. Dada su amplia distribución (ver Figura 2), puede habitar zonas herbáceas próximas a pinares, encinares o bosques caducifolios de muy diverso tipo. Además del alimento herbáceo, el gamo puede incluir en su dieta frutos silvestres, hojas y tallos arbustivos. Asimismo está presente en las marismas de Doñana, donde se alimenta preferentemente del pastizal de marisma, como la grama (*Cynodon dactylon*), aunque no rechaza las espigas



granadas de *Juncus* sp. y, durante el otoño y el invierno, bellotas, frutos de lentisco, y brotes tiernos de árboles y matorrales (Braza & Álvarez 1987). Otros estudios efectuados en Cazorla indican la presencia en su dieta de *Quercus rotundifolia*,

Phillyrea latifolia, *Rosmarinus officinalis*, *Oryzopsis paradoxa* y *Festuca arundinacea*, con predominio de herbáceas y en menor proporción de caméfitos (Martínez Martínez 2002).

La madurez sexual es alcanzada por los machos a la edad de 15-16 meses, aunque no suelen reproducirse hasta al menos el 5º año; las hembras se pueden reproducir desde los 16 meses de edad (San Jose *et al.* 1999; McElligott *et al.* 2002). El gamo es poligínico, con una época de celo centrada en la estación otoñal, con ciertas variaciones en las fechas de comienzo dependiendo de la latitud; competirán entre sí los machos y cortejarán a los grupos de hembras. Como otros cérvidos, emiten un peculiar sonido denominado “ronca”. La estructura social de los machos en base a jerarquías de dominancia se organiza a partir de peleas más o menos rituales, aunque en ocasiones pueden llegar a ser muy virulentas (Álvarez *et al.* 1975a). El macho ganador suele ser el de mayor tamaño y mayor desarrollo de las cuernas. El estatus social determina el control de las hembras y en consecuencia su éxito reproductor. Es interesante la variabilidad de estrategias reproductivas observadas en el gamo, dependiendo al parecer de la disponibilidad de los recursos ambientales y las características individuales. Así, contamos con machos defensores de harenes, machos satélite y machos territoriales (con el desarrollo incluso de leks) (Álvarez *et al.* 1990).

La gestación dura unos 8 meses, teniendo lugar el parto en primavera, en los meses de mayo y junio. La hembra pare una sola cría, aislada del resto de la manada. La llegada al mundo del pequeño gamo coincide con la época de mayores recursos alimenticios y mejores condiciones climáticas. Por lo general la cría permanecerá oculta, escondida en áreas de hierba alta y facilitando su mimetismo la coloración pintada de su pelaje. La madre se aproximará periódicamente para amamantarla.

Estudios efectuados en Doñana indican que solamente se reproduce un 27,6% de las hembras de 2 años de edad, mientras que este porcentaje se incrementa hasta el 80% en las hembras de 3 años, y prácticamente al 100% en hembras de entre 4 y 8 años tienen descendencia cada año. A partir de los 9 años, la fertilidad de las hembras irá disminuyendo progresivamente. La mortalidad parece centrarse en los 12 años. Por otro lado, aunque la proporción de sexos al nacer es cercana al 1:1, la mortalidad diferencial de ambos sexos hace que entre los adultos, finalmente, se llegue a una proporción de 3 hembras por cada macho. En general, por lo tanto, la estructura de la población podría oscilar alrededor de unos valores de: 16,7% de machos, 48,9% de hembras, 8,5% de machos juveniles y 25,4% de crías (Álvarez *et al.* 1975b).

7. COMPORTAMIENTO, HÁBITAT, ALIMENTACIÓN Y REPRODUCCIÓN EN EL MUFLÓN

Los muflones son particularmente gregarios, lo que ha facilitado su confinamiento y eventual domesticación en el pasado. Como en otras especies de ungulados, los grupos característicos son los formados por machos y aquellos donde están presentes hembras con crías lactantes o destetadas del año anterior (Réale *et al.* 1999). Es durante la época de celo cuando se agrupan machos y hembras adultos, aunque se pueden seguir observando grupos mixtos hasta el mes de marzo. El tamaño de los rebaños suele ser relativamente grande, de 10-12 individuos, dependiendo de la disponibilidad de los recursos (Bon *et al.* 1990). Los grupos de hembras son bastante estables y filopátricos, siendo los machos adultos los que facilitan el flujo genético entre los mismos por su mayor tendencia dispersiva. El dominio vital del muflón es relativamente reducido, con un perímetro que no suele superar los 3 km. Se trata de una especie bastante sedentaria con escasos desplazamientos estacionales en altitud y en épocas de sequía o tras intensas nevadas en búsqueda de alimento y agua.



El muflón tiene un marcado carácter social, y cada individuo dentro de la manada posee un estatus jerárquico relacionado con edad, fortaleza y experiencia reproductiva. Las jerarquías de dominancia en hembras son bastante lineales, correlacionadas con la edad y el parentesco, pues las hijas suelen heredar el rango social de la madre (ver Guilhem *et al.* 2000, 2002).

Posee un cierto carácter generalista en su selección de alimento, siendo tanto pastador como ramoneador. En su dieta podemos encontrar fanerógamas, criptógamas, yemas, bellotas, castañas, corteza, hoja verdes, hongos y líquenes, aunque suele seleccionar, hasta en un 80%, plantas herbáceas y gramíneas cuando éstas abundan (v.g., Martínez Martínez 2002).

El uso del hábitat es diferencial entre machos y hembras durante la temporada de partos, cuando éstas se concentran en las áreas con mejores aportes nutricionales (ver Cransac *et al.* 1998). Suele estar presente en bordes de bosque, cerca de áreas de pasto y matorral, aunque por su adaptación morfológica a terrenos escarpados se le ve también en zonas montañosas. En su área original de Córcega, Cerdeña y Chipre vive en lugares con densa cobertura de matorral mediterráneo. Como contraste cabe destacar su adaptación a la alta montaña en los Pirineos y en Alpes. En Andalucía se le puede encontrar asimismo en una gran variedad de biotopos, desde cumbres desforestadas y rocosas (Cazorla) hasta bosques húmedos (Cádiz).

La temporada de celo se circunscribe a los meses de octubre y noviembre, estableciéndose una estructura jerárquica entre machos a base de luchas; el tamaño corporal y el desarrollo de los cuernos suelen dilucidar el ganador de la contienda (McElligott *et al.* 2001). Como la mayoría de los ungulados son poligínicos y sólo unos pocos machos se reproducen cada temporada, mientras que todas las hembras lo hacen. Éstas son poliestras, es decir, repiten su periodo fértil cada tres semanas en el otoño. Las hembras de muflón no se reproducen hasta que tienen 2-3 años de edad, mientras que los machos no suelen poder aparearse hasta que no alcanzan los 5-7 años debido a los problemas en obtener un estatus social suficiente; pero ambos sexos son sexualmente maduros desde una edad más temprana: las hembras al año y medio y los machos a los dos años. El periodo de gestación es de 5,5 meses y paren 1-2 crías en primavera. Las crías son del tipo precoz, y siguen a sus madres permanentemente (San José & Braza, 1986; Braza *et al.* 1988; Braza & San José 1988). El destete suele tener lugar a los 6 meses. Las hembras jóvenes permanecen en el grupo de sus madres; los machos, en cambio, son forzados a formar su propio grupo a los 2-4 años de edad.

8. SITUACIÓN DEL GAMO Y EL MUFLÓN EN ESPAÑA Y PAUTAS PARA SU MANEJO

Ambas especies son relativamente abundantes en nuestro país, tal y como hemos visto en los apartados anteriores, debido sobre todo al interés cinegético que despiertan y su presencia en cotos de caza (Rogers & Myers 1980; San José & Braza 1992; Santiago-Moreno *et al.* 2003). Asimismo, su carácter relativamente generalista, poca selección en el alimento y relativa tolerancia a los medios antropomorfizados (parques y jardines, como se ha comprobado en otras regiones europeas), no les crea dificultades para reproducirse y expandirse. Así y todo, suelen permanecer en áreas concretas y muestran un cierto carácter sedentario. En consecuencia, el control de las poblaciones, su viabilidad y nivel de expansión, es relativamente sencillo comparado con otras especies, particularmente en el gamo, que no suele abandonar las zonas de praderas, mientras que el muflón puede ocupar una mayor variedad de hábitats.

Desde un punto de vista ecológico, la presencia del gamo y el muflón en nuestros ecosistemas representan una problemática propia y muy debatida. El gamo, como se ha dicho, es una especie de origen asiático pero presente en el continente europeo desde hace miles de años. Sin embargo, y a diferencia de otros cérvidos europeos, como el ciervo común y el corzo, no soportó bien los cambios climáticos que acompañaron a los últimos periodos glaciales y su presencia se vio relegada a las regiones menos afectadas por el avance de las nieves, probablemente la península Ibérica entre ellas (ver Figura 1). Sin embargo no contamos con registros fósiles suficientes para establecer su presencia tras la última glaciación (Masseti 1996), aunque sí con documentos históricos que indican el papel predominante jugado por el hombre en su distribución ya desde tiempos de los romanos. En un principio pues podríamos considerar al gamo como una especie propia del hábitat formado por bosques y dehesas mediterráneos. Estudios por hacer que indicaran su nivel de competencia con los otros dos cérvidos andaluces podrían ayudar a comprender el grado de convivencia que puede darse entre estas especies. Con la información que disponemos hasta la fecha no parece aconsejable aumentar la distribución del gamo, sobre todo si es a costa de cérvidos como el ciervo común y el corzo (Batcheler 1969).

En el caso del muflón, sí tenemos claro que se trata de una especie exótica, que si no hubiera sido por la intervención del hombre quizás nunca habría alcanzado la península Ibérica. Si bien es cierto que las ovejas salvajes han progresado en su distribución desde sus focos de origen en Asia, han sido los procesos de domesticación los que han determinado su masiva presencia en todo el mundo. Al parecer el muflón es un estadio intermedio en la domesticación de ejemplares

procedentes de la Península de Anatolia, que posteriormente sufrieron un proceso de asilvestramiento en algunas islas mediterráneas. Su presencia en nuestros campos podría representar una amenaza para otros ungulados autóctonos con los que comparta nicho, tales como el ciervo y el corzo. El muflón es preferentemente pastador pero también se alimenta de los frutos que ofrecen las especies de matorral, de ahí que suele estar presente en zonas de ecotono, como bordes de bosque y pasto. Por otro lado, su adaptación a áreas montañosas le alejaría de la competencia con especies como el gamo y el ciervo común, aunque entonces podría entrar en conflicto con la autóctona cabra montés (Martínez & Fandos 1989). Finalmente, su relativo sedentarismo facilita el control de las poblaciones, aunque podría representar un problema si aumentan los niveles de consanguinidad de las mismas. Un efectivo manejo de esta especie debiera llevar consigo la conexión genética de diferentes poblaciones por medio del intercambio entre zonas de machos y hembras adultos.

No contamos con estudios que indiquen el nivel de competencia de ambas especies con otros ungulados en simpatria, pero por sus costumbres alimenticias y hábitos podemos deducir un cierto solapamiento con, principalmente, el ciervo común y el corzo. Exclusivamente la información obtenida a partir de la dieta no es suficiente para establecer una competencia entre dos especies, dado que hay factores tales como la segregación espacial o el uso de los recursos que pueden diferir en el espacio y el tiempo (ver Ramanzin *et al.* 2002).

Indudablemente, de cara a un manejo efectivo de las poblaciones de gamo y muflón, habremos de tener muy en cuenta la presencia de ganado doméstico en la zona, el cual va a representar una competencia por el acceso a los recursos, forzando a las poblaciones silvestres a migrar o dirigirse a zonas más protegidas, como fondos de valle o zonas escarpadas, donde la calidad del alimento puede ser menor.

9. BIBLIOGRAFÍA SOBRE EL GAMO

- Álvarez, F., Azcárate, T., Braza, F. (1978). *La vida del gamo*. Vida Silvestre, 27: 166-171.
- Álvarez, F., Braza, F., Norzagaray, A. (1975a). *Etograma cuantificado del Gamo (Dama dama) en libertad*. Doñana Acta Vertebrata, 2, (1): 93-142.
- Álvarez, F., Braza, F., Norzagaray, A. (1975b). *Estructura social del Gamo (Dama dama, Mammalia, Cervidae) en Doñana*. Ardeola, 21 (Especial): 1119-141.
- Álvarez, F., Braza, F., San José, C. (1990). *Coexistence of territoriality and harem-defense in a rutting fallow deer population*. Journal of Mammalogy, 71(4): 692-695.
- Batcheler, B. (1969). *A study of the relations between roe, red and fallow deer, with special reference to Drummond Hill Forest, Scotland*. J. Animal Ecology, 29: 375-384.
- Braza, F. (2002). *Dama dama (Linnaeus, 1758)*. Pp. 314-317. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (Eds.). Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Braza, F. (2003). *Gamo – Dama dama*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>.
- Braza, F., Álvarez, F. (1987). *Habitat use by red deer and fallow deer in Doñana National Park*. Misc. Zool., 11: 363-367.
- Braza, F., San José, C. (1988). *An analysis of mother-young behaviour of fallow deer during lactation period*. Behavioural Processes, 17: 93-106.
- Braza, F., San José, C., Blom, A. (1988). *Birth measurements, parturition dates, and progeny sex ratio of Dama dama in Doñana, Spain*. Journal of Mammal., 69 (3): 607-610.

- Braza, F., Varela, Y., San José, C., Cases, V. (1989a). *Distribution actuelle du chevreuil (Capreolus capreolus), du daim (Dama dama) et du cerf (Cervus elaphus) en Espagne*. Z. Säugetierkunde, 54: 393-396.
- Braza, F., Varela, I., San José, C., Cases, V. (1989b). *Distribución de los Cévidos en España*. Quercus, 42: 4-11.
- Cabrera, A. (1914). *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Cardoso, J.L. (1989). *Le Daim dans le Pléistocene du Portugal*. Comun. Serv. Geol. Portugal, 75: 111-118.
- Chapman, D. & Chapman, N. (1975). *Fallow Deer. Their History, Distribution and Biology*. Terence Dalton Limited, Suffolk.
- Chapman, N., Chapman, D. I. (1980). *The distribution of fallow deer: a worldwide review*. Mammal Review, 10: 61-138.
- García-González, R., Cuartas, P. (1992). *Foods habits of Capra pyrenaica, Cervus elaphus and Dama dama in the Cazorla Sierra (Spain)*. Mammalia, 56(2): 195-202.
- Heidemann, G. (1986). *Cervus dama (Linnaeus, 1758) - Damhirsch*. Pp. 140-158. En: Niethammer, F., Krapp, F. (Eds.). *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 2/II. Paarhufer - Artiodactyla (Suidae, Cervidae, Bovidae). Aula Verlag, Wiesbaden.
- Martínez Martínez, T. (2002). *Comparison and overlap of sympatric wild ungulate diet in Cazorla, Segura and Las Villas natural park*. Pirineos, 157: 103-115.
- Masetti, M. (1996). *The postglacial diffusion of the genus Dama Frisch, 1775, in the Mediterranean region*. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXV: 7-29.
- McElligott, A. G., Altwegg, R., Hayden, T. J. (2002). *Age-specific survival and reproductive probabilities: Evidence for senescence in male fallow deer (Dama dama)*. Proc. R. Soc. Biol. Sci. B, 269: 1129-1137.
- McElligott, A. G., Gammell, M. P., Harty, H. C., Paini, D. R., Murphy, D. T., Walsh, J. T., Hayden, T. J. (2001). *Sexual size dimorphism in fallow deer (Dama dama): do larger, heavier males gain greater mating success?* Behav. Ecol. Sociobiol., 49: 266-272.
- Ojeda, J., Braza, F., Álvarez, F., Azcárate, T. (1983). *La población de gamos del Parque Nacional de Doñana en 1979*. Doñana Acta Vertebrata, 10(1): 221-224.
- Panera Gallego, J. & Rubio Jara, S. (2002). *Bifaces y Elefantes: Los Primeros Pobladores de Madrid*. Consejería de las Artes, Museo Arqueológico Nacional, Alcalá de Henares, Madrid.
- Putman, R. J. (1988). *The Natural History of Deer*. Christopher Helm. London. 191 pp.
- Ray, N. and J. M. Adams. (2001). *A GIS-based vegetation map of the world at the last glacial maximum (25,000-15,000 BP)*. Internet Archaeology 11.
- Rogers, P. M., Myers, K. (1980). *Animal distributions, landscape classification and wildlife management, Coto Doñana, Spain*. Journal of Applied Ecology, 17(3): 545-565.
- San José, C., Braza, F. (1986). *An analysis of parental investment in fallow deer (Dama dama)*. Pp. 193-198. En: Cross-Disciplinary studies on aggression. Publicaciones de la Universidad de Sevilla.
- San José, C., Braza, F. (1992). *An approach to management of wild populations of fallow deer, Dama dama, in Doñana National Park*. Pp. 229-232. En: B. Bobel, K. Perzanowsky and W. Regelin (Eds.). *Global Trends in Wildlife Management*. Swiat Press, Krakow- Warszawa.
- San José, C., Braza, F., Aragón, S. (1999). *The effect of age and experience on the reproductive performance and prenatal expenditure of resources in female fallow deer (Dama dama)*. Can. J. Zool., 77: 1717-1722.

10. BIBLIOGRAFÍA SOBRE EL MUFLÓN

- Bon, R., González, G., Im, S., Badia, J. (1990). *Seasonal grouping in female moufflons in relation to food availability*. *Ethology*, 86: 224-236.
- Cassinello, J. (2003). *Muflón – Ovis aries*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>.
- Castells, A., Mayo, M. (1993). *Guía de los Mamíferos en Libertad de España y Portugal*. Ediciones Pirámide S.A., Madrid.
- Cransac, N., Gerard, J. F., Maublanc, M. L., Pépin, D. (1998). *An example of segregation between age and sex classes only weakly related to habitat use in mouflon sheep (Ovis gmelini)*. *Journal of Zoology*, London, 244: 371-378.
- Cugnasse, J. M. (2000). *Mouflon in France*. International Mouflon Symposium, Sopron, Hungary, October 27-29, 2000.
- Escós, J., Alados, C. L. (1988). *Estimating mountain ungulate density in Sierras de Cazorla y Segura*. *Mammalia*, 52(3): 425-428.
- Feureisel, J. (2000). *Present situation of mouflon game management in the Czech Republic*. International Mouflon Symposium, Sopron, Hungary, October 27-29, 2000.
- Guilhem, C., Bideau, E., Gerard, J.F., Maublanc, M.L. (2000). *Agonistic and proximity patterns in enclosed mouflon (Ovis gmelini) ewes in relation to age, reproductive status and kinship*. *Behavioural Processes*, 50: 101-112.
- Guilhem, C., Gerard, J-F., Bideau, E. (2002). *Rank acquisition through birth order in mouflon sheep (Ovis gmelini) ewes*. *Ethology*, 108: 63-73.
- Heroldová, M. (1988). *The diet of mouflon (Ovis musimon) outside the growing period 1983-1984*. *Folia Zoologica*, 37: 309-318.
- Martínez, T., Fandos, P. (1989). *Solapamiento entre la dieta de la cabra montés (Capra pyrenaica) y la del muflón (Ovis musimon)*. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16: 315-318.
- Martínez Martínez, T. (2002). *Comparison and overlap of sympatric wild ungulate diet in Cazorla, Segura and Las Villas natural park*. *Pirineos*, 157: 103-115.
- Pfeffer, P. (1967). *Le Mouflon de Corse (Ovis ammon musimon Schreber 1782): position systématique, écologie et éthologie comparées*. *Mammalia*, 31 (Suppl.): 1-262.
- Poplin, F. (1979). *Origine du mouflon de Corse dans une nouvelle perspective: par marronnage*. *Annales de Génétique et de Sélection Animale*, 11: 133-143.
- Ramanzin M., Contiero B., Nicoloso S., Fuser S., Canetti N. (2002). *Spatial Segregation and Resource Use by Alpine Chamois Rupicapra rupicapra and Mouflon Ovis orientalis musimon in an alpine area*. III World Conference on Mountain Ungulates. Saragossa (Aragon, Spain), June 10-15, 2002.
- Réale, D., Boussés, P., Chapuis, J. L. (1999). *Nursing behaviour and mother-lamb relationships in mouflon under fluctuating population densities*. *Behavioural Processes*, 47: 81-94.
- Rodríguez-Luengo, J.L. (1993). *El Muflón de Tenerife. Tesis Doctoral*. Universidad de La Laguna, Tenerife.
- Rodríguez-Luengo, J.L.; Fandos, P. & Soriguer, R. (2002). *Muflón, Ovis gmelini Pallas, 1811. pp. 334-337*. En: Palomo, L.J. & Gisbert, J. (eds.). *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – SECEM – SECEMU, Madrid.
- Sáenz de Buruaga, M.; Lucio Calero, A. & Purroy Iraizoz, F.J. (2001). *Reconocimiento de Sexo y Edad en Especies Cinegéticas. 2ª Edición*. Edilesa, León.
- Santiago-Moreno, J., González-Bulnes, A., Gómez-Brunet, A., López-Sebastián, A. (2003). *El Muflón: Caracterización Funcional y Recurso Cinegético. Monografías INIA. Serie Ganadera*. INIA, Ministerio de Ciencia y Tecnología.
- Santiago-Moreno, J., Toledano-Díaz, A., Gómez-Brunet, A., López-Sebastián, A. (2004). *El muflón europeo (Ovis orientalis musimon Schreber, 1782) en España: consideraciones históricas, filogenéticas y fisiología reproductiva*. *Galemys*, 16: 3-20.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

ÁREAS AGRÍCOLAS

Capítulo 21:

**GESTIÓN DE LA CAZA MENOR
EN ÁREAS AGRÍCOLAS**

Sebastián J. Hidalgo de Trucios y Gregorio Rocha Camarero.

*Grupo de Investigación en Recursos Cinegéticos y Biodiversidad RCB, Universidad de Extremadura.
shidalgo@unex.es.*

RESUMEN

La caza menor siempre ha estado ligada a la agricultura, dependiendo en buena parte de los recursos que ésta genera. En Andalucía, la mayor parte de los terrenos dedicados a caza menor corresponden a zonas agrícolas, generalmente dedicadas al cultivo extensivo de secano. La evolución reciente de la agricultura, bajo la influencia de la PAC, ha tenido dos tendencias, ambas de efectos negativos: por un lado la intensificación, y por otro, el abandono de las tierras de cultivo. Al margen de los problemas derivados de los cambios en los usos de la tierra, la caza menor se enfrenta a problemas graves derivados de la mala situación del conejo de monte que ha repercutido incrementando la presión de depredación y de la caza sobre otras especies. En cualquier caso, en la situación agrícola actual, la caza menor supone una alternativa importante en la frágil economía agraria. La gestión de la caza cobra especial importancia en estos medios muy degradados por el hombre. Se analizan los requerimientos de las dos principales especies de la caza menor (conejo y perdiz roja) comprobando que se pueden sintetizar en refugio y alimento. También se pone en evidencia la gran dependencia de la tórtola común respecto a los cultivos de cereal de secano. En cuanto a la gestión, en general, es mejor optar por medidas indirectas a aplicar sobre los hábitat que las directas sobre las especies, que resultan ser poco eficaces según la propia valoración de los gestores. La importancia del hábitat en la gestión reside en que de éste y de su estructura y características dependen directamente los dos principales factores que afectan a la fauna menor: el refugio y el alimento. En cualquier caso se debe tener en cuenta que una gestión tendente a incrementar la capacidad de acogida del hábitat, puede resultar inoperante si no existen unos niveles de población mínimos. En este caso se debería actuar con medidas directas que favorezcan el incremento de efectivos, previo a la aplicación de medidas de mejora de hábitat. Finalmente se enumeran las prácticas de gestión aconsejables en medios agrícolas. Estas prácticas tratan de incrementar la diversidad del hábitat y proporcionar refugio y alimento a las especies de caza y fauna asociada.

1. AGRICULTURA Y CAZA MENOR

Agricultura y caza menor constituyen un binomio indisoluble desde tiempos pretéritos. A medida que se fue desarrollando la agricultura, comenzó la paulatina domesticación de especies silvestres, algunas de ellas hasta entonces de interés sólo cinegético. La caza mayor se fue restringiendo al monte y dejó de ser la principal fuente de recursos alimenticios que ahora se obtenían de la agricultura y la ganadería. En esta etapa de la prehistoria, comienza a surgir la denominada Caza Menor como una alternativa de recursos tróficos valorados desde un punto de vista gastronómico por las calidades de sus carnes (Hidalgo de Trucios, 2004).

Este tipo de caza, que se realiza ya en esta época antigua, principalmente en el entorno de las tierras de labor, cumple además la función de mantener a raya estas especies que de otro modo causarían daños a los cultivos, llegando en algunos casos a constituirse en auténticas plagas, favorecidas por la abundancia artificial de alimento fácil. De esta forma, las principales piezas de caza menor son desde el principio especies abundantes, como el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) y la perdiz roja (*Alectoris rufa*), que se benefician de los recursos tróficos que les dispensa la propia agricultura. Por todo ello, se puede decir que una parte sustancial de la gestión cinegética en estos medios agrícolas es tácita y se basa en la propia gestión agrícola como fuente de los recursos tróficos para la fauna cinegética menor, aunque a medida que se incrementa el grado de intensificación, la agricultura comienza a dificultar otras demandas de estos animales, como por ejemplo la necesidad de refugio cercano a los lugares de alimentación.

En Andalucía, la mayor parte de terrenos cinegéticos dedicados a caza menor corresponden a los 41.341,9 km² de zonas agrícolas (Figura 1) que en esta Comunidad constituyen el 47,2% de la superficie total (de ellos, el 33,2% corresponden a superficies de secano y sólo el 7,2% a regadío). Según Guirado y Ortega (2003), los terrenos cinegéticos suponen el 81,58% de la superficie total de Andalucía, de los que el 77% de los cotos tienen como principal aprovechamiento cinegético la caza menor. Estos mismos autores remarcan la importancia de este tipo de caza en la región, indicando que el 98,89% de las piezas abatidas corresponden a especies de menor.

Figura 1. Mapa de usos de suelo de Andalucía.

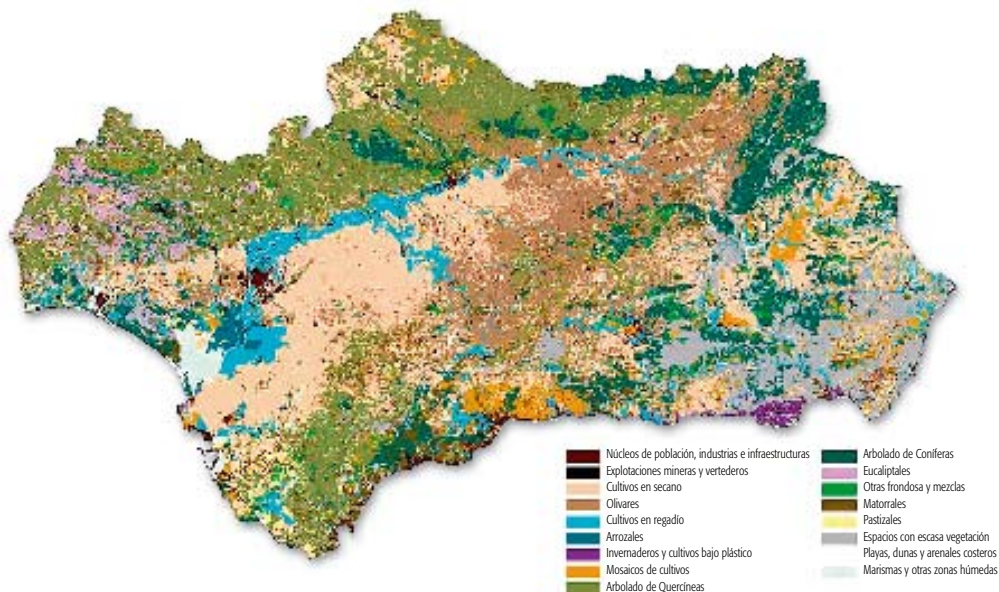
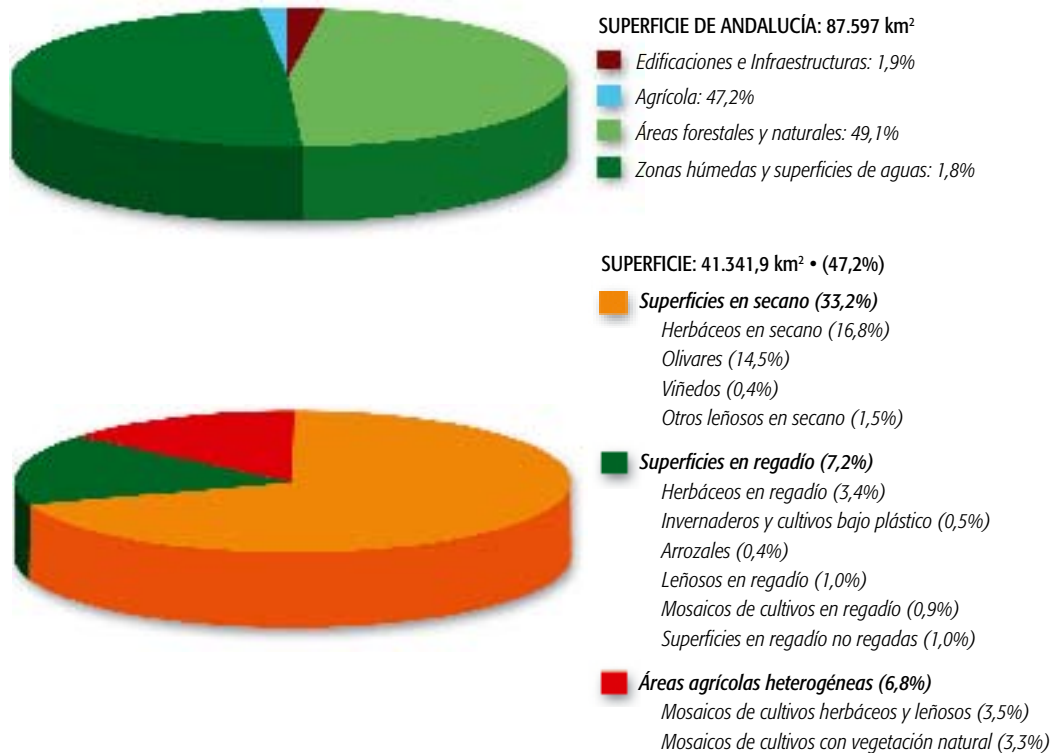


Figura 2. Reparto de usos de suelo (arriba) y de la superficie agrícola de Andalucía (abajo).



1.2. SITUACIÓN ACTUAL: LOS EFECTOS DE LA PAC

La situación de una agricultura tradicional mayoritariamente extensiva, rotacional por hojas de cultivo y con un claro predominio de los cereales (aunque alternando algunas veces con leguminosas), evolucionó, desde mediados del siglo XX hacia una intensificación (más monocultivo, mayor mecanización y más input químicos) y consecuentemente pérdida de la heterogeneidad tan beneficiosa para la fauna menor. En las últimas décadas se ha seguido modificando el territorio de forma aún más radical, con la influencia de la política agraria comunitaria, conocida familiarmente por PAC, que básicamente ha alentado la potenciación exclusiva de las zonas muy productivas y, en consecuencia, competitivas; avocando, por el contrario, al abandono de aquellas otras de baja productividad (secano tradicional) sin proporcionar ninguna alternativa para estas zonas deprimidas. Esta situación ha sido drástica y se ha producido en poco espacio de tiempo, de forma que las especies silvestres que presentaban una dependencia de los recursos alimenticios derivados de estos aprovechamientos, sobre todo en los momentos de escasez debidos a la marcada estacionalidad propia de nuestra latitud, se han encontrado sin ellos. Ello ha repercutido en un acusado descenso de la productividad y del éxito reproductivo de esta fauna menor en la última década. El problema se ha agravado al potenciar también la PAC un incremento de la carga ganadera con el pago de primas por cabezas, ya que se ha llegado en muchos casos a una situación de sobre-pastoreo con la consiguiente repercusión en una aún menor disponibilidad de alimento en época de cría para las especies de caza y silvestres con dependencia de estos medios.

Resumiendo, el resultado final de la evolución agrícola en estos últimos años se traduce en dos tendencias, ambas negativas para las especies de fauna menor que habitan estos agrosistemas: por un lado una intensificación con una

agricultura más agresiva y tóxica, y por otro, un abandono de los cultivos tradicionales mayoritarios de cereales de secano. Esta problemática que, por supuesto, afecta también, como se ha indicado, a la restante fauna menor sin interés cinegético, pero de gran importancia desde la perspectiva de la biodiversidad, ha hecho que recientemente (reforma de la PAC de 2003) se haya replanteado el tema de las subvenciones, intentando fomentar y recuperar determinados usos agrícolas por su importancia desde el punto de vista ecológico en el mantenimiento de unos valores naturales, apareciendo nuevas fórmulas en la PAC como la denominada "ecocondicionalidad" que supedita la obtención de subvenciones al mantenimiento de unas prácticas sostenibles.

De cualquier forma, estas ayudas directas, según indica la propia Unión Europea (<http://europa.eu.int/scadplus/leg/es/lvb/11089.htm>), pueden mantenerse hasta 2012, ateniéndose a ciertos criterios de ecocondicionalidad, pero se irán reduciendo progresivamente. Además, la reforma de la PAC de 2003 sigue manteniendo como objetivo prioritario el incremento de la competitividad (http://europa.eu.int/comm/agriculture/capreform/com554/index_es.htm), lo que diluye la efectividad del pretendido enfoque de estímulo de respeto al medio ambiente mediante los pagos por usos compatibles.

1.3. OTROS PROBLEMAS DE LA CAZA MENOR

Si las especies de caza menor, en general, han acusado los cambios en los usos de la tierra, a ello hay que sumar el efecto negativo adicional de soportar una mayor presión de depredación y caza como consecuencia de los problemas del conejo, que ha disminuido drásticamente sus niveles poblacionales desde la aparición de la mixomatosis y, especialmente en el último cuarto de siglo, como efecto de los problemas patológicos adicionales debidos a la NHV.

El conejo, es una especie presa, crucial en estos agrosistemas, por su abundancia y características intrínsecas, ya que se trata de un consumidor fitófago extremadamente eficiente (gracias a la cecotofia o doble paso del alimento por el tracto digestivo) y que presenta una alta productividad, lo que unido a su tamaño de poco más de un kilo (una buena ración de biomasa para un depredador medio), le ha hecho convertirse, a lo largo de su historia biológica, en recurso principal en la dieta de multitud de depredadores tanto generalistas como, más aún, especialistas. Del mismo modo, es una de las piezas básicas (si no la principal) de la caza menor. Se puede decir que tradicionalmente, ha actuado como especie tampón, amortiguando las presiones de depredación y caza de otras especies como, por ejemplo, la perdiz roja. Consecuentemente, la disminución y, en ocasiones, desaparición de sus poblaciones por los problemas patológicos que atraviesa, ha incrementado el impacto de depredación y caza sobre otras especies, lo que unido a los cambios en los usos agrícolas (especialmente el descenso constatado en el cultivo de cereal) ha resultado desastroso para éstas.

Así, a la escasez de conejos por las enfermedades se ha sumado el descenso de las poblaciones de perdiz roja y de la caza menor en general, quizá con la única excepción de la liebre, que se ha mantenido e incluso incrementado en algunos lugares. Estos problemas de escasez se han tratado de resolver por la vía rápida, recurriendo a soluciones instantáneas, en forma de repoblaciones o, más exactamente, sueltas de efectivos procedentes de granjas, de dudosa genética en muchos casos. Estas medidas de hipotética recuperación, lejos de solucionar los problemas de escasez, los han agravado, introduciendo nuevos factores de riesgo de difícil solución. En el caso del conejo, y al margen de la suelta de ejemplares híbridos de menor variabilidad genética y en consecuencia peor preparados para superar los problemas patológicos, se han introducido con ellos nuevas cepas de los virus con el consiguiente estrago y retraso en la recuperación. En el de la perdiz roja, su identidad genética está, en la actualidad, gravemente amenazada por la liberación masiva de híbridos con perdiz chukar (*Alectoris chukar*), procedentes de granja. Este cruce está produciendo una introgresión de difícil control, ya que

esta especie, originaria de Asia, es fenotípicamente de mayor tamaño y alcanza mayor éxito reproductivo que nuestra perdiz autóctona, por lo que acaba imponiéndose en una competencia claramente desleal.

Por otra parte, también se ha querido combatir la escasez, eliminando competidores, es decir, recurriendo al llamado control de depredadores, pensando que con ello se favorecía a las poblaciones presa. Vaya por delante, que en muchas situaciones de desequilibrio, un control selectivo de depredadores se hace justo y necesario, pero siempre debe actuarse partiendo de un conocimiento científico de la situación, o por el contrario los resultados serán contraproducentes. En el caso del conejo, los depredadores actúan como una eficiente policía sanitaria, eliminando a los primeros síntomas los individuos enfermos y cadáveres, y evitando así una fácil y rápida propagación. En otros casos, la eliminación de depredadores territoriales bien asentados favorece la irrupción en la misma zona de un mayor número de individuos de menor rango jerárquico (Ballesteros, 1998).

1.4. IMPORTANCIA DE LA CAZA MENOR COMO ALTERNATIVA ECONÓMICA

Así las cosas, con el declive de la agricultura extensiva en el panorama político económico comunitario, y la consecuente pérdida progresiva de valor de las explotaciones agroganaderas, cada vez se hace más patente la importancia de los aprovechamientos cinegéticos como una alternativa económica sólida y sostenible, siempre que se establezca una gestión racional, basada principalmente en las mejoras del hábitat. En efecto, la explotación racional de un coto de caza menor puede generar importantes ingresos, necesarios para compensar la frágil balanza de la economía agraria tradicional. De esta forma, la explotación de la actividad cinegética se está convirtiendo en uno de los principales activos de las propiedades agrícolas.

Por otra parte, también es reconocido el valor de la caza como actividad generadora de renta y empleo en el medio rural. Estas poblaciones están, generalmente, deprimidas desde el punto de vista socio-económico y se buscan alternativas como la caza, el turismo cinegético, rural y de Naturaleza, actividades fácilmente compatibles entre sí, para revitalizar este mundo rural. No hemos encontrado datos económicos fiables relativos a la economía de la caza en Andalucía, salvo grandes cifras, más bien estimaciones del volumen global de dinero que mueve la actividad cinegética en general. González Arenas *et al.* (2004), a sabiendas del riesgo inherente a este tipo de cálculos, arriesgan la cifra de casi 157 millones de euros al año como volumen de dinero que mueve la caza (mayor y menor) para Andalucía en su conjunto y algo más de 1.200 millones de euros para el total de España. Por todo ello, la caza constituye un recurso renovable que puede contribuir al desarrollo económico de Andalucía y sobre todo de las comarcas menos desarrolladas (Guirado y Ortega, 2003).

2. GESTIÓN EN MEDIOS AGRÍCOLAS

La Gestión de la caza cobra especial importancia en estos medios muy modificados por el hombre, correspondientes, en general, a una etapa más o menos última, de la degradación del bosque esclerófilo perennifolio mediterráneo. En un extremo, de hipotética máxima degradación, están las estepas, o mejor dicho, las pseudoestepas cerealistas, y en el otro, de menor degradación, las dehesas arboladas. Se trata de medios muy degradados por acción del hombre pero que, por sus características, pueden albergar paradójicamente comunidades faunísticas de especial interés. Este es el caso más extremo de las comunidades orníticas esteparias, con la avutarda como especie más representativa (Hidalgo de Trucios y Carranza, 1990), que ocupan sistemas pseudoesteparios en la etapa final de la degradación del bosque mediterráneo.

En medios agrícolas completamente deforestados como las pseudoestepas cerealistas, encontramos especies cinegéticas totalmente adaptadas, como la liebre ibérica (*Lepus granatensis*), que suplen la carencia de refugios con estrategias antidepredatorias basadas en la cripticidad y la capacidad de huida. Esto ha propiciado también una caza tradicional muy especializada, que utiliza una raza seleccionada de perros, que es la caza con galgos.

Este tipo de terrenos agrícolas extensivos, donde se incluyen las pseudoestepas cerealistas y las dehesas arboladas, constituyen la inmensa mayoría de áreas donde se práctica la caza, especialmente la menor, y por su extensión albergan la mayor parte de los efectivos de fauna silvestre en nuestros campos y, en consecuencia, constituyen un claro objetivo no sólo para la gestión cinegética, sino para la conservación.

Los cultivos intensivos, que aunque con menor superficie, pueden albergar ciertos contingentes de fauna menor, presentan características intrínsecas que les hacen bastante incompatibles con la aplicación de unas buenas prácticas de gestión.

Para ilustrar la importancia del mantenimiento de unas prácticas agrícolas tradicionales como principal medida de gestión en medios agrícolas extensivos, expondremos a continuación dos ejemplos, uno con el conejo de monte y la perdiz roja, y otro aplicable a la tórtola común.

2.1. NECESIDADES DEL CONEJO Y LA PERDIZ EN MEDIOS AGRÍCOLAS

El conejo de monte y la perdiz roja constituyen las dos especies reinas de la caza menor en la península Ibérica. Los problemas patológicos del conejo han conducido a un descenso drástico de sus poblaciones, e indirectamente han afectado a otras especies de caza menor (Hidalgo de Trucios, 2004), como la perdiz roja. En efecto, el conejo, por su abundancia, ejercía un efecto tampón amortiguando la presión de depredación y caza sobre otras especies presa, pero al descender drásticamente sus efectivos, esta presión se ha redirigido hacia otras especies más sensibles. No obstante, conejo y perdiz son especies abundantes en aquellos acotados donde se realiza una gestión adecuada del medio agrícola. La importancia de dicha gestión radica en los siguientes puntos:

- Aumenta la productividad de las especies, al proporcionar los medios necesarios para llevar a efecto la reproducción con éxito.
- Se regula la mortalidad, al proporcionar zonas de refugio para reducir la depredación.
- Se incrementa la biodiversidad en general.

Esta buena gestión se traduce en una serie de mejoras del medio agrícola, que básicamente se resumen en:

- Favorecer zonas de refugio y de reproducción y cría: existencia de cobertura de matorral (y/o de herbáceas) con altura y porte suficiente, que sirva de refugio y biotopos reproductivos a las especies de caza menor y resto de fauna asociada.
- Proporcionar zonas de alimentación y agua:
 - Vegetación en crecimiento, especialmente gramíneas para expresar su potencial reproductivo
 - Cultivos de cereales, especialmente trigo (17% de proteínas) y cebada (11% de proteínas), que proporcionan alimento de primera calidad en invierno y primavera, y alimento y refugio (rastrojo) en verano.

- Habilitación de comederos artificiales (diversos modelos), preferentemente los dotados de sistemas de protección frente a depredadores terrestres y aéreos (véase fotografía).
- Habilitación de charcas y bebederos o abrevaderos artificiales.



Fotografía 1 izquierda: comedero de tolva, con parte posterior de bebedero protegido con valla (S. Mayoral); derecha: comedero para grano o pienso granulado protegido por una pequeña malla metálica.

Por otra parte, existen fincas o partes de fincas con tradición secular como tierras de cultivo cerealista o de secano, en general, que ha sido recientemente abandonadas y se encuentran en etapas iniciales de la sucesión, caracterizadas por una cobertura herbosa o arbustiva continua, que las hacen poco o nada propicias para albergar la diversidad faunística generada cuando se trataba de tierras que proporcionaban recursos procedentes de los cultivos. En estos casos, sería deseable la recuperación, al menos en parte, de los usos tradicionales, lo que redundaría en una mejora de las condiciones para la proliferación de la fauna silvestre.

En estos casos lo recomendable sería la habilitación de pequeñas parcelas de cultivo y de desbroce en viejas zonas de cultivo abandonadas:

- Tamaño ideal entre 60 y 100 m de anchura
- Formas sinuosas
- Próximas a zonas de refugio (100 m) y de madrigueras a 50-100 m
- Es más beneficioso el manejo tradicional del laboreo anual
- Parcelas con cereal y en medio parcelas con barbecho



Fotografía 2. Pequeñas parcelas de desbroce y cultivo y puntos de agua, realizados en zona de monte bajo que antiguamente estaba dedicada al cultivo.

2.2. LA TÓRTOLA COMÚN Y SU DEPENDENCIA DE LA AGRICULTURA TRADICIONAL

Existen claras evidencias de un declive de algunas de las más importantes poblaciones reproductoras de la tórtola común. Este es el caso de la península Ibérica, donde a través de las capturas estandarizadas de los roleiros (cazadores mediante redes que practicaban esta caza tradicional al norte de Portugal, cerca de Oporto) se puede apreciar un claro descenso en las capturas en las últimas décadas (Rocha & Hidalgo de Trucios, 2002). Otra evidencia surge de la comparación de capturas

cinéticas estandarizadas por cazador y día en un área de Extremadura tomadas de Fernández y Camacho en 1989 y, en la misma zona, una década después a partir de datos propios, apreciándose un notable descenso desde casi diez tórtolas por cazador y día a finales de los ochenta a menos de cuatro al final de los noventa. Este declive está relacionado (Rocha & Hidalgo de Trucios, 2002) con un notable descenso en el cultivo de cereal debido a las políticas agrarias europeas. De hecho existe una clara correlación positiva y significativa entre una mayor superficie dedicada al cultivo de cereal y una mayor densidad de nidos.

El cereal constituye una fuente de alimento determinante en el momento de la cría, pero a la llegada a los hábitats de reproducción, el alimento disponible corresponde a semillas de plantas silvestres, generalmente ruderales, lo que hace que aquellos campos sometidos al tratamiento con herbicidas presenten menores índices de abundancia y menor densidad de nidos que aquellos no tratados (Rocha & Hidalgo de Trucios, 2002). En Extremadura el principal hábitat de anidamiento lo constituye la dehesa, siendo la encina el soporte de nidificación mayoritariamente usado. Sin embargo, en medios agrícolas desarbolados (caso de la mayor parte del centro y norte de la Península, así como una parte importante de la superficie cultivada de Extremadura), cobra especial importancia la existencia de setos y linderos arbolados, que proveen de biotopos con soportes para la nidificación. Estos pequeños oasis lineales de vegetación natural tienen una gran importancia como elemento de protección y hábitat de cría para numerosas especies de aves (cinéticas o no) y para otras tantas de mamíferos.

2.3. VALORACIÓN DE LAS MEDIDAS DE GESTIÓN

Un reciente estudio de nuestro equipo, sobre las diferentes medidas que se están aplicando por parte de los gestores en la recuperación del conejo silvestre, pone en evidencia la necesidad de una valoración de su eficacia (Hidalgo de Trucios *et al.*, 2004). Así, los propios gestores ponderan la efectividad de las medidas que están aplicando, poniendo de relieve la importancia de las medidas indirectas frente a las directas. En efecto, el balance respecto a utilidad, resulta positivo en el caso de medidas indirectas de actuación sobre el hábitat, tales como la aportación de alimento y agua mediante comederos y bebederos, y la facilitación de refugios, instalando vivares o proporcionando estructuras de defensa frente a depredadores como son los "tarameros", creados con los desbroces del arbolado, que pueden disponerse en acúmulos (fotografía 3) o, en menor cantidad, alrededor de los propios troncos de los árboles. Sin embargo, las medidas de aplicación directa sobre la especie como vacunación o repoblaciones son valoradas como poco útiles.



Fotografía 3. Las taramas procedentes de la poda o desbroce pueden constituir un económico y magnífico refugio frente a los depredadores para conejos y perdices.

Por otra parte, el repertorio de medidas aplicables en la gestión cinegética puede verse limitado o condicionado cuando la propiedad de la tierra no recae sobre la propia gestión cinegética. Estas circunstancias suelen ser usuales en el caso de las sociedades locales, que gestionan la caza en terrenos privados, cuyos propietarios, hacen cesión de su aprovechamiento cinegético. La consecuencia es inevitable: aunque generalmente este tipo de sociedades de cazadores locales están concienciados de la necesidad de una buena gestión, los esfuerzos e inversión económica se tienen

que destinar a medidas de tipo directo, menos eficaces y en ocasiones inadecuadas, ya que no pueden gestionar el hábitat, cuyos propietarios explotan con fines exclusivamente agroganaderos.

Además del control de depredadores (realizado por métodos selectivos), necesario sólo en el caso de desequilibrios que favorecen la proliferación de depredadores generalistas (imprescindible un análisis previo de la situación real, p.e.: mediante trampeo fotográfico), se hace cada vez mas esencial el control de una especie de caza mayor, como el jabalí, que últimamente está proliferando de forma descontrolada, especialmente en las áreas agrícolas, y que puede mermar enormemente la productividad de las principales especies de la caza menor.

El control de depredadores es, de hecho, la medida más usada por los acotados para tratar de recuperar el conejo silvestre y la caza menor en general, pero los mismos gestores la valoran como poco eficaz (Hidalgo de Trucios *et al.*, 2004). Dicha medida se suele aplicar de forma indiscriminada y resulta contraproducente en la mayoría de los casos, al favorecer la proliferación de individuos de rango inferior en el territorio ocupado previamente por un solo adulto pero jerarca superior (Ballesteros, 1998) como ya indicamos con anterioridad.

Tampoco se debe olvidar el importante papel que los depredadores ejercen como policía sanitaria, eliminando rápidamente individuos enfermos y evitando de esta manera la rápida propagación de las enfermedades. Este papel cobra especial importancia en la situación actual del conejo.

3. PAUTAS DE GESTIÓN RECOMENDABLES EN MEDIOS AGRÍCOLAS

Como hemos visto en el apartado anterior, resultan más eficaces las acciones indirectas, o dicho de otra forma, las que se aplican sobre el hábitat. En este sentido, y como principio general aplicable a la gestión cinegética globalmente entendida, se debe tender a mantener una alta heterogeneidad estructural en el hábitat (González y San Miguel, 2004). Esto cobra especial importancia en los medios agrícolas que, por su idiosincrasia, siempre evolucionan hacia una homogeneización.

Las principales necesidades de las especies de caza menor se pueden sintetizar en dos factores: refugio y alimento. Ambos tienen una estrecha relación con el hábitat y su estructura, básicamente conformada por la vegetación. Así, el refugio (ampliamente entendido como defensa frente a depredadores y lugar de cría) depende en buena medida de la existencia de una vegetación leñosa (arbórea y arbustiva), y el alimento, por el contrario, se suele relacionar con espacios abiertos con vegetación herbácea (cultivada o no). De cualquier forma las intervenciones en el hábitat, en cuanto a refugio y alimento, para mejorar su capacidad de acogida, pueden resultar estériles cuando los niveles poblacionales de las especies a gestionar están por debajo de unos umbrales mínimos. En estos casos si están indicadas medidas de recuperación de tipo directo, para que sean eficaces es necesaria una correcta aplicación de las mismas.

A la vista de todo lo anterior, se consideran buenas prácticas de gestión, en el caso de terrenos cinegéticos ubicados en áreas agrícolas, las que siguen:

- Realizar prácticas agrícolas cerealistas extensivas. Dentro de ellas, los clásicos sistemas rotacionales de barbecho por hojas posibilitan la existencia de un mosaico paisajístico muy heterogéneo y necesario.
- Aportar cultivos específicos para la caza y fauna asociada (parcelas de siembras de tamaño pequeño, forma sinuosa y próximas a las zonas de refugio).

- Proporcionar comederos y bebederos artificiales para suministro de alimento y agua, especialmente en épocas desfavorables.
- Favorecer la existencia en zonas marginales de los cultivos, bordes de caminos, cañadas, etcétera, de cobertura de matorral y vegetación ruderal con altura y porte suficiente, que sirvan de refugio a las especies de caza menor y resto de fauna asociada.
- Favorecer la existencia de setos y linderos arbolados y de pequeños bosquetes de galería en los cursos fluviales que provean de lugares de cría y nidificación.
- En el caso de especies de interés especial, como el conejo, sobre todo en zonas de suelos difícilmente excavables, resulta una gran ayuda para la especie proporcionar vivares artificiales (a partir de majanos de piedra, palés, etcétera).
- En dehesas y áreas agrícolas que aún presentan arbolado, conviene conservar el matorral que se forma en la base de los árboles, o en su defecto, construir refugios en forma de pequeños entaramados a partir del material procedente de las propias podas.
- Establecer procedimientos de auto-restricción o cupos de capturas en función de los parámetros demográficos de las distintas especies.
- Establecer zonas de reserva, excluidas de las prácticas cinegéticas, pensadas para la cría y desarrollo o regeneración de las poblaciones locales de especies cinegéticas.
- Recuperar viejas zonas de cultivo abandonadas mediante la habilitación de pequeñas parcelas de cultivo y de desbroce respetando zonas de refugio alrededor.
- Respetar el papel de los depredadores como policía sanitaria, y sólo en casos de flagrante desequilibrio recurrir a su control selectivo, pero siempre desde un conocimiento de la situación existente y para evitar agravar la situación.
- Velar por la conservación de la identidad genética de la fauna cinegética menor ya que es garantía de capacidad de supervivencia en caso de condiciones adversas.

Todo lo antedicho se sustenta, en la realización de una gestión mantenida y basada en una planificación previa de todas las actuaciones.



4. BIBLIOGRAFÍA

- Ballesteros, F., 1998. *Las especies de caza en España. Biología, Ecología y Conservación*. Estudio y Gestión del Medio, Colección Técnica. Oviedo. 316 pp.
- González Arenas, J., L. M. Arias de Reyna y P. Ruiz Avilés, 2004. *La Actividad Cínegética en Córdoba*. Edita Diputación de Córdoba. 127 pp.
- González, L. M. y A. San Miguel (Coords.), 2004. *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 327 pp.
- Guirado, J. y Ortega, F., 2003. *La caza como actividad de desarrollo sostenible*. Medio Ambiente, nº 41: Monográficos 16. http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/revistama/revista_ma41/ma41_2.html.
- Hidalgo de Trucios, S. J. y J. Carranza, 1990. *Ecología y Comportamiento de la Avutarda (Otis tarda L.)*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura. 254 pp.



Codorniz.

- Hidalgo de Trucios, S. J., 2004. *Evolución de la caza desde la prehistoria hasta nuestros días*. En: La caza como recurso económico y turístico. Editado por el Centro de Desarrollo Rural Campiña Sur. pp. 98-117.
- Hidalgo de Trucios, S. J., 2004. *Recuperar el Conejo de Monte en Extremadura*. Foresta, nº 27: 224-229.
- Hidalgo de Trucios, S. J., Serrano Pérez S. & Rocha Camarero G., 2004. *Análisis de las medidas aplicadas para la recuperación del Conejo de Monte en Extremadura*. En: Gestión Cinegética y Desarrollo Rural. Editado por el Centro de Desarrollo Rural Campiña Sur. pp. 153-163 ISBN: 84-688-8491-X.
- Rocha, G. & Hidalgo de Trucios, S. J., 2002. *La Tórtola Común Streptopelia turtur. Análisis de los factores que afectan a su status*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura. 198 pp.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

ÁREAS AGRÍCOLAS

Capítulo 22:

GESTIÓN DE LA PERDIZ

Javier Viñuela.

Javier.Vinuela@uclm.es.

1. INTRODUCCIÓN

La actividad cinegética es uno de los motores de la economía de muchas áreas rurales en Europa, y en concreto en España; su papel generador de riqueza va posiblemente en aumento durante las últimas décadas (Martínez *et al.* 2002). De entre las especies cinegéticas de España destaca la perdiz roja (*Alectoris rufa*), cuya caza constituye una de las actividades económicas más importantes en multitud de áreas rurales de nuestro país (APROCA 1998; Lucio 1998; Bernabeu 2000), y tiene un arraigo cultural y social único (Delibes 1963, 1988). A este valor social y económico se añade un valor ecológico y conservacionista, ya que la perdiz roja es una de las especies de aves más típicas de los ambientes mediterráneos de la península Ibérica, centro y casi reducto exclusivo de sus poblaciones naturales, junto con el sur de Francia y el noroeste de Italia (Cramp y Simmons 1980). Además, la perdiz roja es, junto al conejo de monte, presa clave de la mayoría de los depredadores vertebrados ibéricos de ambientes mediterráneos (Delibes e Hiraldo, 1981; Calderón 1983), incluyendo varias especies endémicas y/o amenazadas.

Sin embargo, y desgraciadamente, las poblaciones silvestres de perdiz roja han sufrido una marcada regresión en las últimas décadas en prácticamente toda su área de distribución (Cramp y Simons 1980; Potts 1980, ONC 1986, Aebischer y Potts 1994), incluida España (Rueda *et al.* 1992), hasta el punto de ser considerada actualmente especie con estatus de conservación "Vulnerable" a nivel mundial (Aebischer y Potts 1994). Esta situación es realmente paradójica puesto que se trata de una especie cinegética cuyas capturas se encuentran en el rango de millones de ejemplares al año. Las causas de esta regresión no están claras, pero muy posiblemente sean múltiples y entre ellas se han apuntado: alteraciones del hábitat, en especial los cambios ocurridos en los modelos de gestión agraria en las últimas décadas, patologías, introgresiones genéticas causadas por las sueltas de perdiz de granja, depredación y sobrecaza.

En vista de esta situación, el mundo cinegético, tanto para mantener poblaciones cazables como para incrementar el rendimiento económico de las explotaciones cinegéticas, ha recurrido a las repoblaciones como una herramienta de gestión habitual. En el caso de la perdiz, habitualmente se emplean para repoblar animales de granja, que en muchos casos podrían ser híbridos entre perdiz roja y perdiz griega (*A. graeca*) o chukar (*A. Chukar*), debido a su elevada productividad en cautividad, y a que en su segunda generación de cría son prácticamente indistinguibles por rasgos externos de la auténtica perdiz roja (Tapper 1999; Millán *et al.* 2001). Este negocio ha alcanzado un volumen impresionante, estimado en



Perdiz roja.

más de cuatro millones de perdices de granja liberadas cada año en el país, un número elevado si se considera que poco más de 4 millones es el número estimado de piezas cobradas en los últimos años (Tejedor *et al.* 1999, Gortázar *et al.* 2000, Baragaño y Otero 2001). Paradójicamente, esta liberación masiva de perdices no sólo no ha contribuido a una recuperación de las poblaciones naturales de perdiz roja, sino que se sospecha que la introducción de estos ejemplares incluso ha podido agravar la situación de las poblaciones silvestres (Dowell 1992).

La depredación se asume generalmente desde el sector más implicado en la gestión y aprovechamiento de los recursos cinegéticos en nuestro país, como una de las causas principales de la escasez de perdiz (Franzmann 1993; Villafuerte *et al.* 1998), a pesar de que son prácticamente inexistentes los estudios que muestren una relación causa-efecto. Como consecuencia, es una práctica frecuente someter a las poblaciones de depredadores a un control intenso, muchas veces de forma ilegal, y a menudo con métodos no selectivos, como el veneno, que afecta de forma importante a determinadas especies, hasta el punto de que éste puede considerarse el problema más grave de conservación de varios depredadores en peligro de extinción, como el Águila Imperial ibérica (*Aquila adalberti*, González 1996, Mañosa 2002) o el Milano Real (Villafuerte *et al.* 1998). La única solución estable a este problema pasa por una mejora de la situación de las poblaciones de especies de caza menor del país (Viñuela y Villafuerte 2003). Es cierto que el control de predadores puede suponer en algunos casos una ventaja para las especies cinegéticas, como han descrito Tapper *et al.* (1996), pero en otros puede determinar no sólo la disminución de predadores “no culpables” (Villafuerte *et al.* 1998) sino también la extinción de especies y, en cualquier caso, provocar un desequilibrio de los ecosistemas naturales (ver revisión de Coté y Sutherland, 1997).

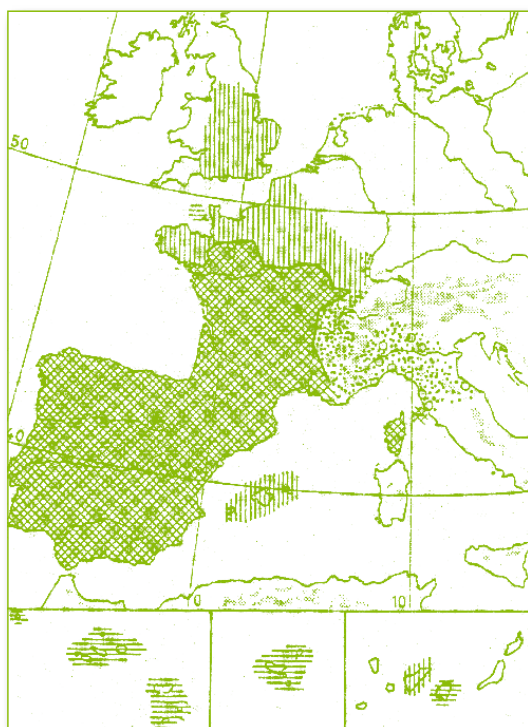
En definitiva, podemos resumir la situación actual como grave, tanto desde el punto de vista de la explotación cinegética de la perdiz y la conservación de sus poblaciones silvestres, como desde el punto de vista de los efectos indirectos que este problema puede tener para la conservación de depredadores. Por tanto, toda medida encaminada a recuperar sus poblaciones silvestres debe ser considerada prioritaria. A menudo, en el mundo cinegético se tiende a centrar los esfuerzos de gestión para esta especie en aspectos concretos, como el control de depredadores o el aporte de comederos y bebederos. Es importante comprender que una buena gestión de perdiz roja debe enfocarse desde un punto de vista integral y puede necesitarse una combinación de varias medidas de gestión (manejo del hábitat, control de la presión cinegética, control de predadores, agua y alimento suplementario) a lo largo de varios años para conseguir mantener altas densidades a largo plazo (Borralho *et al.* 2000).

2. DISTRIBUCIÓN Y HABITAT DE LA PERDIZ ROJA. EL PAPEL DE LA DEHESA

Originalmente, la perdiz roja ocupaba la península Ibérica, el centro y sur de Francia, el noroeste de Italia, y algunas islas Mediterráneas, aunque en el pasado la especie parece que alcanzó de forma natural latitudes más norteñas, probablemente hasta el sur de Alemania (Cramp & Simmons 1980, Calderón 1983, Baragaño & Otero 2001; Figura 1). Se han realizado

introducciones exitosas de perdiz roja en el Reino Unido, las islas Azores, Madeira y Canarias (aunque, según Baragaño & Otero 2001, hay dudas sobre hasta qué punto pudieron existir poblaciones naturales en algunas de estas islas; Figura 1), y más recientemente en el norte de Francia. Sin embargo, los intentos de introducción en otros lugares de Europa Central o América han resultado fracasados.

Dentro de su distribución original, la perdiz roja puede considerarse como una especie altamente adaptable, que puede encontrarse desde en áreas esteparias semi-desérticas del sureste de España hasta en bosques abiertos del norte, y desde el nivel del mar hasta zonas de montaña hasta los 1500 m de altitud (Cramp & Simmons 1980, Lucio 1997b). Es básicamente una especie de áreas abiertas que, en este sentido, podría encajar dentro del grupo conocido, popularmente, como "aves esteparias", tendiendo a seleccionar hábitats que incluyan una combinación de medios bien cubiertos de vegetación, que actúan como refugio, con medios más abiertos como áreas de alimentación.



Los hábitats óptimos, donde se alcanzan las máximas densidades naturales, son los paisajes agrícolas diversificados, en particular aquellos que incluyen cultivos de cereal y manchas de monte bajo, con clima mediterráneo típico, caracterizado por precipitaciones escasas en primavera y verano (Lucio 1991, Lucio & Purroy 1987, 1992, Aguiar *et al.* 2001a). Un papel positivo similar de los paisajes diversificados que incluyan cultivos, monte y pastizales también ha sido identificado en Francia (Berger 1984, 1987, Cheylan 1979, García *et al.* 1983, Lartiges & Mallet 1983, Gaudin & Ricci 1987, Reudet 1992).

Figura 1. Distribución actual de la perdiz roja, tomada de Baragaño & Otero 2001. La trama cuadrada y el punteado corresponden al área de distribución generalmente admitida como autóctona de la especie. El punteado indica que los límites no son claros. Los círculos vacíos señalan localidades italianas donde existe actualmente. El rayado vertical indica las áreas donde parece seguro que la especie fue introducida recientemente (después de su extinción en el siglo XIX o comienzos del XX en el caso del norte de Francia), y la horizontal aquellas zonas donde no existe seguridad al respecto.

Un factor limitante de la distribución y abundancia de esta especie particularmente relevante es el clima. Por ejemplo, la perdiz roja es particularmente abundante en las áreas mediterráneas secas y soleadas con inviernos benignos de Francia, haciéndose más escasa en áreas con clima atlántico o continental (Geroudet 1955, Novoa 1984). Igualmente, las poblaciones silvestres del Reino Unido están presentes sólo en las áreas más secas y cálidas del este de Inglaterra (Tapper 1999), y las tasas medias de supervivencia de pollos están correlacionadas positivamente con las temperaturas de verano altas (Green 1984a). No obstante, en las áreas típicamente mediterráneas óptimas para la especie, las sequías estivales también pueden constituir un factor limitante, hasta el punto de que la distribución de bebederos puede afectar la distribución y abundancia natural de perdices rojas, como se ha demostrado en Portugal (Borrallho *et al.* 1998).

Por otra parte, los requerimientos ecológicos de la perdiz roja varían de forma notable a lo largo de ciclo anual. Durante la temporada de cría, seleccionan áreas de monte, pastizales y cultivos con suficiente vegetación para ocultar los nidos, pero a menudo, cerca de áreas más abiertas; mientras, seleccionan positivamente áreas con mayor cobertura de matorral en otoño e invierno, probablemente como respuestas a la actividad cinegética (Aubineau, 1980, Farthouat 1983, Rands 1987, Berger 1987, Ricci *et al.* 1990, Brun 1991, Peiró 1992, Peiró *et al.* 1993; Lucio 1998, Nadal 1998). La calidad del hábitat de nidificación es un importante factor determinante del éxito reproductivo en esta especie (Ricci 1985, 2001, Rands 1988).

En definitiva, la perdiz roja puede considerarse una especie altamente adaptable a una amplia diversidad de hábitats en las zonas con clima mediterráneo típico de la península Ibérica. Ahora bien, si hay un hábitat que esta especie evita, ese es el forestal, y por tanto el bosque mediterráneo cerrado no sería un medio adecuado para la especie. En este sentido, las dehesas en general, pueden considerarse un hábitat subóptimo para esta galliforme. Ahora bien, el amplio término “dehesa” engloba formaciones vegetales muy variadas, y las densidades de perdiz en estos medios subóptimos puede estar muy afectada por el grado de aclarado forestal, cobertura arbustiva y uso agrario. De hecho, dado que es un hábitat relativamente poco importante para esta especie, los estudios científicos sobre la ecología o comportamiento de la perdiz en las dehesas son prácticamente inexistentes, por lo que las recomendaciones de gestión en este hábitat han de estar por fuerza basadas en extrapolaciones a partir de la información obtenida en hábitats más favorables, básicamente en agrosistemas.

Por otra parte, las dehesas constituyen la formación vegetal más ampliamente distribuida en distintas zonas del país, en particular el suroeste de España, incluyendo buena parte de Andalucía. Por tanto, aunque las densidades de perdiz en este medio sean relativamente bajas, globalmente la dehesa constituye un hábitat de primordial importancia para la conservación de esta especie. Pero el papel de las dehesas en su conservación y gestión podría ir aún más allá, dados los problemas esbozados anteriormente al respecto, y que a continuación trataremos en más detalle. Por ejemplo, las poblaciones perdiceras han estado notablemente afectadas en las últimas décadas por las notables reformas ocurridas en la gestión agrícola; sin embargo, esta actividad posiblemente ha actuado en menor medida en las dehesas, donde los usos agrícolas son a menudo inexistentes o secundarios. Igualmente, en las zonas donde la perdiz alcanza mayores densidades, en particular los medios agrícolas de Castilla-La Mancha, y por tanto, donde su caza alcanza mayor importancia económica, es donde se han realizado sueltas de perdiz de granja a mayor escala. Es precisamente en estas zonas con altas densidad de perdiz donde, en consecuencia, la integridad genética de la especie o la viabilidad de las poblaciones silvestres puede estar más comprometida, como así indican los primeros análisis genéticos poblacionales realizados hasta el momento. En este sentido, las poblaciones de perdiz más marginales, como las que ocupan las dehesas, pueden estar ya constituyendo un valiosísimo reservorio de perdiz roja pura y silvestre.

3. GESTIÓN DE PERDIZ ROJA EN LA DEHESA: PRESIÓN CINEGÉTICA

La perdiz roja es una especie muy sensible a la sobreexplotación cinegética, y quizás lo ocurrido las últimas décadas en Portugal sea el caso más ilustrativo. Entre 1974 y 1988, a raíz de la “Revolución de los Claveles”, la gran mayoría de la superficie del país se convirtió en terreno libre de caza (esto es, sin coto), de forma que los cazadores podían cazar

prácticamente donde quisieran, con la única limitación de un cupo máximo de piezas por día, pero ningún tipo de cupo para toda la temporada de caza, o en función de la superficie de terreno. Esta situación produjo una clara sobrecaza de las poblaciones de esta especie, que la llevó a una situación crítica (Ramalho *et al.* 1996, Borralho *et al.* 1997). Desde 1988 una nueva ley promovió el establecimiento de cotos sociales o privados, así como incentivos para la gestión y mantenimiento de caza sostenible en estos acotados. Desde dicha fecha, se fueron estableciendo progresivamente los acotados, y en 1996 alrededor del 30 % de la superficie del país se encontraba ya dentro de esa figura (Borralho *et al.* 1997). Esta nueva situación legal probablemente ha permitido una recuperación parcial de las poblaciones portuguesas de perdiz en los últimos años (Borralho *et al.* 1997, 2000, Tavares *et al.* 1998).

Las poblaciones silvestres de perdiz roja sufren fuertes fluctuaciones interanuales, debidas básicamente a factores climáticos que afectan a la productividad y mortalidad, y por lo tanto la presión cinegética de cada temporada de caza debería ajustarse a estas variaciones, estableciéndose cupos de captura o de días de caza. La determinación de estas variaciones en presión cinegética debería hacerse según estimas de la disponibilidad de ejemplares para la caza obtenidas mediante censos antes del comienzo de la temporada de caza y calculando las tasas adulto/joven en las capturas, algo que, por desgracia, al menos en España, no es tan común como debería ser (Tabla 1; Lucio 1998). Este tipo de limitaciones en la presión cinegética constituyen la principal medida de gestión aplicada en Francia, aunque se estima que en realidad sólo se aplica al 23 % de las poblaciones (Reitz, en prensa). En este país vecino se ha demostrado que una buena gestión de la presión cinegética es más importante que cualquier otra técnica de gestión aplicada (Pepin & Blayac 1990, Ponce-Boutin, unpub. data).

JOVENES/ADULTOS	D < 5 PP/100 HA	D = 5-10 PP/100 HA	D > 10 PP/100 HA
>3	20 %	30 %	40 %
2-3	15 %	25 %	35 %
1.5-2	0	10 %	20 %
<1.5	0	0	< 10 % / 0

Tabla 1. Tomado de Lucio 2005 (III Seminario de la Perdiz roja). Tasa jóvenes/adultos calculada antes de la caza o de las capturas en las primeras jornadas. Densidades de parejas reproductoras y porcentajes del total de población que se pueden extraer sin comprometer la población reproductora del año siguiente.

En España tenemos un buen ejemplo de cómo un buen plan de gestión de la presión cinegética sobre la perdiz roja a gran escala, ideado y coordinado por las autoridades responsables de caza del Gobierno Foral de Navarra, bajo la dirección de Enrique Setién, pudo ser la base de un mantenimiento sostenible exitoso de la caza de perdiz silvestre. Dicho plan de gestión estaba basado en una monitorización anual de las densidades de perdices por parte de la guardería de Medio Ambiente, así como en la aplicación de restricciones de caza severas durante los primeros años de aplicación del Plan, lo que permitió una recuperación exitosa de las poblaciones. Después de un número variable de años, según la comarca y las condiciones iniciales, y mediante ajustes anuales de la presión cinegética a las condiciones de las poblaciones perdiceras, se consiguió que los cazadores pudieran mantener una caza sostenible de la perdiz roja durante varios años, al tiempo que se recuperaban, al menos parcialmente, las poblaciones silvestres de la especie. Este debería ser un caso ejemplar que sirviera como modelo a otras Comunidades Autónomas, y demuestra que, con voluntad política, adecuada información

técnica y equipos de guardería, y manteniendo un buen contacto entre los cazadores y los organismos oficiales responsables de gestión de fauna silvestre, dichos organismos pueden establecer planes de caza a largo plazo para optimizar tanto la rentabilidad cinegética, como la conservación de las especies de caza. Al respecto debe decirse que Andalucía está ya con un avanzado protocolo de seguimiento de las perdices para la región.

El ajuste anual de la presión cinegética en función de la abundancia de perdices puede ser particularmente importante en hábitats subóptimos como la dehesa, dado que la densidad natural de reproductores es de por sí relativamente baja, y por tanto estas poblaciones son particularmente sensibles a la sobrecaza, y más difíciles de recuperar en caso de un exceso de presión cinegética. De hecho, los cazadores en este tipo de hábitats deben estar preparados para asumir la posibilidad de no ejercer presión cinegética alguna en años de baja productividad de pollos (ver Tabla 1).

4. GESTIÓN DE PERDIZ ROJA EN LA DEHESA: CALIDAD DEL HÁBITAT

Como ocurre con otras especies similares de aves de caza (herbívoras/omnívoras, con una alta productividad y densidad de población potenciales), la calidad del hábitat es el factor crítico que determina la distribución y densidad de las poblaciones de perdiz roja. Dado el patrón de selección de hábitat de esta especie, íntimamente relacionado con las áreas agrícolas, no es extraño que entre los factores que afectan negativamente a sus poblaciones, y que se han indicado como más frecuentes, se encuentren los cambios inducidos por la agricultura moderna. De hecho, es muy posible que sea éste el principal factor detrás de la rápida y profunda regresión de las poblaciones de esta especie, ocurrida simultáneamente en toda su área de distribución.

En este sentido, las dehesas que no tienen uso agrícola han podido ser un hábitat que se ha librado de uno de los principales factores de perturbación de las poblaciones de perdiz. Por otra parte, muchas dehesas están sufriendo en las últimas décadas un proceso de abandono de la gestión del matorral, quizás solo controlado en aquellas que tienen una alta carga ganadera. El incremento en la cobertura de matorral puede estar siendo también un factor negativo para la perdiz roja en estas áreas.

Por otra parte, las dehesas sin uso agrícola suelen tener por el contrario uso ganadero, y la Política Agraria Comunitaria (PAC) ha promovido en las últimas décadas un notable incremento de carga ganadera en estas áreas, que ha podido afectar negativamente a las poblaciones de perdiz. En otras especies de galliformes, como el urogallo, se ha demostrado que las altas cargas ganaderas pueden afectar de forma muy negativa al éxito reproductivo (Baines 1996); aunque hay poca información disponible para el caso de la perdiz roja, la existencia de casos de pisoteo de nidos por ganado se ha mencionado repetidamente en los estudios de nidificación de esta especie.

La estructura paisajística de la dehesa es un elemento clave en la gestión de perdiz. Las dehesas muy abiertas, con uso agrícola entremezclado con áreas de monte, en zonas de clima adecuado, están muy cerca de lo que puede constituir el hábitat óptimo de la perdiz roja. En el extremo opuesto, los bosques mediterráneos cerrados o las dehesas con alta densidad de árboles o cobertura de matorral constituyen un hábitat muy poco apropiado para la perdiz. Por tanto las medidas de manejo de la estructura de la dehesa son un elemento clave en la gestión de la especie. Entre las medidas que pueden mencionarse para mejorar el hábitat para esta especie en dehesas se encuentran:

Mantenimiento de una carga ganadera moderada. Esta medida sería favorable no solo para la perdiz roja, sino posiblemente para otras especies y, en particular, para posibilitar la regeneración natural de la dehesa y el mantenimiento de una cobertura vegetal natural adecuada.

Como alternativa, que incluso puede ser más favorable para la regeneración de la dehesa (Díaz, M., com. personal), está **el establecimiento de pequeños cercados de exclusión alrededor de los pies jóvenes de especies arbóreas**, que impiden el ramoneo de ungulados. Estos cercados de exclusión, correctamente diseñados (cercados amplios en la base del pie que permitan el acceso de animales del tamaño de la perdiz), podrían tener un uso secundario importante como puntos de nidificación de perdiz u otras especies. De hecho, la perdiz tiene una clara tendencia a nidificar en áreas valladas tranquilas, incluso con casas, y sería interesante desarrollar programas experimentales que permitan conocer hasta qué punto sería esta una técnica adecuada, así como determinar el diseño óptimo de estos cercados.

Aclarado de zonas de monte en dehesas con cobertura de matorral extensa y continua. Las técnicas recomendadas para el caso del conejo (claros de forma irregular que permitan la existencia de líneas largas de contacto entre el monte y las zonas aclaradas) pueden ser también favorables para la perdiz, por razones similares.

Por el contrario, en dehesas sometidas a agricultura intensiva, con altos porcentajes de la superficie del suelo roturados, sería conveniente el **mantenimiento de lindes, barbechos, liegos** y, en definitiva, de áreas de alimentación y cría (ver gestión de la perdiz en áreas agrícolas dentro de este mismo libro).

Promover heterogeneidad del hábitat. Prácticamente todos los estudios sobre distribución y abundancia de la perdiz roja mencionan la heterogeneidad del hábitat o la conectividad (abundancia de lindes) como un factor de vital importancia en la determinación de la densidad poblacional de perdiz roja. Cualquier medida de gestión que tienda a incrementar la heterogeneidad del hábitat dentro de las dehesas sería por tanto favorable para la perdiz. La gestión correcta de cultivos y áreas de matorral es la principal técnica de gestión para esta especie (e.g. Farthouat, 1983, Lartiges & Mallet 1983, Gaudin & Ricci 1987, Pepin & Blayac 1990, Nadal 1992, Lucio 1998, Borralho *et al.* 2000). De hecho, este tipo de gestión es la clave del éxito en la producción de perdiz roja silvestre que está realizando un grupo, por desgracia aún muy reducido y selecto, de gestores cinegéticos empeñados en la difícil tarea de criar perdices silvestres en contra de la tendencia generalizada a usar las sueltas como base de la gestión. Además, los cambios en la gestión agraria que pueden favorecer a la perdiz no necesariamente tienen que ir unidos a una pérdida de renta procedente de la agricultura (Vargas, 1996).

Siembras de cereal. La presencia de cultivos cerealistas se ha mencionado repetidamente como un elemento que favorece la presencia y alta densidad de perdiz roja, por su papel como áreas de cría, alimentación y refugio (Lucio 1991, Lucio & Purroy 1987, 1992, Aguiar *et al.* 2001a). Las medidas recomendadas para la gestión en áreas agrícolas serían también aplicables a estas siembras (uso de cereal de ciclo largo, evitar roturaciones a partir de abril, retrasar la cosecha en lo posible, reducir el uso de pesticidas, etc.).

Mantener en el campo el ramaje de las podas durante la temporada de cría como posibles áreas de refugio y nidificación.

Mantenimiento de rodales con vegetación natural (o el rebrote de encina, por ejemplo) al pie de los árboles como áreas de refugio y nidificación.

La PAC está sufriendo una profunda reforma, que se prevé avance de forma aún más acusada y rápida en las próximas décadas, con la intención de corregir los dos principales efectos indeseables que ha tenido la política aplicada en décadas anteriores: producción de excedentes agrícolas y efecto negativo sobre la conservación de la biodiversidad. Con estos objetivos en mente, la nueva PAC pretende dirigir la gestión agraria en Europa hacia una producción más equilibrada que no afecte tan negativamente a la biodiversidad, intentando así alcanzar el ambicioso objetivo de detener la pérdida de biodiversidad en Europa en el año 2010. Por ejemplo, ya Aebischer & Potts (1994a) remarcaron la posibilidad de establecer reformas agrarias favorables por la perdiz roja, mediante el apoyo financiero para estas reformas agrarias a gran escala a través de la Regulación Agroambiental de la PAC. Este tipo de acciones serían particularmente factibles en áreas donde el mantenimiento de poblaciones de especies de caza menor sea un factor crítico para el mantenimiento de poblaciones de depredadores en peligro de extinción (por ejemplo áreas de cría o dispersión de Lince ibérico, Águila imperial ibérica o Águila perdicera), o donde la aplicación de estas medidas puedan contribuir a preservar poblaciones de otras especies amenazadas que sufren la misma problemática y ocupan los mismos hábitats que la perdiz roja, como pueden ser la Avutarda (*Otis tarda*) o el Sisón (*Tetrax tetrax*) (Blanco *et al.* 2001). En este sentido existe ya una normativa que define los criterios de eco-condicionalidad, que serán requisito imprescindible para recibir subvenciones de la PAC en un futuro próximo. Es previsible que esta nueva PAC pudiera aportar apoyo financiero que permitiera reformas a gran escala en las dehesas favorables para la perdiz roja, como por ejemplo, la de promover menores cargas ganaderas o una gestión agrícola compatible con conservación.

De hecho, es esta una de las situaciones en las que el mundo cinegético y el de la conservación deberían ir de la mano (Viñuela & Arroyo 2002) ya que las medidas de reforma agraria favorables para la perdiz son, posiblemente, muy favorables para un amplio rango de especies que ocupan los mismos hábitats. Si el mundo conservacionista se preocupara más por la gestión de esta especie cinegética y vulnerable, se podría al mismo tiempo favorecer la conservación de dichas especies, dirigiendo las áreas agrarias de nuestro país hacia un “triángulo virtuoso” en el que se optimizara el rendimiento agrario, el rendimiento cinegético y la conservación de la biodiversidad. Posiblemente, las ONGs de conservación deberían dar el pequeño paso que va de arrendar la caza para no cazarla, tal y como se está haciendo con cotos de conejo en áreas de lince y águila imperial, a arrendar la caza para cazarla racionalmente, dando ejemplo práctico de cómo pueden coexistir caza y conservación de la Naturaleza y rentabilizando mejor las inversiones de sus socios.

5. GESTIÓN DE PERDIZ ROJA EN LA DEHESA: CONTROL DE DEPREDAADORES

Como ocurre en general en las Galliformes, la perdiz roja es muy vulnerable a la depredación, particularmente a la depredación de huevos, pollos y adultos incubando (Rands 1988, Yanes *et al.* 1998, Herranz 2000, Aguiar *et al.* 2002b). Por el contrario, hay pocos depredadores capaces de capturar una perdiz roja adulta y sana, y quizás la mejor prueba de ello es que ése es, por su dificultad, uno de los lances más apreciados en cetrería. A partir de los estudios de dieta de depredadores se sabe que la perdiz roja no es la presa principal de ninguna especie, pero que sí es presa ocasional de un amplio rango de depredadores (huevos, pollos y adultos consumidos por al menos 39 especies de depredadores; Yanes *et al.*, 1998). Sin embargo, las tasas de depredación pueden ser muy variables, entre el 3 y el 80 % de los nidos y del 12 al 50 % de los adultos incubando perdidos por depredación (Potts 1980, Tapper *et al.* 1982, Rands 1988, Bernard-Laurent 1990, Ricci *et al.* 1990, Brun 1991, Vargas & Cardo 1996, Yanes *et al.* 1998, Herranz 2000, Aguiar *et al.* 2002b). La calidad del hábitat de nidificación, la intensidad del control de depredadores, y la disponibilidad de presas alternativas se encuentran entre los principales factores que explican esta alta variabilidad (Potts 1980, Tapper *et al.* 1982, Rands 1988, Mañosa 2002).



Macho de perdiz roja reclamando.

ha sufrido esta especie en nuestro país en las últimas décadas. El proceso de expansión del matorral que está ocurriendo en muchas dehesas, sin duda es favorable para el jabalí y por tanto puede estar promoviendo un incremento en la tasa de depredación de nidos de perdiz por parte de esta especie. El mantenimiento de densidades bajas de jabalí, con una gestión de caza mayor adecuada, es un elemento clave para favorecer a las poblaciones de perdiz en estos hábitats. De nuevo, el aclarado de zonas de monte, que indirectamente puede ser un elemento de control de las poblaciones de jabalí, se muestra también como un factor de primordial importancia en la gestión de la perdiz.

El control de la depredación por zorros, perros y urracas redujo la tasa de depredación en España central alrededor de un 40 % (Yanes *et al.* 1998, Herranz 2000); así, el control legal de estas especies, cuyas poblaciones suelen estar artificialmente incrementadas al aprovecharse de la actividad humana (zorros y urracas) se torna como interesante en muchas zonas. Alguna predación no debería siquiera existir (perros y gatos asilvestrados). El control de depredadores puede ser una herramienta de gestión importante y aceptable, que incluso puede contribuir a la conservación de otras especies que comparten los hábitats con la perdiz roja. Es sugerente comprobar que las mejores poblaciones de varias especies de aves esteparias se encuentran asociadas a las zonas de mayor producción de perdiz roja en España (Castilla-La Mancha), donde se desarrolla un control de depredadores muy intenso (lógicamente lo que debe ser es legal siempre ya que de lo contrario queda deslegitimada tal iniciativa).

Por otro lado, el control de depredadores masivo, no selectivo y poco cuidadoso es contraproducente porque, entre otros, promueve un incremento de la densidad de los depredadores de menor tamaño (Aguar *et al.* 2002b). El veneno,

Los depredadores de nido más dañinos parecen ser especies abundantes, generalistas y antropófilas, como los zorros, las urracas y los perros y gatos asilvestrados. Otros depredadores importantes, al menos a nivel local, pueden ser los erizos, garduñas, tejones, grandes lagartos o serpientes, jabalíes y grandes roedores (Mathon 1984, Ricci *et al.* 1990, Yanes *et al.* 1998, Herranz 2000, Aguiar *et al.* 2002b). Sólo algunas especies muy concretas de rapaces, como el azor, el aguilucho pálido, el águila perdicera o el águila real puede ser depredadores importantes localmente (Mañosa 2002, Valkama *et al.* 2004).

En el único estudio de depredación de nidos realizado completamente dentro una zona amplia de bosque mediterráneo y dehesa (Quintos de Mora, Montes de Toledo), se comprobó que el principal depredador de nidos de perdiz roja era el jabalí (García & Vargas 2000). El papel del jabalí como depredador de nidos de perdiz, posiblemente se está subestimando por parte del mundo cinégetico, dado el impresionante proceso de expansión demográfica que

además de ilegal y de ser una nefasta respuesta en esta parcela de la gestión, es un método que provoca la muerte masiva de animales, acumulándose sus efectos en la cadena trófica. El uso de estos métodos, a medio y largo plazo, va en contra de la propia actividad cinegética, al enfrentar a la sociedad contra el sector. Sin embargo, un control de depredadores sensato y racional, además de promover la producción de perdiz roja podría ser favorable para otras especies y ha de considerarse una práctica perfectamente aceptable.

Una línea que desarrolla adecuadamente el control de depredadores es la de contemplar que sean personas perfectamente conocedoras del medio y con acreditación legal las que ejecuten estas acciones; la Junta de Andalucía ha contemplado esto en su Reglamento de caza. Es interesante fomentar que estas personas actúen en zonas de tamaño adecuado (comarcas cinegéticas) bajo el control simultáneo de la Administración y los cotos. Por otra parte, se necesita investigación adicional sobre sistemas selectivos de control de depredadores realmente adecuados para la captura de zorros, ya que las jaulas trampa son aparentemente muy ineficaces para capturar a esta especie (Ferrerías 2003), y en la experiencia de los guardas de caza y de los científicos, los lazos siguen siendo hoy por hoy el único método eficaz. Sin embargo, es necesario evaluar hasta qué punto el uso de lazos con freno por parte de personal correctamente formado podría constituir un método selectivo aceptable (ver capítulo de depredación en esta misma publicación). Además, hay otros métodos que pueden ser eficaces con zorros, y perros y gatos asilvestrados, pero que quizás no se utilizan suficientemente, o debería evaluarse como método a legalizar siempre que fuera usado por especialistas, como hemos indicado anteriormente, tales como el uso de perro de madrigueras, la búsqueda y excavado de zorreras o las batidas nocturnas con faro.

La depredación afecta fuertemente a las perdices liberadas en el medio, que pueden sufrir altísimas mortalidades durante las dos primeras semanas después del momento de suelta, principalmente por depredación, y de nuevo en particular por parte de depredadores generalistas abundantes, principalmente zorros (entre el 15 y el 98 % de las perdices soltadas pueden perderse por esta causa; Gortázar 1998). No es lo mismo, claro está, repoblaciones que sueltas. A las primeras se les supone una estrategia con objetivo duradero en la consolidación de la población que sirve de apoyo; las segundas son una forma de liberar animales con el objeto de cazarlos inmediatamente o al menos es la forma de cómo se liberan la que no permite pensar que tienen otro objetivo que éste.

Datos recientes sugieren que esa indicada mayor susceptibilidad a la depredación puede incluso prolongarse en el tiempo, varios meses después de la repoblación (Casas & Viñuela 2005). De hecho, los propios productores, cuando se implican en la salida de ejemplares al campo suelen recomendar un control de depredadores intenso previo a la liberación (Costa-Batllo, 1992; Nadal, 1998); ello fue antaño uno de los orígenes en el incremento del uso de venenos en España durante los años 90', que coincide de forma espectacular, tanto con la reducción en las poblaciones de conejo (Villafuerte *et al.* 1998) como con el incremento en el uso de sueltas de perdiz como técnica de gestión (Viñuela & Villafuerte 2004).

6. GESTIÓN DE PERDIZ ROJA EN LA DEHESA: SUeltas CINEGÉTICAS

Las sueltas de perdiz roja de granja masivas y poco cuidadosas pueden ser más un problema que una solución para las poblaciones silvestres de la especie. En este momento utilizaremos el término sueltas en vez del de repoblaciones con el objeto de realzar la mala práctica de liberar sin mayor proyección o sin estar dentro de un programa de gestión global y razonado. Las sueltas de perdiz roja en Francia llevan realizándose de forma muy intensa desde hace ya más de 30 años,



Perdiz en baño de tierra.

y a pesar de que el número de perdices de granja liberadas se ha incrementado de forma espectacular hasta alcanzar más de 2 millones, la población reproductora silvestre ha continuado su pronunciado declive, reduciéndose un 50 % en ese mismo período. En España las sueltas masivas comenzaron algo más tarde, pero su efecto en la bolsa de caza es ya notorio, y aunque carecemos de datos tan precisos como los disponibles para Francia, es más que dudoso que estas sueltas estén contribuyendo realmente a recuperar las poblaciones silvestres.

Por otra parte, existe una profunda preocupación sobre qué es lo que realmente se está soltando al campo en España o en otros países, si son perdices rojas puras, o híbridos con perdiz chukar o griega. La perdiz chukar y los híbridos con roja son más fáciles de criar en granja y más productivos, y por tanto, más rentable para los productores. Ambas especies son muy similares morfológicamente, los híbridos de primera generación son muy difíciles de distinguir de la perdiz roja pura, y los de segunda generación totalmente indistinguibles por el aspecto. Se desconoce el volumen de perdices soltadas en el pasado que no eran realmente perdiz roja pura, y dependiendo de ello, la integridad genética de la especie podría estar en grave peligro. La suelta de perdices diferentes a la perdiz roja en los países que sólo acogemos a esta especie debería estar terminantemente prohibida (Aebischer & Potts 1994a), pero sólo recientemente ha comenzado a legislarse en nuestro país en esta dirección. Por otra parte, sólo muy recientemente se están poniendo a punto técnicas que permitan detectar con fiabilidad los híbridos.

Este problema está además incrementado porque, en la mayor parte de la geografía peninsular, no existe exigencia para que las perdices liberadas sean marcadas (de hecho, en el primer borrador de alguna ley regional de caza española se consideró la posibilidad de exigir el marcaje de las perdices soltadas, pero presiones ligadas sector de la producción masiva de perdiz de granja consiguieron retirar esta iniciativa -Gortázar 1998-). Sin embargo y afortunadamente Andalucía ha dado en este asunto un buen ejemplo y sí es norma obligatoria el marcaje de las perdices soltadas.

Si no se marca es muy difícil controlar dónde pueden estar realizándose sueltas ilegales, de dónde proceden las perdices liberadas o qué efecto pueden estar teniendo las sueltas sobre las poblaciones silvestres; no están las posibles causas muy estudiadas aunque hay evidencias de que pueden provocar efectos negativos. Por ejemplo, las sueltas masivas de perdices de granja pueden inducir un problema de sobrecaza de las poblaciones silvestres cuando se practica el ojeo, ya que las aves salvajes tienden a huir con mayor presteza de los ojeadores (Delibes 1992). Los ejemplares de granja podrían competir por los recursos con los silvestres, pero pueden tener menos éxito reproductivo en libertad (Potts 1989, Casas & Viñuela 2004).

Particularmente grave pueden ser los problemas sanitarios ya que los parásitos típicos de las perdices de granja son muy diferentes a los de las perdices en el campo (Calvete *et al.* 2003, Millán *et al.* 2004), y por tanto las perdices de granja liberadas al campo pueden diseminar enfermedades a la población silvestre, al tiempo que adquieren parásitos nuevos con los que no tenían contacto previo, y que también podrían afectarlas negativamente. Es decir, una suelta realizada sin las adecuadas garantías sanitarias puede ser negativa tanto para la población receptora como para las perdices liberadas. Por último, puede existir un problema de hibridación no controlada en libertad, desconociéndose las posibles diferencias en viabilidad entre estas poblaciones hibridadas y las poblaciones genéticamente "puras" (Dowell 1992; Gortázar 1998).

Sólo el marcaje de las perdices soltadas permitiría estimar qué porcentaje de la población que se está cazando corresponde a perdices soltadas o silvestres, y por tanto es imprescindible para la regulación de la presión de caza y para preservar la población silvestre, algo que se hace con regularidad y que es exigido por los propios cazadores, en el caso de la perdiz gris en Francia. Además, la ausencia de marcaje de las perdices soltadas facilita la venta fraudulenta de "perdiz silvestre", algo que se sospecha ocurre de forma común en España (Gortázar 1998), y que puede poner en peligro a largo plazo el negocio de la caza de perdiz en nuestro país, ya que los lances de caza con estas perdices de granja suelen ser de mucha menor calidad (Delibes 1992).

El marcaje de las perdices de suelta permitiría además la identificación de problemas sanitarios y de las granjas que tienen esos problemas. Sin duda, las autoridades relacionadas con caza y medio ambiente debían exigir este marcaje obligatorio, incluso a nivel europeo (Viñuela & Arroyo 2002). Por último, cuando un coto usa la suelta continuada de perdices como método de gestión, a menudo relaja o abandona totalmente otros métodos de gestión favorables para la perdiz silvestre, incrementando aún más el posible efecto negativo de las sueltas (Arroyo & Beja 2002).

En definitiva, a pesar de la gran popularidad que han alcanzado las sueltas de perdiz en las últimas décadas, es importante remarcar que no constituyen el mejor sistema de gestión de perdiz roja, y que incluso su efecto puede ser contraproducente para el mantenimiento de buenas poblaciones silvestres. Sin embargo, en medios subóptimos, como las dehesas, donde la perdiz no puede alcanzar altas densidades de forma natural, puede existir una tendencia particularmente acusada al uso de las sueltas como sistema de gestión por parte de los gestores cinegéticos. Las sueltas de perdiz, si se realizan correctamente, pueden ser un buen sistema para establecer poblaciones de perdiz en áreas donde haya desaparecido o

recuperar las poblaciones donde hayan sufrido fuertes disminuciones demográficas, pero sólo dentro de este contexto de problemas extremos deberían considerarse como apropiada actuación de gestión.

Por su parte, sí es evidente que hay varias medidas, algunas de ellas relativamente sencillas y ensayadas en países de nuestro entorno con mucha más tradición en la gestión cinegética basada en información científica, que sin duda pueden contribuir de forma importante a reconducir la situación actual a un modelo más sensato y estable a largo plazo. Esta misma obra se refiere en varios apartados a este aspecto. Moderar, o incluso eliminar completamente, la presión cinegética durante el primer año posterior a la repoblación, es algo indiscutible. Ello es habitual con esta especie u otras similares en otros países de nuestro entorno, y es la única forma de conseguir realmente una repoblación, dados los problemas de adaptación de la perdiz de granja a la libertad.

7. GESTIÓN DE PERDIZ ROJA EN LA DEHESA: COMEDEROS Y BEBEDEROS

Una de las medidas de gestión más extendidas en los cotos perdiceros, en particular del sur de España, es la disposición de comederos y bebederos para perdices, aunque la información científica disponible sobre la eficacia de estas medidas de gestión en el caso de la perdiz roja es muy escasa.

La ventaja de los comederos en principio parece evidente y sencilla: proporcionar alimento abundante y fácilmente accesible, que elimine la escasez de comida como factor limitante de las poblaciones. Sin embargo, no existen estudios científicos que avalen la eficacia de esta medida de gestión, y ni siquiera está claro hasta qué punto el alimento es un factor limitante en la reproducción de la perdiz. En el caso de las dehesas bien gestionadas, con una cubierta vegetal natural adecuada, es dudoso que el aporte suplementario de alimento sea una técnica necesaria. Por el contrario, hay estudios con otras especies similares que sugieren que no hay beneficios claros de esta medida de gestión (Hoodless *et al.* 1999; Marjakangas & Puhto 1999). Y lo que es peor, los hay, también con otras especies, que esta práctica provoca la concentración de ejemplares inducida por la concentración de alimento y que ello puede incrementar la tasa de depredación (Huhta *et al.* 1994), la transmisión de enfermedades (Millán *et al.* 2004a) o alteraciones fisiológicas causadas por la alta disponibilidad de alimento que redundan en una mayor mortalidad de perdices (Millán *et al.* 2004b). Es interesante constatar que la escasa información disponible sobre el efecto de los comederos en las poblaciones de perdiz roja, por el momento sugiere que son más importantes los efectos negativos que los positivos, aunque bien es cierto que es este un campo en que aún sería deseable investigación adicional. Sin embargo, y dada la situación actual de conocimiento, la recomendación más prudente sería limitar el aporte de alimentación suplementaria como elemento de gestión, aportando el alimento de la forma más dispersa posible, y quizás haciéndolo exclusivamente en épocas críticas, como el invierno o la incubación.

La perdiz es una especie típica de clima mediterráneo, en el que la escasez de agua durante la época seca podría constituir un factor de stress para las poblaciones. De hecho, en Portugal se ha demostrado que la distribución espacial de bebederos puede condicionar de forma importante las densidades de perdiz roja (Borrahlo *et al.* 2000). Sin embargo, aunque la información disponible es muy escasa, de nuevo los mismos problemas inducidos por los comederos (incremento de depredación o facilitación de la transmisión de parásitos o enfermedades) podría ser válida para el caso de los bebederos. Similares medidas de prudencia deberían aplicarse a este caso, de nuevo intentando dispersar todo lo



Perdiz roja alimentándose en un comedero.

posible el aporte artificial de agua. En el caso de las dehesas, de nuevo el modelo de gestión de la dehesa puede ser un factor clave que determine la necesidad o no de instalar bebederos. Por ejemplo, en las dehesas ganaderas bien gestionadas, la disponibilidad de bebederos para el ganado puede hacer innecesario el aporte artificial de agua para las perdices. En el extremo opuesto, en aquellas dehesas dedicadas a cultivo intensivo de cereal, posiblemente sea recomendable el uso de esta técnica de gestión.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

ÁREAS AGRÍCOLAS

Capítulo 23:


GESTIÓN DEL CONEJO

Elena Angulo¹, Sonia Cabezas² y Sacramento Moreno².

¹ Lab. ESE, Université Paris XI, Bat. 362, F-91405 Orsay, Francia.
elena.angulo@u-psud.fr.

² Estación Biológica de Doñana, Apdo. 1056, E-41080 Sevilla, España.
smoreno@ebd.csic.es.

RESUMEN

 El conejo silvestre constituye una especie clave en los ecosistemas mediterráneos por ser una de las principales especies de interés cinegético y un recurso fundamental para un alto número de predadores. Debido al declive que ha sufrido la abundancia de conejos en las últimas décadas, y la repercusión de este declive en la actividad cinegética y en la conservación, su gestión ha experimentado un interés creciente al que se dedican importantes recursos económicos y humanos. Sin embargo, en muchos casos el incremento de las actuaciones en los últimos años ha sido desmesurado, debido fundamentalmente a que muchas de las herramientas que se utilizan no son las adecuadas, se aplican de forma incorrecta, no se conoce con certeza su efectividad y, a menudo, se han obviado varios aspectos básicos que deben ser evaluados antes de comenzar las actuaciones de gestión. Estos aspectos son fundamentalmente el estado de la población sobre la que se va a actuar, la evolución temporal de su abundancia, los factores causantes del declive y su persistencia y la calidad del entorno (alimento, refugio, suelo, microclima, etc). El objetivo de la gestión dirigida a la recuperación de las poblaciones silvestres debe ser siempre alcanzar una densidad de población suficiente como para soportar los factores de mortalidad (enfermedades, predadores y caza) y ser auto-sostenible. Para ello las actuaciones deben estar dirigidas tanto a la especie objeto como a su entorno. En el caso del conejo silvestre, la gestión del entorno debe estar orientada a favorecer una distribución parcheada entre las zonas de refugio y de alimentación, una alta calidad y disponibilidad de alimento (sobre todo en época reproductora) y de madrigueras adecuadas donde criar. Para reducir los factores de mortalidad, la herramienta más sencilla es controlar la actividad cinegética aplicando estrategias de reducción de la presión de caza. Otras actuaciones mucho más costosas y cuyos beneficios no están demostrados son la prevención de enfermedades (como las campañas de vacunación), las translocaciones de individuos y el control de predadores. Finalmente, el seguimiento de las actuaciones y de sus consecuencias sobre la abundancia poblacional constituye una herramienta imprescindible en la gestión y es el único método que permite evaluar la efectividad del manejo y la duración de la misma.

1. INTRODUCCIÓN



1.1. UN POCO SOBRE LA BIOLOGÍA DEL CONEJO

El conejo silvestre europeo (*Oryctolagus cuniculus*) pertenece a la Familia de los lepóridos del Orden de los lagomorfos. En la península Ibérica se distinguen dos subespecies: *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, de mayor tamaño (1.100 a 1.500 g) y distribuido por el nordeste de la Península y *Oryctolagus cuniculus algirus*, de menor tamaño (900-1.100 g) y que ocupa el suroeste peninsular. En la zona de contacto de las áreas de distribución de ambas subespecies aparecen también poblaciones con ejemplares híbridos (Branco y cols., 2000 y 2002).

El pelaje presenta una coloración muy críptica, variando entre el gris y el pardo o pardo-rojizo, dependiendo de las poblaciones. El vientre es siempre blanco y la cola es corta, blanca en su superficie ventral. Las orejas son largas, muy adaptadas a la captación de una extensa banda de frecuencias y los ojos grandes situados a ambos lados de la cabeza lo que les permite abarcar un amplio campo visual. Éstas y otras características morfológicas de los conejos, así como otros muchos aspectos de su biología y comportamiento deben ser consideradas estrategias adaptativas de carácter defensivo, ya que la especie constituye la presa básica de un alto número de predadores.

El conejo silvestre es autóctono del suroeste de la península Ibérica donde ha constituido desde tiempos históricos una especie de extraordinaria abundancia (Flux, 1994). Para mantener unas densidades tan elevadas a pesar del gran número de predadores que soportan sus poblaciones, el conejo también ha adecuado su forma de vida reduciendo al máximo su

riesgo de depredación en lo que respecta a aspectos comportamentales: está adaptado a una vida semi-subterránea, y en superficie evita a los predadores usando preferentemente zonas de cobertura arbustiva, o las madrigueras cuando ésta es escasa, o incluso variando el uso del hábitat en función del momento del día (y por tanto, de los predadores presentes en cada momento). Además, los conejos se mueven en grupos, de forma que cada individuo reduce el riesgo individual de ser depredado, y cooperan a la hora de la vigilancia (Cowan, 1987; Villafuerte y Moreno, 1997).

A pesar de éstas y otras muchas estrategias defensivas, el conejo sufre una gran mortalidad por dos causas fundamentales, además de la presión de caza: las enfermedades y los predadores. Las enfermedades constituyen probablemente el factor de mortalidad más importante de las poblaciones de conejo silvestre. La mixomatosis, enfermedad vírica que infecta a los conejos españoles por vez primera en la década de los 50, y posteriormente (a finales de los años 80) la enfermedad hemorrágica vírica, han producido descensos poblacionales importantísimos. Ambas enfermedades son endémicas y producen distintas tasas de mortalidad anual, que varían en función de diferentes factores como las condiciones climáticas y la densidad de población de conejos (Calvete y cols., 2002).

Por su parte los predadores producen también una alta tasa de mortalidad entre los conejos. El impacto de depredación más elevado lo sufren fundamentalmente los juveniles de los que aproximadamente el 75% muere antes de alcanzar la edad adulta. Sin embargo, los ejemplares que sobreviven pueden tener una longevidad de hasta 4 ó 5 años (Villafuerte, 1994).

La alta tasa de mortalidad que soportan las poblaciones se encuentra compensada por la enorme capacidad reproductiva de los conejos adultos. El conejo alcanza rápidamente la madurez sexual y la hembra puede permanecer receptiva durante casi todo el año, aunque la duración e intensidad del periodo de reproducción son muy variables en función de las condiciones climáticas y la calidad y disponibilidad de alimento. En general, se puede distinguir un periodo reproductor preferente que comienza durante los primeros meses del año, llega al máximo durante la primavera cuando la mayoría de las hembras se reproducen, y declina con la llegada del verano cuando la cantidad de hembras reproductoras baja al mínimo (Delibes y Calderón, 1979).

El ciclo reproductor y las principales causas de mortalidad que afectan a la especie modulan la evolución estacional de su abundancia. Así, la densidad es máxima al final de la primavera, cuando se produce la incorporación de los jóvenes a la población, y es mínima antes de iniciarse de nuevo el periodo reproductor, al principio del otoño (Beltrán, 1991). Esta pauta general de evolución estacional de la abundancia puede sufrir fuertes variaciones en breve espacio de tiempo, generalmente debido al impacto de las enfermedades.

1.2. EL CONEJO Y EL HÁBITAT

El conejo silvestre es uno de los mamíferos de distribución más amplia en la península Ibérica. Es especialmente abundante en los ecosistemas mediterráneos del centro y suroeste peninsular, pero también puede ser muy abundante en zonas agrícolas, tanto cerealistas como hortícolas de otras áreas ibéricas. Si el conejo en las áreas agrícolas es explotado fundamentalmente por el hombre, constituyendo una especie de gran interés socio-económico, en las zonas de monte mediterráneo los mayores explotadores son el resto de vertebrados que depredan sobre él, y por tanto constituye una especie esencial desde el punto de vista ecológico (Cuadro 1).

Probablemente en estos ecosistemas el lagomorfo alcanza su máximo valor como especie clave en la red trófica (Delibes e Hiraldo, 1981), puesto que comparte el hábitat con lince *Lynx pardina* y águilas imperiales *Aquila adalberti*,

predadores especializados en el consumo de conejos y cuya presencia constituye en sí misma una salvaguarda del equilibrio ecológico del ecosistema (Palomares y cols., 1998; Ferrer, 2001).

De forma casi generalizada, en el pasado, la elevada abundancia de conejos en zonas agrícolas llegaba a causar daños importantes en la producción. En estas áreas y debido a la menor abundancia de predadores, el hombre se constituía como el principal enemigo de la especie a la que explotaba como un importante recurso cinegético.

1.3. SITUACIÓN ACTUAL: EL DECLIVE DE LAS POBLACIONES

Actualmente, la situación general de abundancia de las poblaciones de conejo es preocupante debido a la acusada reducción que han sufrido sus poblaciones en prácticamente todo el área peninsular. Aunque existe una gran variación entre zonas y el conejo aún es abundante en algunas, de otras ha desaparecido y en conjunto se puede considerar que en las últimas décadas existe una tendencia generalizada al declive. Algunos de los factores a los que habitualmente se atribuye la escasez de conejos son la disminución o desaparición de hábitats adecuados, la excesiva abundancia de predadores y la caza abusiva. Pero sin ninguna duda, tanto la mixomatosis como la enfermedad hemorrágica vírica son las causas determinantes de la disminución de la abundancia.

La escasez de conejos ha tenido una repercusión importante en la productividad cinegética, a pesar de lo cual la mayor parte de las prácticas tradicionales de control se siguen manteniendo, como es el caso de los descastes. Pero además, estos bajos niveles de abundancia representan uno de los problemas de conservación más importantes de los ecosistemas mediterráneos, puesto que constituye la causa principal del declive de lince y águilas imperiales, altamente especialistas en el consumo de esta especie e incapaces de cambiar a presas alternativas. Estos dos predadores, también originarios de la península Ibérica, podrían extinguirse debido a una trampa ecológica: su extrema y aparentemente irreversible adaptación a comer conejos (Ferrer y Negro, 2004).

Por ello, la recuperación de las poblaciones de conejo constituye actualmente uno de los principales objetivos para las autoridades responsables de la actividad cinegética y de la conservación de la Naturaleza. A lo largo de este capítulo analizaremos con más detenimiento los factores responsables de la rarefacción de conejos, las actuaciones encaminadas a incrementar su densidad y la efectividad de las mismas, considerando que la conservación de la Naturaleza es siempre el objetivo prioritario. Finalmente nos centraremos en el examen de las translocaciones, que aunque en principio constituyen una herramienta de gestión encaminada a potenciar o establecer nuevas poblaciones de conejos, sus riesgos y complejidad requieren un análisis detallado, razón por la cual es tratado en un apartado independiente.

2. LA BASE DE LA GESTIÓN

2.1. ANÁLISIS PREVIO DE LA SITUACIÓN

Aunque en algunas ocasiones el manejo de las poblaciones de conejo se dirige hacia una reducción de la densidad, en general el objetivo es el contrario y la mayor parte de las actuaciones están encaminadas actualmente a lograr incrementos de la abundancia (Angulo, 2003).

Desde la llegada de la enfermedad hemorrágica a la península Ibérica el incremento de las actuaciones dirigidas a fomentar la abundancia de conejos ha sido desmesurado y a menudo se ha obviado uno de los aspectos básicos que deben

ser considerados antes de comenzar el manejo: evaluar el estado de la población sobre la que se va a actuar. Esta evaluación consiste no sólo en determinar la abundancia actual, sino, en los casos en que se disponga de la información necesaria, constatar si ha existido un cambio importante en la misma y si ese cambio ha persistido en el tiempo. En tal caso y cuando se decide recuperar la población, es imprescindible determinar cuál o cuáles son los factores que están incrementando la mortalidad o impidiendo que la productividad aumente, para posteriormente actuar sobre los mismos. De esta forma se ahorrarán esfuerzos y recursos en actuaciones que no son necesarias. Finalmente, para que el manejo tenga resultados positivos, es absolutamente necesario mantener el esfuerzo de gestión durante varios años.

2.2. RECUPERAR UNA POBLACIÓN: CÓMO Y DONDE COMENZAR LA GESTIÓN

Una vez que se ha analizado el estado de la población, se tiene constancia de que se encuentra a niveles muy bajos de abundancia y se decide recuperarla, es prioritario conocer su distribución en la finca y en relación a las fincas vecinas (Cuadro 2). Aunque la presencia de conejos puede considerarse generalizada, su abundancia presenta una distribución claramente parcheada (Blanco y Villafuerte, 1993). Este tipo de distribución es típica de esta especie ya que se trata de un colonizador eficiente, tiene una fuerte estructura social jerarquizada y es muy selectivo en cuanto al uso del hábitat y ubicación de madrigueras (Kolb, 1991; Lombardi y cols, 2003). En la mayor parte de los ecosistemas, los parches de mayor abundancia de conejo suelen asociarse a los ecotonos entre el matorral y los pastizales, a los bordes de los cultivos o a las riberas, donde el suelo suele ser fácil de excavar y los recursos más abundantes.

La distribución espacial de los parches donde se ha constatado la presencia de conejos, la conexión entre ellos y con los de las fincas colindantes, son la base para decidir dónde comenzar las actuaciones para recuperar una población con baja abundancia. El objetivo de las actuaciones debe ser conectar entre sí los parches de máxima abundancia; no sólo dentro de la finca que se gestione sino teniendo en cuenta su conexión con los parches de las fincas vecinas (Cuadro 2). De todos es sabido que el aislamiento de las poblaciones afecta negativamente a la salud de las mismas, por lo que la gestión debe ir encaminada a favorecer la comunicación de los parches donde los conejos son aún abundantes. Si la situación de la población es crítica (el conejo es muy escaso) y no se pueden distinguir parches de alta abundancia, una solución es crear nuevos núcleos de población. Para ello, se ha de escoger una zona adecuada en cuanto a requerimientos de hábitat –refugio y alimentación distribuidos en mosaicos-, calidad del suelo –blando, profundo y no inundable-, bondad del clima o microclima dentro de la finca, relieve suave, etc. Una vez localizados los lugares que reúnan estas condiciones, es necesario focalizar las actuaciones en tres líneas fundamentales: el refugio, las zonas de reproducción y las zonas de alimentación, como veremos más adelante.

Por último, la optimización del manejo se basa en centrar las actuaciones en zonas concretas más que en dispersar los recursos de manejo en todo el territorio. En conclusión, el objetivo de la gestión del conejo debe ser siempre crear una masa crítica suficiente de conejos donde exista un cierto equilibrio entre mortalidad y productividad, es decir, que sea resistente a la presión de las enfermedades, de los predadores y de la caza.

2.3. METODOS DE SEGUIMIENTO

2.3.1. LA IMPORTANCIA DEL SEGUIMIENTO EN LA GESTIÓN DE LAS POBLACIONES

Lo ideal en la gestión de cualquier especie silvestre es que el gestor sea capaz de evaluar de manera fiable los progresos de la población o dicho de otro modo, de asegurarse que las estrategias de manejo que utiliza están siendo las adecuadas. Esto implica que los objetivos que se pretenden alcanzar sean cuantificables, es decir, que el éxito de la gestión pueda ser medido, para lo que resulta imprescindible realizar un seguimiento de la abundancia de la especie a lo largo del tiempo (Cuadro 3).

En el caso del conejo, sus hábitos subterráneos, su actividad crepuscular y su coloración lo convierten en un animal poco conspicuo, por lo que resulta prácticamente imposible conocer con exactitud el número de conejos presentes en un determinado lugar. Por otro lado, la abundancia de conejos puede sufrir oscilaciones importantes provocadas por factores ajenos a la gestión y que pueden enmascarar el efecto de la misma, como son las oscilaciones bruscas en las temperaturas, lluvias torrenciales que destruyan las madrigueras, aparición de brotes de enfermedad, interacciones con otras especies -como destrucción de las madrigueras por pisoteo del ganado-, etc. (Palomares, 2003). Por ello, cuanto mayor sea el conocimiento acerca de la población y de su entorno, más posibilidades hay de detectar estos otros factores y distinguir su efecto del producido por el manejo.

Existen métodos que nos permiten realizar aproximaciones sobre el número de efectivos de una población, y de esta forma establecer comparaciones entre diferentes lugares y a través del tiempo (Ballinger y Morgan, 2002; Palomares, 2001). Hay dos grandes grupos de métodos para estimar la abundancia relativa de conejos: los métodos directos, basados en la observación directa de los ejemplares, y los métodos indirectos, que se basan en el conteo de signos de su presencia como excrementos y madrigueras (Tabla 1).

Tabla 1. Los censos directos son muy útiles cuando la abundancia de conejo es alta, mientras que dejan de serlo cuando la abundancia es baja. Entonces se recurre a censos indirectos, que son más exactos aunque cubren menor superficie y son más costosos.

COMPARACIÓN DE MÉTODOS DE CENSO		La abundancia de conejo es...	Facilidad de ejecución	Superficie que se estima
CENSOS DIRECTOS	Censo desde un punto fijo	Alta	Fácil	Poca
	Transectos a pie	Alta	Fácil	Mucha
	Transectos en coche	Alta	Muy fácil	Mucha
CENSOS INDIRECTOS	Conteos de excrementos al azar	Baja	Costoso	Poca
	Conteos de excrementos en puntos fijos	Baja	Costoso	Poca
	Conteos de madrigueras	Baja	Muy costoso	Poca

2.3.2. MÉTODOS DIRECTOS

Estos métodos se basan en el recuento de conejos mediante observación directa y por ello el número de individuos censados depende de la actividad de los mismos durante el periodo de muestreo. Puesto que el horario de actividad de los conejos varía a lo largo del año, se recomienda realizar este tipo de censos al atardecer, momento en que la actividad presenta menos oscilaciones anuales (Villafuerte y cols., 1993). Además, ya que las condiciones climáticas también afectan de forma importante a la actividad superficial, los censos deben efectuarse durante días en que las condiciones ambientales sean apropiadas, evitando grandes vientos o fuertes lluvias.

La frecuencia para realizar estos censos depender del objetivo que se pretenda (Cuadro 3). Si se desea realizar una única estima anual es recomendable realizar el muestreo durante al menos 6 ó 7 días para tener una estima fiable. Si el muestreo es trimestral o mensual se puede disminuir a 3 días consecutivos cada vez, que serán los necesarios para minimizar las variaciones debidas a factores externos, como presencia humana o de algún depredador, paso de vehículos, etc.

Los métodos de conteo directo más comunes son: la observación desde un punto fijo (si se desea muestrear una superficie reducida) y el conteo a lo largo de transectos (que pueden abarcar superficies más amplias).

Para efectuar *censos desde punto fijo* conviene realizar las observaciones desde uno o varios puestos elevados (por ejemplo situados en torretas de observación), cuya ubicación no debe variar. Desde estos otros se realizan recuentos de los animales observados en intervalos regulares de tiempo (por ejemplo, cada media hora durante dos horas) y se elige, como dato del censo, aquel en que más individuos se han detectado.

Los *censos mediante transectos* pueden realizarse andando o en vehículo. En ambos casos el recorrido debe ser de longitud suficiente como para permitir que la estima realizada sea representativa de la zona que se desea censar. Si se realiza a pie, no es necesario utilizar caminos o vías definidas, pero se recomienda que el transecto transcurra por todos los biotopos representativos de la zona a censar y que sea constante. Por ejemplo, en zonas boscosas este recorrido se puede hacer por los bordes del matorral con el pastizal, donde la probabilidad de ver conejos es mayor; y en las dehesas o zonas agrícolas, si no existen estos ecotonos, se puede realizar por los caminos.

Sin embargo el método más cómodo y sencillo es el conteo de individuos desde vehículo a lo largo de un recorrido. El trayecto del recorrido debe ser siempre el mismo y siempre se debe comenzar en el mismo punto. Aunque su longitud depende de las características del lugar, se recomienda un mínimo de 8 a 10 Km y una velocidad constante e inferior a los 20 Km/h. Siempre que sea posible, la trayectoria del censo debe discurrir por zonas con buena visibilidad y donde no haya tránsito de vehículos o personas, y no debe discurrir dos veces por los mismos lugares. Conviene que la persona dedicada al recuento sea siempre la misma y distinta del conductor del vehículo.

Para comparar abundancias, usualmente se utiliza el denominado IKA (Índice Kilométrico de Abundancia) que se obtiene dividiendo el número de conejos observados el día de mayor abundancia entre el número de kilómetros del recorrido. También puede usarse como dato de censo (IKA) a la media del total de días de muestreo. Si el censo transcurriese por varios tipos de hábitats muy diferentes conviene calcular un IKA para cada ambiente.

2.3.3. MÉTODOS INDIRECTOS

Los métodos indirectos se basan en la observación y recuento de signos de la presencia de conejos. Los más frecuentes son los conteos de madrigueras y de excrementos (Tabla 1).

El *conteo de madrigueras* se basa en la relación que existe entre el número y tamaño de las madrigueras con la abundancia de conejos, y consiste en la determinación del número y dimensión de las madrigueras presentes en una determinada superficie. Este tipo de censo es fácil de realizar en zonas de dehesa, pero difícil en bosques cerrados y en zonas de matorral denso.

La forma más correcta para aplicar éste método es el denominado “Censo en Banda”, durante el cual los censadores se colocan en línea recta separados pocos metros entre ellos y se desplazan en zig-zag (perpendicularmente a la línea de censadores) para prospectar exhaustivamente toda la zona. Este recorrido puede abarcar, bien la totalidad del territorio o una muestra representativa de cada tipo de hábitat. Se recomienda que la periodicidad sea al menos semestral, eligiendo una época donde el uso de las madrigueras sea mínimo (por ejemplo, septiembre) y otra donde el uso sea elevado (por ejemplo, mayo).

La distribución y frecuencia de madrigueras, sus dimensiones y su grado de utilización (número de entradas usadas en relación a las totales), resulta una herramienta valiosa que nos puede permitir evaluar los picos de reproducción (mayor uso de las madrigueras o existencia de gazaperas en los meses de cría) y la tendencia de la población de conejos de la zona (comparando entre años).

El *conteo de excrementos* se basa en que el número de excrementos se encuentra directamente relacionado con la abundancia de conejos, aunque existen otros factores, como son la tasa de defecación y la tasa de desaparición de los excrementos en el campo, que pueden influir directamente en el resultado (Palomares, 2001) (Cuadro 4). Ambas tasas a su vez dependen del alimento consumido y de la época del año. No obstante, este método de censo es adecuado cuando se pretende realizar un seguimiento de la misma población de conejos a largo plazo.



Letrina de conejo.

El conteo consiste en el recuento de excrementos de conejo en unidades fijas de muestreo utilizando una superficie conocida (de 0.5 a 1.0 m²). El número de unidades de muestreo debe ser al menos de 30 por cada tipo de hábitat que se desee muestrear, seleccionadas al azar y distanciadas entre sí unos 15 metros; además requiere la eliminación previa de los excrementos en las unidades de muestreo. Es recomendable que la periodicidad sea como mínimo trimestral, y en cada ocasión se deben eliminar los excrementos de todas las unidades de muestreo para que en el siguiente recuento se consideren únicamente los depositados durante ese periodo. Los resultados finales pueden expresarse simplemente como densidad de excrementos por unidad de superficie. Si se pretende obtener más exactitud en los datos hay que tener en cuenta la tasa de desaparición o de persistencia de los excrementos en el campo (Cuadro 4).

En algunas ocasiones, puede utilizarse un método simplificado que consiste en efectuar los recuentos de excrementos totalmente al azar, sin establecer unidades fijas. Cada censo sigue consistiendo en un mínimo de 30 unidades separadas unos 15 metros entre ellas y cubriendo el área a muestrear. Esta modalidad suele utilizarse para comparar abundancias entre zonas diferentes pero es requisito indispensable que se lleven a cabo en el mismo momento en todas las zonas.

3. FACTORES QUE INCIDEN SOBRE LAS POBLACIONES SILVESTRES : TIPOS DE GESTIÓN

3.1. PÉRDIDA DE HABITATS ADECUADOS

3.1.1. EL HÁBITAT ÓPTIMO PARA LOS CONEJOS

El hábitat es uno de los factores condicionantes de la supervivencia, del éxito reproductivo y de otros aspectos del ciclo de vida de los conejos que finalmente determinan su abundancia. Las características físicas de un hábitat óptimo son: altitud media-baja (inferior a los 900 m), relieve suave, suelos blandos fácilmente excavables, cálidas temperaturas y bajas precipitaciones (Blanco y Villafuerte, 1993). En este sentido, muchas zonas agrícolas, así como las dehesas del centro y SO de la península Ibérica



Conejo a la entrada de una hura.

destacan como un hábitat especialmente apropiado para los conejos y de hecho son los lugares donde se han encontrado las densidades más elevadas en toda la España peninsular. No obstante, los diferentes aprovechamientos y prácticas agrícolas, el uso de las dehesas y las continuas modificaciones a las que estos ambientes son sometidos, pueden variar de forma importante su capacidad de soporte de conejos (Virgos y cols., 2003; Calvete y cols., 2004a). De la mala gestión de los ecosistemas derivan un buen número de factores que deben considerarse directamente responsables de la disminución de conejos. Entre éstos cabe destacar el progresivo aumento de la creación de monocultivos, la desaparición de eriales, setos y linderos o la utilización de plaguicidas que impiden el crecimiento de herbáceas silvestres, base de la alimentación natural de los conejos.

En resumen, el hábitat debe proporcionar los requerimientos de vida indispensables para la especie: la disponibilidad de refugio, de zonas de reproducción y de alimentación (Angulo, 2003).

- **Disponibilidad de refugio**

La cobertura vegetal arbustiva y las madrigueras constituyen los refugios fundamentales de los conejos silvestres. Las condiciones ideales se encuentran en hábitats con situación de cobertura intermedia: lugares con un 20-25% de cobertura de árboles, un 40% de cobertura de matorral y un 25% de zonas abiertas (Blanco y Villafuerte, 1993).



Madrigueras en talud.

Hábitats con coberturas arbustivas muy elevadas (>50%) proporcionan un buen refugio pero tienen menor capacidad de carga para los conejos ya que en principio presentarán menor disponibilidad de alimento (Moreno y Villafuerte, 1995). Por ello, la densidad de población en estos ambientes no suele ser elevada y los conejos viven en grupos reducidos o incluso solitarios y su actividad es fundamentalmente superficial, usando el matorral como refugio (Lombardi y cols., 2003) (Cuadro 5).

Los hábitats con cobertura vegetal arbustiva muy escasa (<20%) pueden mantener una abundancia alta de conejos si la disponibilidad de alimento es elevada. Sin embargo, como la disponibilidad de refugio es pequeña, es condición indispensable que las características del suelo permitan la construcción de grandes madrigueras que proporcionen refugio y protección ante los predadores y ante las condiciones climáticas adversas. (Cuadro 5).

En las zonas agrícolas, los conejos suelen aprovechar los linderos entre diferentes cultivos, o de éstos con zonas naturales, para construir sus refugios. También los bordes de los caminos si existe suficiente cobertura o los lugares donde se han acumulado piedras o tocones procedentes de la limpia del suelo cultivable. En general, y sobre todo en lo que respecta a las grandes superficies dedicadas a monocultivos, la disponibilidad de refugio para conejos suele ser escasa, constituyéndose este recurso como factor limitante del crecimiento poblacional. Únicamente si existen zonas naturales intercaladas con cultivadas podría darse una situación adecuada para el asentamiento de una población de conejos.



Daños de conejo en viñedo.

- **Disponibilidad de zonas de reproducción**

Las hembras de conejo suelen alumbrar a sus crías en cámaras especiales denominadas gazaperas, construidas por la propia hembra antes del parto. Generalmente son estructuras sencillas en forma de túnel y de pequeña longitud, al final del cual las hembras instalan una sola cama, y cuya entrada se encuentra cerrada. Después del alumbramiento, la hembra entra en la gazapera únicamente para amamantar a los gazapos, sellando la entrada al salir en cada ocasión (Gibb, 1990).

Las hembras pueden criar en gazaperas situadas en el interior o en el exterior de las madrigueras; sin embargo, las situadas en el exterior son más vulnerables a los predadores, mientras que las interiores ofrecen mayor protección y por tanto mayor probabilidad de supervivencia para los gazapos. El hecho de que la reproducción ocurra en uno u otro tipo de gazaperas responde tanto al tipo de hábitat como a la densidad de población. En hábitats cerrados, con abundante cobertura y escasez de zonas abiertas, donde las madrigueras son escasas, la frecuencia de gazaperas situadas en el exterior de las madrigueras es más elevada que en zonas abiertas. Por el contrario, en hábitats abiertos donde en general las madrigueras son más grandes, las hembras suelen criar en el interior de las mismas (Villafuerte, 1994) (Cuadro 5).

- **Disponibilidad de alimento**

Los conejos son herbívoros capaces de consumir casi cualquier alimento de origen vegetal. Basan su dieta en plantas herbáceas, especialmente gramíneas y compuestas ya sean silvestres o cultivadas, que constituyen las especies más adecuadas durante la época reproductiva (Soriquer, 1988). Por eso, los cultivos cerealistas como los de trigo o cebada y las praderas naturales son zonas de especial importancia como áreas de alimentación. Sin embargo, cuando este tipo de alimento no está disponible, los conejos están adaptados a alimentarse de vegetales de baja calidad como brotes, hojas, raíces, frutos y semillas de especies silvestres arbustivas, e incluso cortezas de determinados árboles.

En las zonas agrícolas, la disponibilidad de alimento suele ser elevada, sobre todo en las zonas de borde de cultivos hortícolas y cerealistas, aunque depende de la fenología de los cultivos. Cuando se trata de grandes extensiones de monocultivos, solamente los bordes externos de los mismos serán aprovechables por los conejos, que no suelen adentrarse en los mismos más allá de 50-100 metros (Moreno y Villafuerte, 1995). En las áreas dedicadas a productos de huerta, los conejos pueden alcanzar de forma puntual altas densidades, provocando pérdidas en la producción y por ello conflictos con los agricultores. Esta situación es menos aguda en el caso de cultivos cerealistas.

Pero no es solamente la calidad y cantidad de alimento disponible lo que determina la capacidad de acogida de un hábitat para los conejos, sino su disposición en relación con las zonas de refugio. El ambiente más adecuado está constituido por zonas de matorral mediterráneo intercaladas con zonas abiertas abundantes en especies herbáceas palatables. La forma ideal de estas últimas es sinuosa, de forma que la superficie de contacto entre las zonas de alimentación y refugio sea lo mayor posible. El tamaño de las zonas de alimentación tampoco debe ser excesivo, ya que los conejos usualmente permanecen cerca del refugio (Villafuerte y Moreno, 1997).

Como hemos visto, la disponibilidad de refugio, de zonas de reproducción y de alimento, son tres de los factores cuya escasez puede limitar la abundancia de conejos, y por ello la mayor parte de las actuaciones de

manejo que se llevan a cabo para mejorar el hábitat están destinadas a incrementar la disponibilidad de los tres factores mencionados.

3.1.2. CREACIÓN Y PROTECCIÓN DE MADRIGUERAS

Las madrigueras, además de ser los lugares de cría y de refugio ante predadores, actúan también como vínculo social y permiten la protección ante condiciones climáticas adversas. Por el importante papel que las madrigueras ocupan en la ecología de los conejos, la creación de madrigueras artificiales es una estrategia de gestión que se utiliza con frecuencia con el objetivo de fomentar y recuperar la especie.

Una madriguera artificial debe ser lo más semejante posible a una natural y proporcionar las condiciones adecuadas de espacio, temperatura y humedad. Existen muchos y variados modelos de madrigueras artificiales fabricados con diferentes materiales naturales o artificiales. En la elección de uno u otro tipo deben tenerse en cuenta dos aspectos importantes, su efectividad y el impacto que ocasiona en el medio natural. El objetivo de estas estructuras no debe ser facilitar la captura de los conejos para su saneamiento o vacunación, sino facilitar la naturalización de las mismas y su integración en el medio. El diseño debe permitir que los conejos acaben convirtiendo la madriguera artificial en una natural y, por tanto, ha de ser factible la posibilidad de ser ampliadas por los propios conejos mediante la construcción de nuevas galerías. Por ello, no es conveniente la utilización abusiva de estructuras que impidan la excavación y además es aconsejable que todos los elementos artificiales sean biodegradables y acaben desapareciendo en el medio natural.

Otros tipos de manejos de madrigueras incluyen la mejora de las ya existentes, por ejemplo su protección ante el pisoteo del ganado en los sistemas adeshados o ante los carnívoros que pueden escharbar en las bocas de las madrigueras (Cuadro 5).

Igual que sucede con todas las actuaciones de gestión encaminadas a potenciar la abundancia de conejos, es importante realizar un seguimiento de estas estructuras para evaluar su funcionamiento y grado de conservación. El seguimiento de su eficacia se puede realizar visitándolas periódicamente y observando los indicios de uso de las bocas, como huellas, escarbaduras o excrementos frescos, de forma similar a la descrita en el apartado sobre métodos de censo (conteos de madrigueras).

3.1.3. SUPLEMENTO DE LOS RECURSOS ALIMENTICIOS

Para potenciar la productividad de los conejos se pueden llevar a cabo actuaciones en el hábitat que favorezcan la creación y el mantenimiento de fuentes de alimentación.

Las hembras requieren un alimento de alta calidad para reproducirse, que está disponible de forma continuada hasta la independencia de los gazapos. Para iniciar la reproducción los conejos necesitan vegetales en crecimiento, fundamentalmente gramíneas, y durante la lactancia necesitan otros vegetales más ricos en agua (Villafuerte y cols., 1997). Por tanto, si tenemos en cuenta la fecha del periodo reproductor, podemos alargar su duración aumentando el número de hembras reproductoras en los momentos en que éste es bajo, es decir, al inicio (otoño-invierno) o al final (verano), incrementando la disponibilidad y abundancia de alimento mediante la realización de siembras. Por ejemplo, los cultivos de cereales como trigo o cebada son un alimento de alta calidad que está disponible durante el invierno y la primavera.

Las estrategias de manejo para crear y mantener las zonas de alimentación son diversas y dependen fundamentalmente del tipo de hábitat, del tipo de suelo, y de cómo estén distribuidos espacialmente otros recursos (refugio y alimento).

Considerando situaciones extremas de hábitat, desde lugares con abundante cobertura hasta zonas totalmente abiertas sin ningún refugio, proponemos a continuación actuaciones para cada una de estas situaciones.

En lugares con matorral cerrado es conveniente crear parcelas de alimentación mediante desbroce de matorral, aunque respetando determinadas especies o grupos de especies, como las que constituyen el matorral noble (Moreno y Villafuerte, 1995). El crecimiento del pasto se puede mejorar mediante gradeo y siembra de las especies palatables que se adapten bien al tipo de suelo. La elección entre desbroce y gradeo depende del lugar donde se realice la actuación ya que el desbroce, a diferencia del gradeo, no ocasiona erosión y pérdida de suelo, pero sin embargo sería necesario retirar el material desbrozado para permitir el crecimiento vegetativo. Las parcelas deben ser de formas sinuosas, con distancia entre los bordes de la parcela de unos 50 a 60 metros, ya que las ecotonos entre el matorral y el pasto son los lugares más usados por el conejo ya que les proporcionan en menos espacio cobijo y alimento. Estas actuaciones de desbroce o de gradeo son eficaces para aumentar la abundancia de conejos, aunque la eficacia se pierde a medida que el matorral vuelve a invadir la parcela, por lo que es conveniente volver a repetir el desbroce pasados unos años. También es necesario tener en cuenta otros factores como la pendiente del terreno para evitar la erosión y el impacto sobre otros elementos del ecosistema, incluido el impacto visual.

En el caso de zonas abiertas, la creación de siembras o la mejora de los pastos existentes suele ser más fácil ya que no requiere la eliminación del matorral. Pero el problema en este caso puede constituirlo la competencia con otros herbívoros, fundamentalmente cuando la disponibilidad de pasto no es elevada. Para ello se pueden habilitar pequeñas parcelas integradas en el medio (usando materiales naturales o tradicionales de la zona) de difícil acceso para el ganado pero aprovechables para los conejos.

En las zonas dedicadas al cultivo agrícola, el uso de insecticidas u otros productos fitosanitarios puede interferir de forma decisiva en el éxito reproductivo de los conejos y en algunos casos en su supervivencia.

3.1.4. SUPLEMENTO DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

El agua en verano puede ser un factor limitante para las poblaciones de conejo de climas dominados por una sequía estival, como es el caso de los cultivos cerealísticos y también en los bosques y dehesas mediterráneos. Durante el verano el contenido hídrico de la mayoría de las plantas herbáceas es muy escaso, por lo que el déficit de agua se convierte en un elemento estresante para las poblaciones de herbívoros. Sin embargo, este problema es fácilmente solucionable mediante la recuperación o el mantenimiento de fuentes naturales, donde las herbáceas pueden persistir durante períodos más largos de tiempo. Si son de nueva creación, se recomienda que se sitúen en los valles o en los fondos de barrancos que permitan la mayor recogida de agua posible. En paisajes ondulados, muchas fuentes naturales aparecen en los bordes de los caminos o en bancales debido a la acumulación de agua procedente de escorrentías. Sin embargo, el agua en estos lugares suele perderse durante el verano si no se lleva a cabo un acondicionamiento adecuado.

En las dehesas ganaderas generalmente se dispone de puntos de agua para el ganado, en los que el agua desborda creando zonas donde la hierba verde se mantiene durante el verano y que puede ser utilizada por los conejos. Si con diferentes objetivos los bebederos de ganado son cercados (principalmente para evitar que estos puntos se constituyan en focos infecciosos, sobre todo de tuberculosis), se recomienda que el cerramiento sea tal que impida el acceso de grandes herbívoros pero permita el paso a los conejos. En el caso de no disponer de estos puntos de agua ni de fuentes naturales, se pueden instalar bebederos artificiales, balsas o aljibes pequeños, aunque los conejos son recelosos a usar

estas estructuras. Los bebederos artificiales suelen ser útiles únicamente cuando están instalados en zonas cercadas, y constituyen una infraestructura de apoyo a otras actuaciones encaminadas a la potenciación de las poblaciones de conejos, fundamentalmente en las translocaciones.

3.2. LA ACTIVIDAD CINEGÉTICA

3.2.1. EFECTOS DE LA CAZA SOBRE LAS POBLACIONES: LA ABUNDANCIA Y LA TENDENCIA POBLACIONAL

La consecuencia final de la actividad cinegética es la extracción de parte de los individuos de una población. Esta extracción puede afectar en mayor o menor grado a la población en función de su nivel de abundancia y de su tendencia poblacional. En este sentido, uno de los principios fundamentales de la teoría de la caza se basa en que únicamente las poblaciones que evolucionan de manera creciente pueden ser explotadas, puesto que la caza supone una reducción “no natural” de la abundancia (Angulo, 2003).

Por otro lado, las poblaciones con baja densidad sufren más frecuentemente bruscas oscilaciones de la abundancia debidas al azar, que pueden ser potenciadas por la caza, ya que ésta provoca un cierto grado de inestabilidad en la población (Angulo y Villafuerte, 2003). Resulta claro que la caza no es aconsejable si no se supera un determinado umbral de densidad. Sin embargo, este umbral no es fijo para todas las poblaciones sino que en cada una está sujeto al resto de factores de los que depende la abundancia. Por ello, para planificar correctamente la actividad cinegética, resulta imprescindible la realización de un seguimiento que permita conocer los niveles y la evolución de la abundancia a lo largo de los años, así como de la presión de caza que se ejerce anualmente.

En Andalucía se ha comprobado que en los lugares donde las sociedades de cazadores reducen de algún modo la presión de caza, la abundancia de conejos es más elevada. Este resultado puede mostrar los beneficios de la reducción de la presión de caza, pero también indica que en general, en las áreas de baja abundancia de conejos suele existir una gestión inadecuada de la actividad cinegética, debido a que los cazadores no son conscientes de la importancia de su participación en la recuperación del conejo (fundamentalmente reduciendo la presión cinegética).

3.2.2. ÉPOCAS Y MÉTODOS DE CAZA: DESCASTES Y VEDAS

En general la caza ha sido utilizada desde antaño como una medida para controlar las poblaciones de conejo, que debido a sus altas densidades producían daños en los cultivos. Sin embargo actualmente los niveles de población raramente requieren un control de la densidad; por ello parece necesario volver a considerar algunos aspectos relativos a las temporadas de caza. Existen dos corrientes de opinión sobre el impacto de la temporada de apertura de veda actual sobre las poblaciones de conejo (Angulo y Villafuerte, 2003).

Hoy por hoy la caza de conejo se produce fundamentalmente durante el otoño y principios de invierno. En esta época las poblaciones de conejo se encuentran en sus mínimos naturales de abundancia y están constituidas fundamentalmente por ejemplares adultos de un alto valor potencial ya que han sobrevivido a enfermedades y predadores y son los responsables del éxito del siguiente periodo reproductor. Considerando únicamente estos datos, se podría pensar que la caza en una temporada diferente (como al comienzo del verano) sería menos perjudicial para la población puesto que habría más juveniles y se eliminarían menos individuos con alto valor reproductivo. De hecho, en las demás especies silvestres la época de caza no coincide con el periodo pre-reproductivo (excepto si el objetivo es controlar la población).

Según esto, el período de levantamiento de veda que actualmente existe para el conejo sería el más perjudicial si queremos conservar sus poblaciones a la vez que disfrutar del ejercicio de la caza (Angulo y Villafuente., 2003).

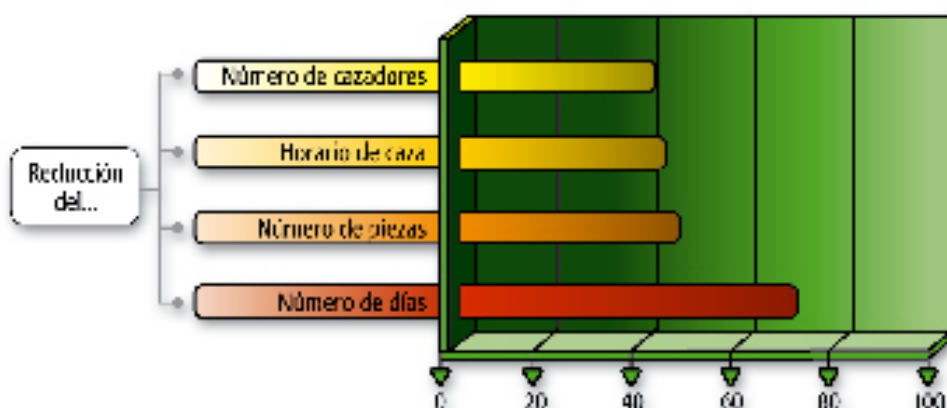
Sin embargo, otra corriente de opinión sostiene que la actividad cinegética durante el otoño-invierno no es tan perjudicial puesto que el impacto de la misma también depende de la modalidad de caza ya que cada una afecta de forma diferente a las diferentes clases de edad o sexo. La caza con perro y escopeta está sesgada hacia los individuos que más campean en cada momento del año: cuando se efectúa en época de descaste selecciona más a los jóvenes del año, mientras que en otoño-invierno selecciona preferentemente a los machos sub-adultos, luego a los adultos, después a las hembras sub-adultas y por último a las hembras adultas. Teniendo en cuenta esta selección diferencial de los individuos, la caza con escopeta en otoño-invierno no sería tan perjudicial puesto que las hembras adultas, que son las que van a reproducirse, serían las menos perjudicadas (Angulo y Villafuente, 2003; Calvete y cols., 2005b).

En cualquier caso y a falta de trabajos científicos de campo que comprueben estas teorías, s que podemos asegurar el beneficio de adelantar el final de la época de caza, con el objeto de evitar cazar las hembras que se están reproduciendo o se van a reproducir e incrementar su supervivencia (Cuadro 6).

3.2.3. ESTABLECIMIENTO DE CUPOS Y ZONAS DE RESERVA

La actividad cinegética está regulada por las Comunidades Autónomas que establecen la temporada, los métodos y los días de la semana en que se puede cazar cada especie. Dentro de estos márgenes, los cazadores pueden ajustar la presión cinegética en función de los niveles de abundancia de la población y de los registros de las capturas de años anteriores. El control de la presión de caza se puede llevar a cabo mediante la reducción del número de días, del horario de caza, del número de cazadores por día o del número de piezas por cazador. Estas estrategias son aplicadas con frecuencia por los propios cazadores, que progresivamente se conciencian de la necesidad de regular su propia actividad cinegética con el objetivo de mantener la población de conejos de su coto. Por ejemplo en más del 75% de los cotos andaluces se aplicó alguna medida encaminada a reducir la presión de caza durante la temporada 1998-99 (Figura 1).

Figura 1. Frecuencia relativa (%) de utilización de las estrategias de reducción de la caza en Andalucía durante la temporada cinegética de 1998-1999.



Otra actuación para reducir la presión cinegética se basa en la creación de zonas de reserva dentro del coto, en las cuales no se puede practicar la caza ni otras actividades que incidan negativamente sobre las especies cinegéticas, y suelen

constituir alrededor del 10% de la superficie del coto. Estas zonas actúan como reservorios de la población que se está cazando, por lo que se recomienda que comprendan algunos de los parches con mayor abundancia de conejo y donde el entorno (suelo, vegetación, microclima, etc.) sea el más adecuado para la especie. Los beneficios de estas reservas son evidentes, de forma que su creación es obligatoria en algunas comunidades autónomas.

3.2.4. SEGUIMIENTO DE LA ACTIVIDAD CINEGÉTICA

Un buen seguimiento, tanto de la propia actividad cinegética (saber lo que se caza) como de su impacto sobre la población (saber lo que había y lo que queda), puede darnos una idea de cómo planificar la gestión de la temporada siguiente. Por tanto, además de realizar alguno de los seguimientos de la abundancia descritos en apartados anteriores, es muy útil llevar a cabo un registro de las capturas de cada temporada cinegética (tablas de caza) a lo largo de los años.

El registro de capturas debe consistir como mínimo en el número de animales cazados cada temporada, ya sea exacto o estimado a partir de una muestra. Sin embargo, el registro puede ser mucho más completo, de manera que de una idea fiable de la variación progresiva de la estructura de edades y sexos en la población a lo largo del periodo de caza. Así, la información continua sobre el número de capturas de cada temporada se puede ampliar en varios niveles si el registro especifica el sexo y la edad de los ejemplares abatidos, las piezas cobradas por cazador en cada día de caza, o las diferentes zonas de la finca en las que se ha cazado. Es recomendable que el registro incluya no sólo los resultados de la caza sino también el esfuerzo (número de cazadores, horario y días de caza). Con estos datos, un buen gestor puede evaluar de forma fiable los efectos de la presión cinegética a lo largo de la temporada, y establecer cuándo es el mejor momento para finalizar la temporada (Cuadro 6).

3.3. LAS ENFERMEDADES

3.3.1. LA MIXOMATOSIS Y LA ENFERMEDAD HEMORRÁGICA DEL CONEJO

La mixomatosis está producida por un virus originario de algunos conejos americanos del género *Sylvilagus*, en los que causa lesiones leves en la piel denominados mixomas, de donde procede el nombre de la enfermedad. El virus fue descubierto a finales del siglo XIX en una granja de conejos europeos que se estableció en Montevideo. Dada la gran mortalidad que produjo, comenzó a ensayarse su uso como método de control y en 1952 fue introducido intencionadamente en Francia y de ahí se extendió de forma natural a las poblaciones ibéricas (Angulo y Cooke, 2002).

La enfermedad hemorrágica apareció en conejos domésticos en China en 1984. También se ha llamado EHV (Enfermedad Hemorrágica Vírica), RHD o RCD (del inglés Rabbit Haemorrhagic Disease o Rabbit Calicivirus Disease). Llegó a Europa a través del comercio de conejos domésticos en 1987 y se extendió de forma natural a las poblaciones silvestres. Las hipótesis sobre su origen indican que se originó por mutación de un virus inocuo presente en algunas poblaciones de conejo; estas poblaciones, como muchas en Inglaterra, son inmunes al virus de la enfermedad hemorrágica (Angulo y Cooke, 2002).

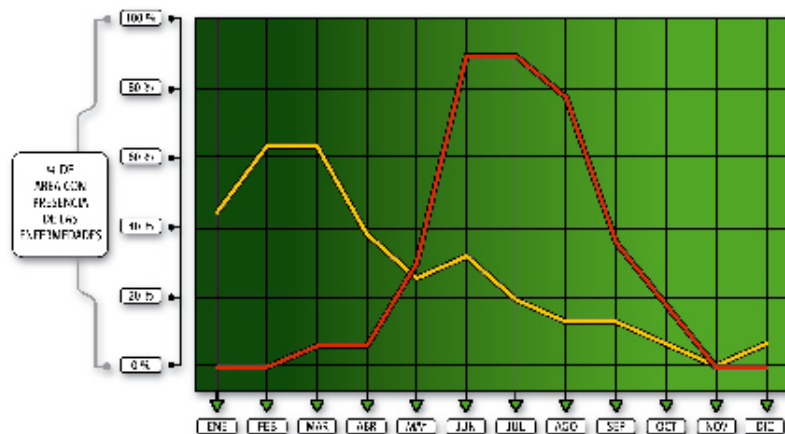
3.3.2. IMPACTO SOBRE LAS POBLACIONES

La mayoría de las poblaciones tienen que soportar el impacto de ambas enfermedades (Figura 2) que es muy variable en función del momento del año, de la proporción de conejos susceptibles y de la densidad poblacional.

El virus de la mixomatosis afecta fundamentalmente a los conejos jóvenes. Las lesiones producidas son muy características, con la presencia de mixomas o abultamientos de la piel en las orejas, cabeza, hocico, espalda y en los

párpados que llega a impedir la visión e indirectamente puede producir la muerte por depredación o falta de alimento. El virus se transmite de forma directa y a través de vectores (pulgas, mosquitos y garrapatas). Su incidencia es mayor cuando estos vectores son más abundantes y también cuando la densidad de conejos jóvenes en la población es mayor, generalmente durante el verano (Figura 2).

Figura 2. Incidencia de la mixomatosis (línea continua) y la enfermedad hemorrágica (línea discontinua) en 20 poblaciones de conejo andaluzas durante el año 1997. En muchos casos ambas enfermedades pueden incidir de forma simultánea sobre la misma población.



A lo largo de los años, tanto el virus de la mixomatosis como el propio conejo han ido evolucionando, de forma que se ha producido una cierta adaptación entre los conejos de una determinada población y los virus que tradicionalmente la afectan. En la actualidad se distinguen multitud de cepas del virus de la mixomatosis, adaptadas a las diferentes poblaciones. El movimiento de las cepas de unos lugares a otros, ya sea de forma natural (por sus propios vectores) o a través de las manipulaciones del hombre (movimientos de conejos, translocaciones), puede producir brotes epizooticos inesperados cuando una población se infecta con virus procedentes de otra. Actualmente, y aunque existen muchas diferencias entre estudios, la mortalidad que causa la mixomatosis afecta entre un 5 y un 20% de la población, llegando en algunos casos hasta el 60% (Angulo, 2003).

La epidemiología de la enfermedad hemorrágica y sus efectos sobre las poblaciones son muy diferentes a los de la mixomatosis. El virus se transmite por vía directa (por el aire, contacto entre individuos, excrementos, moscas, etc.) y produce una hepatitis necrosante, trastornos en la coagulación que provocan hemorragias internas que afectan sobre todo a los pulmones, al corazón y a los riñones, y generan la muerte tras un período de incubación muy breve. En los cadáveres se aprecia en ocasiones la presencia de exudados sanguinolentos por la nariz. Su incidencia en las poblaciones suele ser mayor durante el invierno, pero puede aparecer a lo largo de todo el año (Figura 2). De hecho cualquier causa de estrés en la población puede provocar un brote de enfermedad. Las mortalidades que produce la enfermedad hemorrágica en las poblaciones de conejo se estiman actualmente en un 15-20% de los adultos y un 50% de los juveniles (Angulo, 2003).

3.3.3. PREVENCIÓN DE ENFERMEDADES: CAMPAÑAS DE VACUNACIÓN

Las campañas de vacunación de conejos silvestres frente a mixomatosis y EHV son prácticas de gestión usadas frecuentemente con fines cinegéticos y conservacionistas. Consisten fundamentalmente en la captura de un elevado número



Conejo silvestre.

de individuos y su vacunación in situ frente a ambas enfermedades. Después, los individuos son liberados en el mismo lugar o madriguera donde se capturaron para evitar de este modo un aumento en el riesgo de depredación. A pesar de la gran frecuencia de uso de estas campañas (en Andalucía se aplicaron aproximadamente en el 10% de los cotos durante la temporada 1998-99; Angulo, 2003) su efectividad en el campo no ha sido valorada suficientemente.

Existen dos tipos de vacunas comerciales frente a mixomatosis, homólogas y heterólogas, ambas compuestas por virus vivos atenuados. Las homólogas están fabricadas a partir del virus de la mixomatosis y las heterólogas a partir de un virus similar aunque menos patógeno, el virus del fibroma de Shope. Las primeras tienen una eficacia de inmunización (probadas en conejos domésticos) mayor que las segundas, pero también presentan mayores efectos secundarios. Las

vacunas comerciales frente a EHV son inactivadas (compuestas por virus muertos), tienen una alta eficacia de inmunización (probadas en conejos domésticos) y muestran efectos secundarios inferiores a las vacunas frente a mixomatosis.

Ambas vacunas, frente a mixomatosis y frente a EHV, se suelen inocular por vía subcutánea, no se pueden mezclar, por lo que deben utilizarse jeringuillas y agujas diferentes para cada una e inocular en dos zonas distanciadas del cuerpo. Es importante utilizar agujas nuevas para cada conejo con el fin de evitar la transmisión de patógenos de un individuo a otro. En la actualidad existen vacunas bivalentes que en una sola inoculación inmunizan contra ambas enfermedades simultáneamente.

La vacunación frente a mixomatosis debe dirigirse a proteger a los jóvenes y sub-adultos menores de un año de edad puesto que en la mayoría de las poblaciones naturales, los adultos de más de un año muestran una alta prevalencia de anticuerpos lo que indica que han superado la enfermedad y son inmunes a la misma. Por tanto, es aconsejable realizar la campaña de vacunación al final del período reproductor, cuando la proporción de jóvenes en la población es mayor.

La EHV, afecta a todas las clases de edad a excepción de los jóvenes menores de 2 meses que son resistentes a esta enfermedad. La vacunación frente a EHV debe estar dirigida a los conejos adultos, más que a los juveniles o sub-adultos, puesto que los adultos tienen un mayor valor reproductivo y resultan menos afectados por el estrés de la captura, la manipulación y la propia vacunación. Es aconsejable vacunar justo antes de que comience el período reproductor para conseguir inmunizar a un mayor número de adultos potencialmente reproductores.

Aunque no existe información precisa sobre el efecto de la vacunación sobre la abundancia de población, diferentes estudios muestran que las vacunas frente a ambas enfermedades son una herramienta profiláctica efectiva para aumentar la concentración de anticuerpos en los individuos, aunque la respuesta inmune está condicionada por la condición fisiológica de los animales (Cabezas y cols., 2006). En general los conejos que presentan mayor concentración de anticuerpos muestran un incremento en su supervivencia a largo plazo (Calvete y cols. 2004b; Cabezas, 2005). Sin embargo, durante las campañas de vacunación, la captura y la manipulación de los individuos (especialmente de los jóvenes), junto a los efectos secundarios de las vacunas (que afectan principalmente a los conejos con pobre condición física) incrementan la mortalidad de los animales durante los primeros días (Calvete y cols., 2004c). Esta información sugiere que los beneficios de las campañas de vacunación se pueden ver contrarrestados por este incremento de mortalidad derivado tanto del manejo de los conejos como de los efectos secundarios provocados por las vacunas.

Hasta la fecha sabemos que la vacunación es efectiva a nivel de individuo (un conejo vacunado probablemente adquirirá resistencia frente a la infección), pero la eficacia de la inmunización de un elevado número de conejos durante las campañas de vacunación (como medio para reducir el impacto de ambas enfermedades) permanece todavía sin valorar, puesto que se desconoce la influencia de tal actuación sobre los parámetros epidemiológicos de ambas enfermedades en las poblaciones naturales de conejos.

3.3.4. SEGUIMIENTO DE LAS ENFERMEDADES A LO LARGO DEL AÑO.

Como ya hemos visto en apartados anteriores, el seguimiento de las poblaciones no debe limitarse a monitorizar los cambios en su abundancia, sino que debe extenderse a los procesos que ocurren en las poblaciones y en su entorno. Siendo las enfermedades una importante causa de mortalidad (en la mayoría de los casos muy visible), es muy sencillo realizar un seguimiento de su incidencia a lo largo del año. En los casos en que no se pueda o no se sepa distinguir la causa

de mortalidad, se deben enviar muestras de cadáveres a los laboratorios de referencia que existen en cada comunidad autónoma para determinar la causa de muerte.

El seguimiento de las enfermedades en una población consiste básicamente en registrar la presencia de animales enfermos. El registro puede realizarse al mismo tiempo que se realizan los censos directos de abundancia en transectos, apuntando también la presencia y el número de conejos enfermos o muertos; de esta forma el seguimiento tiene la misma periodicidad que el censo de abundancia. Si se dispone de una persona que está a menudo en el campo (un guarda por ejemplo), el registro se puede realizar de forma independiente a los censos, obteniendo los datos de manera continuada durante todo el año; en este caso se registran los ejemplares enfermos o muertos en las fechas en que van apareciendo. Este segundo método es más exacto pero supone una mayor inversión de tiempo. En cualquier caso, el objetivo final es conocer la duración y temporalidad de los brotes (fecha de inicio y fin), y su intensidad (número de conejos afectados que se observan) año tras año.

Combinar esta información con un seguimiento detallado de la abundancia de población (mensual, bimensual o trimestral) favorece la planificación de las actuaciones dirigidas a la lucha contra las enfermedades y posteriormente permite cuantificar el éxito de dichas actuaciones. Supongamos, por ejemplo, que una finca decide realizar una actuación frente las enfermedades. Para ello es necesario conocer en primer lugar el tipo de enfermedad (usualmente mixomatosis o enfermedad hemorrágica), el momento del año en que se detecta y la duración de los brotes. Aunque la mayor parte de los agricultores y cazadores pueden determinar sin problema el tipo de enfermedad, si fuese necesario se deben enviar las muestras de los animales muertos (enteros o simplemente vísceras) a los laboratorios de sanidad animal de cada comunidad. Si el envío no es inmediato, las muestras deben guardarse en bolsas de plástico con etiquetas identificativas (fecha, lugar, etc.) y ser inmediatamente congeladas hasta su envío. Posteriormente, y como se ha indicado, basta con llevar un registro del número de conejos enfermos o muertos, así como la fecha y lugar del avistamiento. Esta información permitirá determinar las características de los brotes y aplicar la actuación de prevención contra la enfermedad más adecuada y en el momento adecuado. La existencia de un seguimiento de la abundancia nos ofrece la posibilidad, por un lado, de inferir los efectos de las mortandades que van ocurriendo en la abundancia poblacional (los brotes de enfermedad afectarán a la abundancia de conejos, en mayor o menor grado en función del período del año en que ocurran), y por otro, de evaluar la eficacia de la actuación realizada contra la enfermedad (por ejemplo, comparando la abundancia de conejos de años precedentes a la actuación con la de los años posteriores a la actuación).

3.4. LOS PREDADORES

3.4.1. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LA DEPREDACIÓN

En los ecosistemas mediterráneos ibéricos los conejos muestran un alto “índice de apetencia”, es decir, una elevada relación entre la energía que obtiene un depredador devorando a un ejemplar y la energía que gasta en capturarlo. Por ello el conejo silvestre constituye una especie de la que se alimentan un alto número de depredadores.

La mayor parte de las características morfológicas y la forma de vida de los conejos son consecuencia directa del largo proceso de coevolución de la especie con sus depredadores en la península Ibérica. Por ese motivo, la depredación en sí no constituye un problema en el mantenimiento de las poblaciones de conejo, y en condiciones naturales el número de depredadores y presas se controlan respectivamente. Además el fenómeno de la depredación es vital en los ecosistemas. Los depredadores eliminan preferentemente a los ejemplares enfermos, débiles o con taras (reduciendo el riesgo de propagación

de epidemias y parásitos), aumentan la calidad de la especie permitiendo la supervivencia de los individuos más aptos, y regulan los excedentes haciendo que las poblaciones permanezcan en los niveles adecuados para el hábitat.

3.4.2. EL IMPACTO DE LOS PREDADORES SOBRE LAS POBLACIONES DE CONEJO SILVESTRE

No todos los predadores que se alimentan de conejos afectan del mismo modo a sus poblaciones, ni todas las clases de edad son consumidas por las mismas especies (Cuadro 1).

Los gazapos que se encuentran aún en madrigueras o gazaperas y no han comenzado a campear de forma independiente presentan por lo general una alta supervivencia. Su forma de vida hace que no puedan ser capturados por rapaces aunque las cámaras de cría son depredadas por algunas especies de carnívoros (especialmente el zorro) y por jabalíes. Los conejos jóvenes que comienzan a campear son, entre todas las clases de edad, los que presentan mayores índices de mortalidad por depredación. Su tamaño y su inexperiencia los hacen aptos para muchos predadores por lo que tanto carnívoros como rapaces consumen conejos juveniles en altas proporciones. Los conejos adultos, que han logrado sobrevivir a enfermedades y predadores durante sus fases de gazapo y joven, que han alcanzado ya su tamaño definitivo y una mayor experiencia, presentan niveles muy altos de supervivencia (Villafuerte, 1994).

No todos los predadores provocan el mismo impacto sobre las poblaciones de conejo. Por ejemplo, siendo el lince un carnívoro especializado en el consumo de conejos y cuya dieta está constituida prácticamente sólo por esta especie, es entre los carnívoros, el que menor impacto de depredación provoca. Esto se debe a que su consumo diario de conejos no es muy alto (1 conejo al día / lince; Aldama, 1993), a la baja densidad que alcanza (las mayores abundancias están entre 13 y 21 lince por 100 km²), y a que es un super-depredador que expulsa a otros carnívoros de su territorio para evitar la competencia. Una situación similar se produce en el caso del águila imperial.

Por el contrario, las especies que más presión de depredación causan son las especies generalistas u oportunistas (que tienen una dieta muy diversificada). La abundancia de este tipo de predadores no está condicionada por la presencia o densidad de conejos, puesto que son capaces de adaptar su dieta a otros recursos disponibles. Por ello, y al contrario que los predadores especialistas, pueden ser abundantes cuando las poblaciones de conejo son escasas y es precisamente en estos casos cuando su presión de depredación es mucho más elevada. Los predadores generalistas que más perjuicio ocasionan a las poblaciones de conejos son los zorros, y los perros y gatos asilvestrados. Últimamente, y debido a su abundancia, los jabalíes también causan importantes estragos, generalmente mediante la destrucción de gazaperas y madrigueras (Cuadro 1).

3.4.3. EL CONTROL DE PREDADORES

Actualmente la mayoría de las poblaciones de conejo se encuentran en unos niveles de abundancia extremadamente bajos, de los que no parecen capaces de recuperarse por sí mismas. Es posible que en esta situación, las poblaciones de conejo no puedan soportar la presión de los predadores. En este caso podría estarse produciendo un efecto de retroalimentación: el escaso número produce un efecto negativo sobre las poblaciones de predadores especialistas, lo que a su vez provocaría un incremento de los generalistas y en consecuencia un incremento de la presión de depredación, bajos niveles poblacionales y así sucesivamente. Este proceso se agrava cuando otras causas afectan también de forma severa al sistema, por ejemplo cuando el hábitat ha sido muy deteriorado (grandes extensiones de monocultivos, dehesas sobrepastoreadas, eliminación de las zonas de matorral, etc.), cuando la presión cinegética se sigue ejerciendo de forma poco controlada a pesar de las bajas abundancias o cuando sobrevienen brotes de enfermedades.

*Gazapos.*

Sin embargo existen estudios que demuestran que los únicos predadores que pueden considerarse limitadores de la población de conejos, sobre todo en ecosistemas agrícolas, son los zorros y los perros asilvestrados, y en algunos casos los jabalíes. Existen ocasiones, por tanto, en que la reducción de estos predadores oportunistas puede constituir una herramienta de gestión adecuada siempre que se realice por medio de una metodología correcta. Un control de predadores mal realizado puede tener consecuencias nefastas para toda la red trófica del ecosistema (Pech y cols., 1992; Gortázar, 1997). Se deben usar para ello métodos que actúen de forma selectiva, es decir, que aseguren la especie de depredador que estamos eliminando, y siempre según marcan las leyes. Ya que los zorros, los perros asilvestrados y los jabalíes causan el daño más acusado sobre los ejemplares jóvenes, la época más adecuada de aplicar este método es durante el inicio del periodo reproductor de los conejos. Sin embargo, la disminución de la densidad de zorros o perros en una zona es una medida que generalmente resulta ineficaz y en muchas ocasiones presenta numerosos efectos colaterales. El más importante de estos últimos es que los métodos de captura selectivos no lo son en cuanto a la captura, y con frecuencia son atrapadas otras especies protegidas no pudiendo prácticamente nadie garantizar que estas especies protegidas sean liberadas sin sufrir daño. En el caso de los zorros la medida por sí sola suele resultar también ineficaz e incluso contraproducente, puesto que el área tratada se repuebla con ejemplares errantes o en dispersión, que encuentran en la nueva zona un lugar sin competencia intraespecífica donde establecerse.

Otro efecto que el control de predadores puede ocasionar es el incremento de otras especies depredadoras, entre los que destaca el lince. Hemos de recordar que la presencia de lince constituye el mejor control del resto de las especies de carnívoros (Palomares y cols., 1996 y 1998).

Por ello es imprescindible, antes de recurrir al control de predadores, reducir los factores que estén causando el aumento de la abundancia de zorros, perros y gatos asilvestrados y jabalíes, como es el incremento de vertederos incontrolados. Tampoco hay que olvidarse que la forma más adecuada de disminuir el impacto de depredación sobre la población de conejos, es favorecer aquellos elementos del hábitat que actúen como refugios de los conejos frente a sus predadores, como se ha visto en apartados anteriores.

4. LAS TRANSLOCACIONES: UN CONTROVERTIDO MÉTODO DE GESTIÓN

4.1. LAS TRANSLOCACIONES: ¿UNA HERRAMIENTA DEMASIADO FRECUENTE?

La translocación o repoblación de conejos silvestres es una herramienta de gestión utilizada cada vez con más frecuencia en nuestro país (Angulo, 2003). Por ejemplo, en la temporada 1998-99 se llevaron a cabo translocaciones de conejos en alrededor del 12% de los cotos andaluces (Angulo, 2003). El objetivo es siempre el reforzamiento o la reintroducción de la especie en lugares donde las poblaciones han reducido el número de efectivos o donde han desaparecido. Probablemente puedan contarse por millones el número de conejos translocados cada año con fines cinegéticos o de conservación.

Desgraciadamente, la mayoría de las translocaciones son realizadas sin cumplir los requisitos necesarios para garantizar su éxito y para evitar sus efectos negativos. La transmisión de parásitos internos y externos, de agentes patógenos causantes de diversas enfermedades, la introducción de conejos domésticos o híbridos y de ejemplares de una subespecie en el rango de distribución de la otra, son los principales efectos adversos que las translocaciones pueden originar. Estos factores pueden no sólo conducir al fracaso de una translocación sino también ocasionar problemas sanitarios o ecológicos de difícil solución o de consecuencias desconocidas. De hecho, probablemente, las translocaciones incontroladas de conejos hayan contribuido a la extensión de la EHV en la península Ibérica, o puedan estar impidiendo en la actualidad la recuperación de algunas poblaciones autóctonas. En la mayoría de los casos, las translocaciones deben evitarse e intentar recuperar las poblaciones con otros métodos de gestión como los vistos en apartados anteriores.

Sin embargo, en algunas ocasiones, las translocaciones son el único instrumento del que se dispone para solucionar problemas importantes de conservación. Por ejemplo, en lugares donde el conejo se ha rarificado hasta el punto de poner en una situación extrema al lince ibérico o al águila imperial, una correcta translocación de conejos puede ser una solución adecuada.

4.2. REQUISITOS PARA REALIZAR UNA TRANSLOCACIÓN

Antes de decidir la realización de translocaciones, los problemas que causaron la disminución de la abundancia de conejos han de estar resueltos puesto que los mismos problemas pueden afectar a los ejemplares que se transloquen. Una vez tomada la decisión de realizar una repoblación existen otros requisitos que son de obligado cumplimiento si queremos tener alguna garantía de éxito:

- Las condiciones del medio donde los ejemplares vayan a ser liberados han de ser las adecuadas para cubrir los requerimientos vitales del número de individuos translocados.

- Los individuos translocados han de ser de la misma subespecie que los conejos de la zona receptora y de características genéticas similares.
- La captura y traslado de los individuos deben ser realizados de manera que se garantice su buen estado físico y fisiológico durante todo el proceso. También es necesario considerar los daños que se puedan ocasionar en la población donante por efecto de la extracción de un alto número de ejemplares, o el impacto ambiental producido por el tipo de captura.
- El estado fisiológico de los individuos en el momento de su liberación debe ser óptimo, por lo que es necesaria la realización de un seguimiento sanitario de los conejos. Este último aspecto pudiera obviarse si existe la certeza de que ambas poblaciones, donante y receptora, por su proximidad geográfica (sobre 3 a 4 km entre ambas) están sometidas a las mismas condiciones ambientales y a los mismos agentes patógenos.

4.3. CONTROL SANITARIO Y CUARENTENA

Las translocaciones de individuos de otras regiones pueden provocar la introducción de nuevos agentes infecciosos, como parásitos o cepas víricas, en el medio en el que se liberan provocando un incremento de la mortalidad en los animales autóctonos. Un periodo de cuarentena donde se realice un control sanitario adecuado de los individuos antes de ser translocados es, posiblemente, la herramienta veterinaria más eficaz para evitar la liberación de animales en proceso de incubación de mixomatosis o enfermedad hemorrágica (Calvete y cols., 2005a). Diferentes estudios han mostrado que un seguimiento sanitario simple de los animales enfermos y heridos ya aumenta la supervivencia de los conejos liberados (Moreno y cols., 2004; Cabezas, 2005).

Las actuaciones que obligatoriamente se han de llevar a cabo durante la cuarentena son: el marcaje individual, la desparasitación y la vacunación frente a mixomatosis y EHV. El marcaje permite llevar un seguimiento sanitario a escala individual. Para marcar a los conejos lo ideal es utilizar marcas numeradas pequeñas y de colores discretos que se colocan en la oreja, evitando el tercio inferior donde el riesgo de infecciones es mayor. Los marcajes mediante cortes en el cartílago auricular deben ser realizados de forma que se eviten hemorragias e infecciones posteriores (realizando cortes limpios con utensilios esterilizados).

La desparasitación externa de los individuos es obligatoria para eliminar aquellos artrópodos que pueden actuar como vectores del virus de la mixomatosis o de otros agentes infecciosos. Una sola aplicación de un insecticida líquido, apto para uso directo sobre animales (cicloperitrina por ejemplo), es suficiente para eliminar riesgos de importación de estos agentes infecciosos a través de sus vectores. En cuanto a las desparasitaciones internas, los conejos deben ser tratados principalmente frente a coccidios, cestodos y nematodos, usando productos comerciales adecuados. Las vacunas frente a mixomatosis y EHV, deben ser administradas el mismo día de su captura siguiendo el protocolo que se menciona en el apartado de "Prevención de enfermedades" (Calvete y cols., 2005a).

La supervivencia de los conejos translocados está estrechamente relacionada con la condición física que los individuos presentan tras la cuarentena (Cabezas, 2005) por lo que es muy importante mantener a los conejos en unas condiciones óptimas durante este periodo: mantener una temperatura suave en la nave de cuarentena y unas condiciones higiénicas adecuadas; inspeccionar visualmente a todos los conejos al menos dos veces al día para detectar posibles problemas en el estado de los animales; evitar el trasiego innecesario de personas y cualquier perturbación que pueda

causar estrés a los individuos (como el ruido); proporcionar agua y alimentos adecuados para evitar disbiosis intestinales (diarreas) que pueden provocar la muerte de los conejos. La dieta puede estar basada en heno de alfalfa desde el primer día y paulatinamente introducir pienso comercial para conejos reproductores hasta estar disponible ad libitum a la mitad del periodo de cuarentena (aproximadamente a los 7 días).

La duración de la cuarentena va a depender del periodo de incubación de las enfermedades y del tiempo necesario para desarrollar inmunidad frente a mixomatosis y EHV tras la vacunación. En conejos domésticos este periodo (y por tanto la duración de la cuarentena) se estima entre aproximadamente 12 y 18 días, aunque en ocasiones es necesario ampliarlo.

A pesar de las ventajas expuestas, la cuarentena en sí misma puede producir un alto nivel de estrés en los conejos ocasionado por el mantenimiento en cautividad de animales silvestres, y esta perturbación puede aumentar el riesgo de mortalidad tanto durante el periodo de confinamiento como durante los primeros días tras la suelta. Por lo tanto, los programas de translocaciones deben tener en cuenta este compromiso entre minimizar el riesgo de enfermedad tanto de los animales translocados como de los nativos y los efectos adversos del periodo de cuarentena.

4.4. MÉTODOS DE SUELTA

La supervivencia de los conejos translocados es uno de los índices de estima más claros del éxito o fracaso de la translocación, y el método de suelta es uno de los factores que influye de forma decisiva en la supervivencia, especialmente durante los primeros días posteriores a la suelta (Calvete y Estrada, 2004; Moreno y cols., 2004). Durante este periodo los animales se encuentran en un estado de desorientación y confusión que les hace especialmente vulnerables. Comienza para ellos una fase de dispersión y de exploración del nuevo entorno en busca de un lugar adecuado que disponga de refugio y alimento donde establecerse, crear nuevas relaciones sociales y en definitiva comenzar una nueva vida y reproducirse. En este periodo inicial es cuando los conejos se exponen a un mayor riesgo de depredación.

La supervivencia de los conejos translocados está condicionada por muchos factores, algunos de los más importantes son: la época del año en la que se realiza la translocación, la edad de los individuos translocados, la calidad del hábitat (refugio y alimento) del medio receptor, el tamaño del lote liberado y el método de suelta (Calvete y Estrada, 2004; Moreno y cols., 2004; Cabezas, 2005).

Se ha demostrado que la época más propicia para realizar una translocación es a finales de verano y principios de otoño. En esta época los conejos son mayoritariamente adultos o subadultos, con una elevada tasa de supervivencia y un alto valor reproductivo. La desventaja de translocar en este periodo es la dificultad de conseguir un número adecuado de individuos para realizar la translocación ya que la densidad poblacional es la más baja del año (Moreno y cols., 2004).

En cuanto a la cobertura vegetal del nuevo medio, la existencia de parches extensos de vegetación densa favorece las oportunidades de refugio y suele producir una supervivencia alta. La supervivencia se incrementa si además de la cobertura vegetal la disponibilidad de alimento es elevada, ya que se reducen los movimientos erráticos de los conejos y por tanto la distancia media de dispersión (Calvete y Estrada, 2004; Cabezas, 2005).

Aunque en general el éxito de una translocación aumenta cuanto mayor es el número de conejos liberados, se ha demostrado que la liberación de grandes lotes (más de 25-30 individuos) de forma simultánea y concentrada en un

área pequeña constituye un foco de atracción para los predadores (especialmente zorros) produciéndose fenómenos de depredación múltiple y un incremento de la mortalidad. La estrategia óptima es liberar el mismo número de individuos en grupos de 8-10 madrigueras (2-3 conejos en cada madriguera) distanciadas unos 100 metros entre ellas. Y después ir estableciendo una serie de estos núcleos con cierta conexión entre los mismos (distancias no mayores a 2 km) para incrementar de este modo la expansión natural de la población.

El método de suelta o liberación de los conejos también va a condicionar en gran medida el éxito de una translocación (Calvete y Estrada, 2004). Básicamente existen 3 métodos de suelta: suelta libre, suelta en madriguera y suelta en madriguera con cerca.

La suelta libre libera a los conejos en el medio sin ningún tipo de protección. Este método generalmente genera una elevada mortalidad por depredación, excepto en algunos casos en los que el medio donde se liberan ofrece una alta capacidad de carga para los conejos.

El segundo método, la suelta en madriguera, consiste en la liberación de los conejos en el interior de madrigueras naturales o artificiales. Sus resultados son similares a los de la suelta libre puesto que los conejos abandonan la madriguera en pocos minutos y se encuentran expuestos también a un alto riesgo de depredación.

Por último, la suelta en madriguera cercada consiste en la utilización de cercas que impidan a los conejos abandonar las madrigueras donde han sido liberados durante los primeros días tras la suelta. La cerca consiste en una malla gallinera de unos 80 cm. de alto en forma de "L", enterrada unos 30 cm hacia el interior del cercado. En el caso de usar madrigueras naturales, es conveniente asegurarse de que la madriguera está vacía o poco usada para evitar agresiones con los conejos nativos. El número de individuos que se introduzca en cada madriguera depende del tamaño de la misma. Los individuos se liberan dentro de la madriguera y las bocas se tapan durante la primera noche (para que se habitúen al nuevo espacio); luego se destapan las bocas de la madriguera y los conejos permanecerán dentro del recinto cercado durante un mínimo de 3 días proporcionándoles diariamente agua y alimento ad libitum. Es conveniente que el alimento sea el adecuado, por ejemplo heno de alfalfa, y evitar los cereales en grano como el trigo o la cebada y los piensos comerciales (a no ser que los conejos se hayan adaptado a su consumo durante la cuarentena).

Se ha demostrado que este tercer método es el más eficaz ya que reduce la distancia media de dispersión y consigue supervivencias elevadas (Calvete y Estrada, 2004). En medios abiertos, como las dehesas, la supervivencia llega a ser aproximadamente del 60 al 70%, y en medios más cerrados, como los bosques mediterráneos, llega a ser del 90 al 100%. Sin embargo, a pesar de que el último método es el más efectivo, el factor de depredación es difícilmente controlable, y en algunas ocasiones, los predadores se introducen en la madriguera superando el cercado y matando a los conejos. Estrategias para disuadir a los predadores, como vigilar la zona donde se ha llevado a cabo la translocación durante las primeras noches, aumentan la supervivencia.

En resumen, el tipo de método que se emplee va a depender, entre otros factores, de las características del medio. Así, en zonas con baja o ninguna cobertura, los dos primeros métodos estarían desaconsejados por la alta mortalidad que conllevan. En zonas con porcentaje de cobertura suficiente, podrían utilizarse cualquiera de los 3 métodos, barajando siempre las ventajas y las probabilidades de supervivencia de cada uno de ellos.

4.5. SEGUIMIENTO DE LAS TRANSLOCACIONES

Los costes y riesgos que una translocación conlleva, justifican por sí mismos la necesidad de realizar un seguimiento correcto del éxito o fracaso de la misma. El seguimiento proporciona información sobre el aumento de la abundancia debido a la translocación, así como de la duración de la efectividad.

El método para efectuar el seguimiento podrá ser más o menos complejo dependiendo del nivel de información que se desee obtener. El más sencillo consiste en realizar censos que nos permitan evaluar la abundancia de la población así como sus tendencias numéricas en el tiempo. La manera más correcta consiste en realizar estos censos antes de la translocación y continuar con los mismos durante todo el tiempo posible. Es necesario censar (sobre todo en el caso de que no hayan podido realizarse conteos previos) zonas donde no se hayan realizado translocaciones y que sean lo más similares posible (en cuanto al hábitat y a la abundancia de conejos) a aquellas donde sí se han efectuado. La comparación de los resultados sobre abundancia de conejos en ambas zonas a través del tiempo nos da una idea bastante precisa del éxito o fracaso de la actuación, y este conocimiento es de gran utilidad para futuras actuaciones. El tipo de censo o evaluación de la abundancia depende de las características del lugar donde se ha translocado (tamaño, topografía, tipo de vegetación, etc.) y de otros factores mencionados en apartados anteriores.

5. BIBLIOGRAFÍA

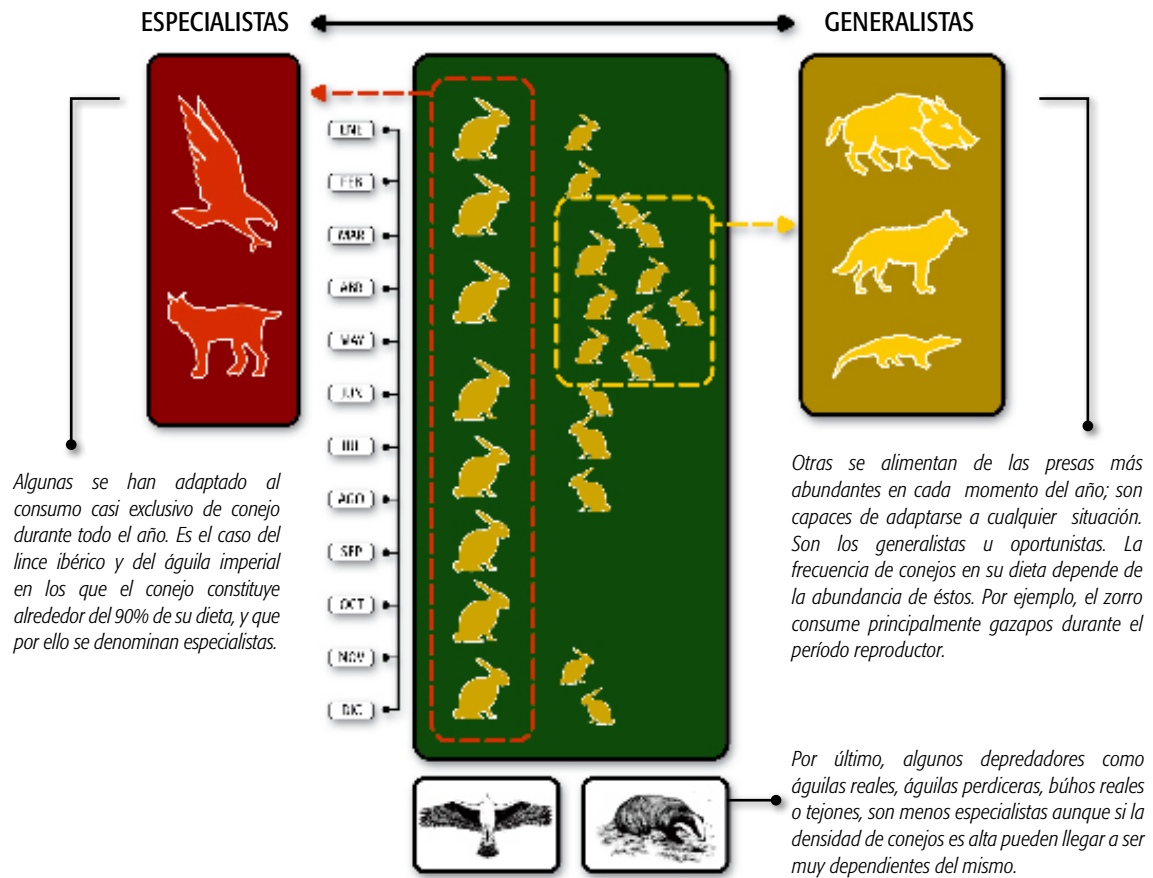
- Aldama, J. 1993. *Ecología energética y reproductiva del Lince Ibérico (Lynx pardina Temminck, 1824) en Doñana*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid. España.
- Angulo, E. 2003. *Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, España.
- Angulo, E., Cooke, B. D. 2002. *First synthesize new viruses then regulate their release? The case of the wild rabbit*. Molecular Ecology, 11: 2703-2709.
- Angulo, E., Villafuerte, R. 2003. *Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations*. Biological Conservation 115: 291-301.
- Ballinger, A., Morgan, D. G. 2002. *Validating two methods for monitoring population size of the European rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. Wildlife Research 29:431-437.
- Beltrán, J.F. 1991. *Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain*. Mammalia 55: 591-599.
- Blanco, J.C., Villafuerte, R. 1993. *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. ICONA. Madrid.
- Branco, M., Ferrand, N., 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., Templeton, A. 2002. *Postglacial dispersal of the European rabbit on the Iberian Peninsula reconstructed from nested clade and mismatch analyses of mitochondrial DNA genetic variation*. Evolution 56:792-803.
- Cabezas, S., 2005. *Aplicaciones a la conservación del conejo silvestre: translocaciones y mejora del hábitat*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, España.
- Cabezas, S., Calvete, C., Moreno, S. 2006. *Vaccination success and body condition in the European wild rabbit: applications for conservation strategies*. Journal of Wildlife Management 70, in press.
- Calvete, C., Estrada, R., Villafuerte, R., Osácar, J.J., Lucientes, J. 2002. *Epidemiology of viral haemorrhagic disease and myxomatosis in free-living population of wild rabbits*. The Veterinary Record 150:776-782.
- Calvete, C., Estrada, R. 2004. *Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbit. Improving the release protocol*. Biological Conservation 120:507-516.
- Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E., Cabezas-Ruiz, S. 2004a *Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape*. Landscape Ecology 19:531-42.

- Calvete, C., Estrada, R., Lucientes, J., Osacar, J.J., Villafuerte, R. 2004b. *Effects of vaccination against viral haemorrhagic disease (VHD) and myxomatosis on long-term mortality rates of european wild rabbits*. The Veterinary Record 155:388-392.
- Calvete, C., Estrada, R., Osacar, J.J., Lucientes, J., Villafuerte, R. 2004c. *Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral haemorrhagic disease (VHD) on the survival of European wild rabbits*. Journal of Wildlife Management 68:198-205.
- Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., Moreno, S., Villafuerte, R. 2005a. *Quarantine length, blood biochemical parameters and survival of translocated european wild rabbits*. Journal of Wildlife Management 69, 1063-1072.
- Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E. 2005b. *Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective*. Biological Conservation 121: 623-634.
- Cowan, D.P. 1987. *Group living in the European rabbit (Oryctolagus cuniculus): mutual benefit or resource localization*. Journal of Animal Ecology 56: 779-795.
- Delibes, M., Calderón, J. 1979. *Datos sobre la reproducción del conejo Oryctolagus cuniculus (L.) en Doñana, SO de la península Ibérica*. Doñana Acta Vertebrata, 6:91-99.
- Delibes, M., Hiraldo, F. 1981. *The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean Ecosystems*. Proc.World. Lagomorph. Econference: 614-622. Güelph, Canada.
- Ferrer, M. 2001. *The Spanish Imperial Eagle*. Lynx Editions, Madrid.
- Ferrer, M., Negro, J.J., 2004. *The Near-Extinction of Two Large European Predators: the Super-Specialists Pay a Price*. Conservation Biology 18, 344-349.
- Flux, J.E.C. 1994. *World distribution*. En: The history and biology of a successful colonizer (Ed.: H.V. Thompson y C.M. King), pp. 8-21. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Gibb, J.A. 1990. *The European Rabbit Oryctolagus cuniculus*. En: Rabbits, Hares and Pikas: Status, Survey and Conservation. Pp: 116-120. J.A. Chapman and E.C. Flux (Eds.). UICN, Glands. Switzerland.
- Gortázar, C. 1997. *Ecología y patología del zorro (Vulpes vulpes L.) en el valle medio del Ebro*. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza. España.
- Kolb, H.H. 1991. *Use of burrow and movements of wild rabbits (Oryctolagus cuniculus) in an area of hill grazing and forestry*. Journal of Applied Ecology 28:282-905.
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., Villafuerte, R. 2003. *Habitat-related differences in rabbit (Oryctolagus cuniculus) abundance, distribution, and activity*. Journal of Mammalogy 84:26-36.
- 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.
- Moreno, S., Villafuerte, R., Delibes, M. 1996. *Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits*. Canadian Journal of Zoology 74:1656-1660.
- Moreno, S., Villafuerte, R., Cabezas, S., Lombarda, L. 2004. *Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain*. Biological Conservation 118, 183-193.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Gaona, P. 1996. *Mesopredator release and prey abundance: reply to Litvaitis and Villafuerte*. Conservation Biology 10:678-679.
- Palomares, F., Ferreras, P., Travaini, A., Delibes, M. 1998. *Co-existence between Iberian lynx and Egyptian mongooses: estimating interaction strength by structural equation modelling and testing by an observational study*. Journal of Animal Ecology 67:967-978.
- Palomares, F. 2001. *Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment*. Wildlife Society Bulletin 29:578-585.
- Palomares, F. (2003) *The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits*. Mammalian Biology 68:224-234.
- Pech, R.P., Sinclair, A. R. E., Catling, P.C. 1992. *Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments*. Oecologia 89:102-112.
- Soriguer R.C. 1988. *Alimentación del Conejo (Oryctolagus cuniculus L. 1758) en Doñana. SO España*. Doñana Acta Vertebrata 15:141-150.

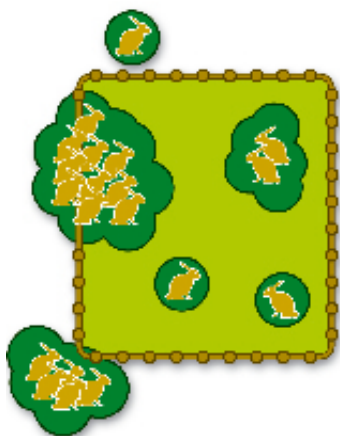
- Villafuerte, R. Kufner, M.B. y Moreno, S. 1993. *Environmental factors influencing the seasonal daily activities of the European Rabbit (Oryctolagus cuniculus) in a Mediterranean area*. Mammalia, 57:341-347.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C., Lucientes, J. 1995. *Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain*. Mammalia 59:651-659.
- Villafuerte, R., Moreno, S. 1997. *Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain)*. Acta Theriologica 42: 225-230.
- Villafuerte, R., A. Lazo y S. Moreno. 1997. *Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain)*. Rev. Ecol (Terre Vie), 52:345-356.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Lozano, J., Malo, A., López-Huertas, D.L. 2003. *Factors shaping European rabbit (Oryctolagus cuniculus) abundance in continuous and fragmented populations of central Spain*. Acta Theriologica. 48:113-122.

CUADRO 1: EL CONEJO COMO ESPECIE PRESA EN LOS BOSQUES Y DEHESAS MEDITERRÁNEOS

Por su abundancia numérica y su amplia distribución, el conejo se ha convertido en una pieza importante (e imprescindible para algunos depredadores) en la cadena trófica de los ecosistemas mediterráneos, y de ahí su interés en la conservación de nuestros montes. En España hay alrededor de 39 especies de depredadores que se alimentan de conejo.



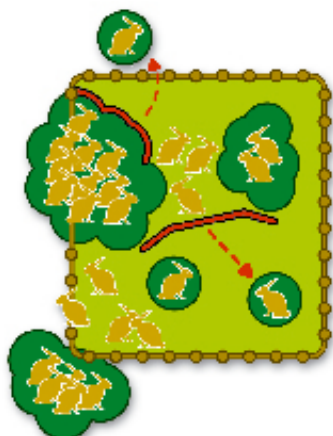
CUADRO 2: PASOS A SEGUIR EN LA RECUPERACIÓN DE UNA POBLACIÓN



1 Delimitar los parches de abundancia de conejo en la finca y en los alrededores, usando para ello uno o varios métodos de muestreo.



2 El objetivo final es conseguir una población continua en el espacio y con una densidad suficiente de conejos capaz de resistir las causas de mortalidad.



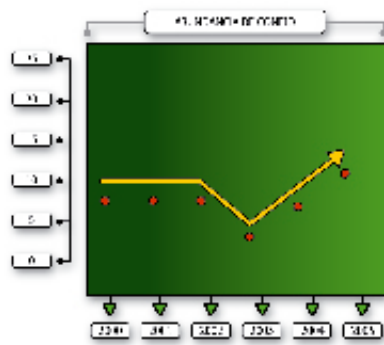
3 Gestionar el entorno para que sea adecuado (estudiando las posibles causas que han provocado el declive de la población). Focalizar el manejo (marcado en rojo) en los márgenes de los parches de máxima abundancia, con el objetivo de conectar con los parches de menor abundancia (flechas). Así la gestión actúa en forma de ola a partir de un parche de máxima abundancia.



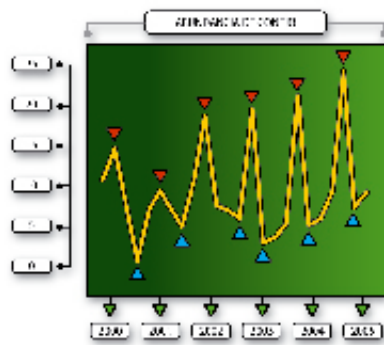
4 Valorar mediante muestreos el incremento de abundancia debido al manejo (nuevos conejos que van rellenando los huecos para conectar con otros parches). Continuar la gestión, el seguimiento de abundancia y de las actuaciones de manejo.

CUADRO 3: PERIODICIDAD DE LOS CENSOS

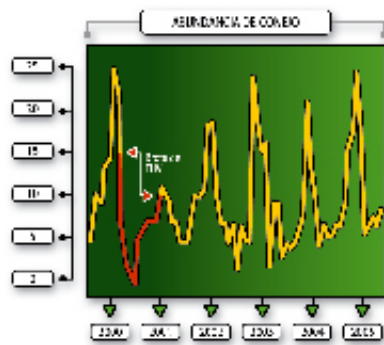
La exactitud del seguimiento de la abundancia de conejo depende de la periodicidad de los censos. Cuanto más frecuentes sean, mejor conoceremos las oscilaciones de la población. En estos gráficos se representan los datos que se obtendrían de la abundancia de una población en función de la frecuencia del censo.



Una **única estimación anual** permite observar la evolución interanual de la abundancia, es decir, la tendencia de las poblaciones a lo largo de los años. Esta estima puede realizarse, por ejemplo, antes del comienzo de la temporada de caza a finales de 2000 2001 2002 2003 2004 2005 septiembre o principios de octubre.

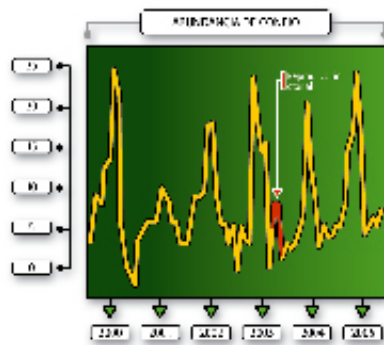


Si los censos son **trimestrales** (4 veces al año) se pueden observar las variaciones estacionales de la abundancia de conejo. Es decir, cuál es la productividad de cada año y cómo oscilan los picos de máxima abundancia a través de los años. En los ecosistemas mediterráneos ibéricos los meses recomendables para realizar estos censos son: marzo, junio, septiembre y diciembre



A través de los censos **mensuales**, se puede observar con más detalle la dinámica intraanual de la población. Si se combinan con otros datos del entorno de la población podemos entender las causas que provocan algunas variaciones imprevistas en la abundancia:

- combinando con datos de observaciones de animales enfermos o muertos, podemos observar el efecto de un brote de enfermedad.
- si realizamos unas siembras que estén disponibles al inicio del otoño, podemos observar un pico de reproducción otoñal.



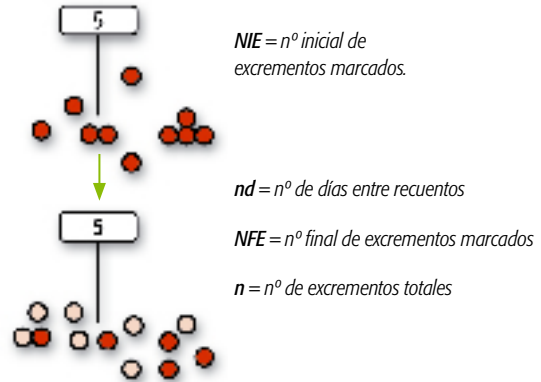
CUADRO 4: MAYOR EXACTITUD EN LOS CENSOS DE EXCREMENTOS

Si se desea una mayor precisión en el cálculo de la abundancia a partir de los conteos de excrementos en unidades fijas de muestreo, se puede calcular la tasa de desaparición, o de persistencia de los excrementos en el campo.

Para ello, en algunas unidades de muestreo (de 6 a 10 por hábitat), se colocan al final de la limpieza, un número conocido (usualmente 30) de excrementos frescos marcados con una pequeña mancha de pintura de color llamativo.

En el siguiente recuento se contabilizan el número de excrementos marcados que aún persisten en cada unidad de recuento. La persistencia diaria (PD) será calculada mediante la siguiente fórmula: $PD = (NFE/NIE)1/nd$, y el número correcto de excrementos se calculará mediante la fórmula: $N = n(PD - 1) / (PDnd - PD)$.

Un ejemplo en la unidad de muestreo nº 5.



CUADRO 5: LAS MADRIGUERAS



Las madrigueras pueden ser destruidas por el pisoteo de los animales, como los ungulados o el ganado; a ello se une el efecto de algunos carnívoros que escarban las bocas. En estos casos se pueden proteger utilizando cercas permeables a los conejos que excluyan a los ungulados o cubriendo las madrigueras con restos vegetales.

1 EL SUELO

Las madrigueras son más abundantes y de mayor tamaño en los lugares donde el suelo es fácilmente excavable. Cuanto más profunda es la madriguera, menor es la probabilidad de que la camada sea depredada (por ejemplo, por un zorro que excave).

2 EL REFUGIO

2.1. En hábitats abiertos, las madrigueras son grandes y extensas, con gran número de entradas que proporcionan refugio fácil y rápido. La creación y mantenimiento de estas madrigueras es costosa, por lo que los grupos familiares que las habitan son grandes, para poder colaborar en ello. Si la densidad de conejos es alta, la competencia entre hembras por criar dentro de las madrigueras aumenta, de manera que las hembras subordinadas deben construir las gazaperas en el exterior de las madrigueras. Los conejos se mueven grandes distancias por las galerías de las madrigueras de forma que su actividad es fundamentalmente subterránea.

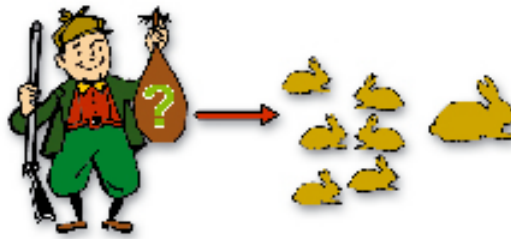
2.2. En hábitats cerrados, con abundante cobertura y escasez de zonas abiertas, los conejos construyen madrigueras pequeñas y dispersas, con escaso número de entradas, que generalmente usan sólo para criar. La actividad de los conejos es fundamentalmente superficial y los grupos familiares son muy reducidos.

CUADRO 6: CUÁNDO TERMINAR LA TEMPORADA DE CAZA

Distinguiendo las capturas por sexo y edad, un buen gestor puede evaluar los efectos de la presión de caza a lo largo de la temporada, de manera que puede establecer cuándo es el mejor momento para terminar el período de caza. Cuantos más avisos esperemos, mayor es el impacto de la caza para la población.

1

Cazando correctamente: el número de juveniles es mayor al de adultos.



2

El primer aviso: cuando la proporción de jóvenes se vaya reduciendo en relación a la de adultos.



3

El segundo aviso: cuando la proporción de hembras comience a igualar a la de machos.



En cualquier caso, la aparición de hembras en estado reproductor (gestantes o lactantes) en las capturas indica que la temporada de caza se está solapando con la de reproducción; este solapamiento tiene efectos muy negativos sobre la abundancia de la población, por lo que se debe interrumpir la caza. Por último, si el registro de caza incluye el esfuerzo (número de cazadores, horario y días de caza) se puede calcular el **número de capturas por unidad de esfuerzo**.

4

Una *caída brusca de esta variable* es un aviso importante para decidir poner fin a la temporada de caza.







LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

ÁREAS AGRÍCOLAS

Capítulo 24:

**GESTIÓN DE LA CAZA MAYOR
EN ÁREAS AGRÍCOLAS**

Pedro Fernández-Llario.

*Grupo de Biología Evolutiva, Etología y Gestión Cinegética, Universidad de Extremadura, 10071 Cáceres.
pfernandezllario@wanadoo.*

RESUMEN

La caza mayor y las zonas agrícolas han sido dos realidades habitualmente enfrentadas. La competencia por ocupar los mismos espacios ha hecho que las especies cinegéticas que utilizaban las zonas agrícolas fueran valoradas en función del daño causado. Por dicho motivo, este capítulo se centrará en la especie que más problemas viene ocasionando a las zonas agrícolas, el jabalí. Para ello, se analizarán en primer lugar las causas, tanto ligadas a los cambios en la manejo de la tierra como a las propias de biología del jabalí, que están motivando que en la actualidad esta especie presione cada vez con mayor intensidad en el sector agrícola. Seguidamente, se realizará una revisión de los métodos de gestión o control que se aplican sobre estas poblaciones de jabalí, valorándose, además, la efectividad y problemática de cada uno de ellos. Finalmente, se expondrán una serie de propuestas que tienen como objetivo redefinir esta relación entre especies de caza mayor y zonas de cultivo. La idea central girará en torno a lograr que esta fauna se convierta en un objetivo cinegético compatible con lo que ya se viene explotando y, también, en nueva fuente de ingresos para las pequeñas sociedades de cazadores, todo ello mediante la planificación y adecuación del campo en vistas a lograr una correcta explotación del recurso.

1. INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente la caza mayor y las zonas cultivadas han tenido una difícil relación. Al contrario de lo que sucede cuando nos referimos a las especies de caza asentadas en áreas boscosas bien conservadas, en donde es evidente que ha existido una mutua dependencia de supervivencia, en las zonas dedicadas al cultivo, las especies de caza mayor han sido un huésped que se ha colado, y en muchas ocasiones ha ocurrido sin haber sido invitado. Daños, denuncias y malestar son algunos de los términos que se escuchan a los propietarios que ven cómo el trabajo de muchos meses puede verse comprometido por la presencia de un elemento con el que no contaban, y del que además obtienen escasas contraprestaciones económicas.

No obstante, también es cierto que hay excepciones y que algunos aventureros han modificado sus fincas y las han adaptado a alguna especie que tenga especial predilección por las zonas abiertas, convirtiendo estos lugares en cazaderos que pueden llegar a dar excelentes resultados. Este es el caso de algunas propiedades que en la actualidad ofrecen excelentes resultados, en lo referente a trofeos, para una especie hasta hace poco tiempo bastante desconocida para el gran público como es el corzo. Desde hace pocas décadas estamos asistiendo a una auténtica revolución en las marcas de este pequeño ungulado, debido en buena medida a los corzos que se han venido desarrollando en zonas muy transformadas y diferentes a las que tradicionalmente asignábamos como ideales para ellos. Más recientemente, la espectacular expansión que está experimentando este cérvido le ha llevado a colonizar todo tipo de terrenos, incluidas las zonas agrícolas de gran parte del país donde se encuentra perfectamente adaptado, recordándonos su visión a las estampas de los corzos centroeuropeos.

Dentro del capítulo de excepciones, también se dan algunas curiosidades de especies de caza mayor que son criadas en extensiones agrícolas, o por lo menos pasan gran parte de su ciclo vital en zonas poco boscosas y muy humanizadas. Si nos fijamos en algunas de las fincas que albergan florecientes poblaciones de muflones y gamos, podemos ver cómo ambas especies se han adaptado perfectamente a estas zonas desprovistas de la típica apariencia que ofrecen los bosques mediterráneos, y que campan con aparente felicidad por los páramos cultivados de cereales y leguminosas.

Pero si hay una especie que monopoliza, casi en exclusividad, los comentarios sobre su vida y andanzas entre cultivos, ésa es el jabalí. Es un componente de lo más agreste de los bosques, pieza clave en el mantenimiento de ecosistemas tan tradicionales como la dehesa, máquina de adaptación a todo lo que a mediterráneo suene, no ha tenido problema en cambiar de hábitos y hacerse uno más entre los cultivos de maíz, olivos, cereales, diversas especies de regadío, etc. (Dardaillon, 1986, 1987; Herrero, 2001)

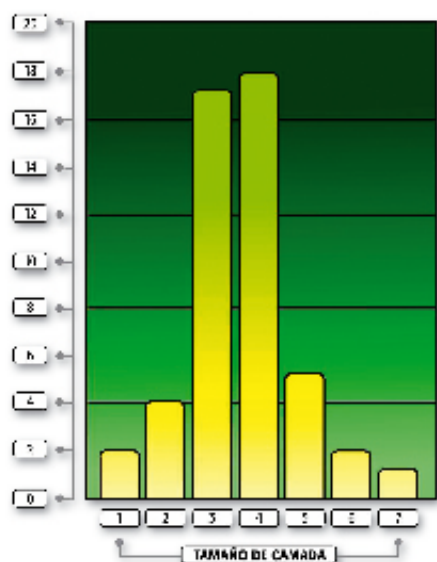
Por esta razón, en este capítulo dedicado a la gestión de la caza mayor en zonas agrícolas, se realiza casi en su totalidad un monográfico sobre las modificaciones que ha desarrollado el jabalí, con respecto a lo observado en áreas más típicas para ellos, en los aspectos biológicos claves de su dinámica poblacional. Una segunda parte estará dedicada a valorar los métodos que en la actualidad se están aplicando para controlar, en la medida de lo posible, los importantes daños que ocasiona a los cultivos. Se finalizará con una serie de recetas de confección propia que tienen como fin aportar algo de luz a este problema.

2. INCREMENTO DE DENSIDAD EN LAS ÁREAS AGRÍCOLAS, CAUSAS Y CONSECUENCIAS

Para todo aquel que siga creyendo que el jabalí encuentra su hábitat ideal entre los bosques mediterráneos o atlánticos bien conservados, basta con que analice, por ejemplo, las estadísticas de caza que cada año dan a conocer la Oficina Nacional de Caza francesa. Hace ya varias temporadas que el número de jabalíes abatidos y declarados es superior a los 200.000 individuos/año, alcanzándose esta espectacular cifra tras sucesivos años de un incremento constante. Resulta evidente deducir que esta avalancha de jabalíes no es fruto únicamente de un aumento de las zonas forestales, ni tampoco es exclusivo de la eliminación de predadores, ni tan siquiera del abandono de las tierras de cultivo por parte del hombre (Schley *et al.*, 1998; Schley y Roper, 2003). Los motivos de esta explosión demográfica hay que buscarlos también en el cambio de otras condiciones ambientales que han favorecido tres hechos claves en su dinámica poblacional: una disminución en la mortalidad, un aumento de la natalidad y un cambio en los hábitos de desplazamiento.

Para explicar el primero de estos factores, no sólo hay que centrarse en la manida explicación de la caída de los efectivos de los predadores naturales, ya que en la actualidad se está experimentando un incremento de algunos de ellos como ocurre en algunas zonas con el lobo y en determinadas áreas europeas con el lince boreal. Un hecho que parece estar influyendo de una manera decisiva es el cambio climático que está afectando ya de una forma clara a los montes europeos. Científicos de Luxemburgo han determinado que el incremento de los jabalíes de su pequeño país se corresponde con los momentos en los que los inviernos son más suaves (Schley, 2000). El calentamiento del planeta pudiera estar favoreciendo a las crías de jabalí ayudándoles a soportar mejor las terribles heladas que eran más mortales que los picos y colmillos. Inviernos más suaves con menos nieve, hielo... y la proliferación de plantas que no pausan sus ciclos vitales, han sido una inesperada ayuda para estas nuevas generaciones de jabalíes.

Figura 1. Tamaño de camada.



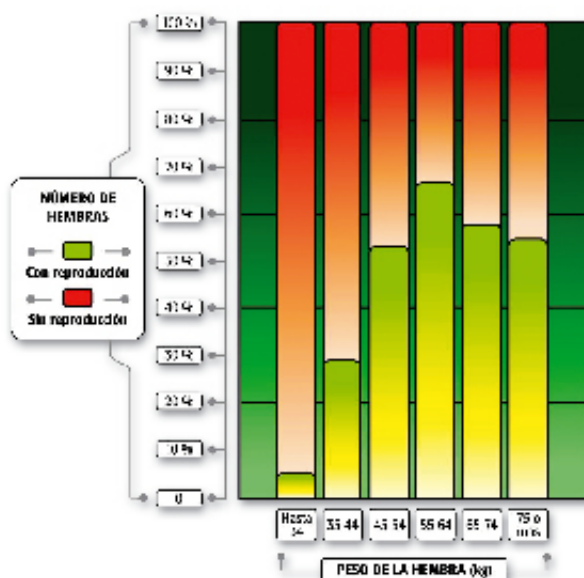
El segundo aspecto que condiciona el referido incremento poblacional en estas zonas se encuentra directamente en la biología de los jabalíes. Tasas de natalidad, momento de adquirir la madurez sexual y frecuencia de partos se ven modificados de una forma significativa. Indicaremos que los trabajos que han analizado el número de fetos que portaban las hembras cazadas en el interior de estas zonas mostraban unos valores significativamente más elevados que los de las hembras analizadas procedentes de los bosques mediterráneos. Valores ampliamente superiores a las 4 crías por parto son frecuentes, hecho que contrasta con los escasamente 3,5 fetos que se encuentran en las zonas de bellota (Figura 1). Es interesante destacar que, además, estas cifras elevadas se observan en todas las clases de edad analizadas, es decir, tanto en las hembras jóvenes que están criando por primera vez como en las adultas que ya han completado su crecimiento.

En cuanto al momento de adquirir la madurez sexual, parece ser que es uno de los aspectos que marca más claramente las diferencias con respecto a los ciclos estudiados en otras zonas. Si en los lugares de bosque, en condiciones normales, el porcentaje de hembras de primer año que se reproducen es generalmente bajo, no llegando al 30% (Figura 2), en estos lugares el número de jóvenes que están gestando puede ser superior al 80% (Massei *et al.*, 1996).

Y por último, en estas áreas agrícolas se suele romper la dinámica descrita de un parto cada año y se manifiesta como normal el ritmo de tres alumbramientos cada dos años que es extraordinario en condiciones de alimentación más natural en ambientes mediterráneos. Las hembras adultas, que son las que suelen tener más de dos años de edad, presentan esta frecuencia de nacimientos que tiene como efecto inmediato la no sincronización del celo a una época concreta. Rayones en verano, invierno, otoño y primavera serán frecuentes por esta poca sincronización (Fernández-Llario, 1998).

En cuanto a los hábitos de desplazamiento, hay que indicar que actualmente no disponemos en Andalucía de trabajos que analicen este aspecto. Pero por proximidad geográfica y por el hecho de disfrutar también de un clima marcadamente mediterráneo, podemos analizar con un cierto grado de confianza a la hora de extrapolar conclusiones, los estudios llevados a cabo en la vecina Portugal, y más concretamente en la región del Alentejo. Los resultados de estos trabajos nos permitirán establecer las conclusiones necesarias para marcar unas pautas de actuación. La población

Figura 2. Relación entre el peso corporal de la hembra y su estado reproductivo.



de jabalíes que habitan en este espacio gozan de un clima mediterráneo con algunas influencias atlánticas. Las áreas que mantienen una cobertura vegetal autóctona están muy limitadas a los cauces de los ríos y a alguna pequeña ladera de monte de fácil acceso, pero la mayoría del territorio está ocupado por extensiones de vid, cereal, olivo y maíz. El regadío está prácticamente ausente y los predadores naturales que pudieran afectar a los jabalíes son inexistentes. Esta zona es especialmente interesante para nuestro ámbito porque además se han marcado varios individuos con collares radioemisores y se han visto cuáles son los desplazamientos a lo largo del año, incluidas las épocas en las que se practicaba su caza.

Los resultados obtenidos por el profesor de la Universidad de Évora Pedro Santos, han puesto de manifiesto el carácter itinerante que mantienen los jabalíes de ambos sexos en busca de los recursos alimenticios que se ofrecen en cada momento del año. Los jabalíes marcados presentaban unas pautas de desplazamiento acordes al producto agrícola que se producía en cada momento, y lo que es más interesante para la gestión; estos hábitos cambiaban en relación a lo descrito para los jabalíes de zonas más boscosas. Así, en el momento de producción de maíz, la vida de los jabalíes se limitaba al maizal, evitando cualquier otro tipo de cultivo y permaneciendo en su interior durante jornadas enteras. Las habituales pautas de desplazamientos consistentes en comer en una zona y encamarse en otras no son puestas en práctica por estos jabalíes que limitan al máximo su área de campeo.

Siguiendo la misma dinámica, cuando la producción era la aceituna, el jabalí explotaba con intensidad los olivares y en esta ocasión, debido a la escasa presencia de cobertura vegetal que tienen estos cultivos, los encames se producían a pocos metros de los lugares donde se alimentaban al caer la noche. El mismo patrón se describía cuando se hablaba del dañino consumo de uvas y también cuando el cultivo implicado era el cereal (Santos, 2002).

3. MÉTODOS ACTUALES DE GESTIÓN DE JABALÍES EN ÁREAS AGRÍCOLAS, VENTAJAS E INCONVENIENTES

3.1. ACTIVIDADES CINEGÉTICAS

Al contrario de lo que sucede con las zonas boscosas, en donde los jabalíes encuentran una mayor facilidad para evitar los efectos de la caza y así disminuir la efectividad de la misma, en las áreas agrícolas el acceso es menos complicado y las posibilidades de incidir sobre la población de una manera significativa se incrementan. En un trabajo recientemente publicado se ha puesto de manifiesto que la efectividad de los perros extrayendo jabalíes de las zonas cultivadas de maíz es muy superior a la que se consigue en las zonas típicas mediterráneas. No obstante, esta efectividad se encuentra todavía muy por debajo de lo esperable, tal y como demuestra el crecimiento poblacional de estas zonas, que sigue imparable. Algunas de las causas que pueden estar actuando son:

- ❶ **Falta de tradición en la caza del jabalí.** Cuando se analizan los tipos de perros y la experiencia de los cazadores que participan en estos lances, así como el tipo de armas y municiones, llama la atención el hecho de que para muchos de estos actores, el encuentro con el jabalí es casi inédito. Para gran parte de este público, el jabalí es un recién llegado, alguien de quien se desconoce gran parte de su biología y lances de caza que tanto se dominan en las zonas tradicionales jabalíeras. Muchos de ellos vienen directamente de la caza menor, y gran parte de su equipo lo forman elementos muy eficaces para ese fin, incluidas las razas de perro, pero no para el jabalí.
- ❷ **Mala adecuación de las manchas de caza.** Todo cazador de jabalíes sabe que el disparo es diferente al que tiene que realizar a otra especie de caza mayor. En el caso del jabalí la efectividad de la montería es radicalmente

diferente dependiendo de la amplitud de las calles, de la posibilidad que dé el terreno para encarar al animal y asegurar el tiro, etc. Para que nos hagamos una idea de la importancia de este punto, hay trabajos que indican que la efectividad de los cazadores en zonas espesas puede estar cercana al 20%, mientras que si existe la posibilidad de ajustar mejor el tiro, este valor sube al 50%. Está claro que si los lances se producen en el interior de los maizales o zonas de cereal muy alto, las opciones para el tirador se reducen drásticamente (Fernández-Llario *et al.*, 2003).



Maíz.

- 3 **Distribución de propiedades.** En las zonas cultivadas no suele darse la concentración de terreno que hay en los grandes cotos de caza y esto hace que puedan producirse choques de intereses. La falta de un único gestor de la zona de caza, que asegure una explotación racional del recurso y organice un calendario equilibrado, es uno de los mayores problemas a la hora de ofrecer soluciones al problema agrícola. En los grandes cotos, pese a lo que pudiera parecer, los movimientos de los jabalíes están mucho más controlados por personal especializado con miras a obtener un rendimiento económico derivado de la caza de esta especie.



Zona agrícola parcelada.

- 4 **Biología diferente.** Además de los temas sociales y económicos, hay hechos que podemos enmarcar dentro de la biología del jabalí que dificultan también la gestión de estas poblaciones. De esta manera, si gran parte de los fundamentos de gestión que se planteaban en el capítulo de Gestión del Jabalí en Bosques y Dehesas Mediterráneas se basaban en una sincronización del periodo reproductivo a una oferta alimenticia concreta, en este caso aplicar esta misma filosofía ofrece grandes dificultades. Como se ha indicado al analizar los cambios

en la tasas de natalidad, periodo de celo y adquisición de la madurez sexual, en estas zonas los jabalíes se comportan de una forma mucho menos sincronizada. Las hembras salen en celo antes, casi todas las que cumplen el año de edad ya están en disposición de gestar y lo que es más significativo, cada una lo hace en un momento concreto. Todos los argumentos de gestión propuestos para los bosques mediterráneos (cambios masivos en la organización social de los grupos en un periodo concreto, entrada de machos, expulsión de subadultos, pérdida de estrategias de huida, hembras especialmente poco efectivas en la huida, grupos desprovistos de líder, etc.), son, en este caso, una quimera si los queremos contemplar para la gestión. La oferta de alimento constante rompe los binomios celo-noviembre y parto-marzo. Cada grupo de jabalíes tendrá su pauta concreta, y además estos resultados serán mejores porque crían más hembras y cada una de ellas tiene más descendientes.

Por todos estos motivos, los resultados de las estadísticas de caza de estas zonas muestran que la edad media de los jabalíes es muy baja, prácticamente no llegan a los dos años de edad, posiblemente porque la población se encuentra en pleno proceso de crecimiento. Desgraciadamente también ello implica, como relación directa con la joven edad, que los trofeos no llamen la atención a los cazadores de jabalíes y, por lo tanto, no inviertan el esfuerzo y dinero necesarios para cambiar la tendencia.

3.2. SUPLEMENTACIÓN ALIMENTICIA DE MAÍZ

Otro de los métodos que se está llevando a cabo en la actualidad es el de la aportación de pequeñas cantidades de maíz en puntos concretos de sus áreas de campeo. Lo que se pretende es que los jabalíes no abandonen determinados lugares y de esa forma ocasionen menores daños a los cultivos colindantes. Para conseguir dicho objetivo se distribuyen de una forma constante, pero no muy abundante, granos de maíz en el interior de las zonas forestales que lindan con estos cultivos. El método se basa en el hecho de que los jabalíes incrementan los daños en los cultivos cuando acaban con los recursos tróficos naturales que encuentran en sus áreas de campeo. El éxito de este sistema está en:

- a) la distribución del alimento es llevada a cabo por aparatos que dispersan el grano lo suficiente como para que los jabalíes necesiten invertir una cantidad de tiempo considerable en su búsqueda.
- b) la fuente de alimento es regular y suficiente para que los jabalíes que se alejen del lugar pierdan unas condiciones de vida interesantes.

De todas formas, este sistema tiene también sus contraindicaciones. La primera es la económica. Hay que valorar de una forma escrupulosa si el desembolso merece la pena ya que es necesaria la participación constante de un personal que renueve los depósitos de maíz, así como la inversión inicial de maquinaria. En segundo lugar está la imposibilidad de controlar la expulsión de ciertos componentes de los grupos familiares que van a verse obligados a abandonar estas zonas y buscar nuevos territorios; y en tercer lugar, la posibilidad de estar incrementando el problema en un futuro no muy lejano al aumentar la eficacia reproductiva de las hembras. Tal y como hemos apuntando en el apartado dedicado a la biología reproductiva de la especie, en estas condiciones de bonanza alimenticia, el tamaño de camada aumenta, la edad de madurez sexual se adelanta y el periodo interpartos parece estar disminuido. Es muy posible que tras una época de cierta tranquilidad en lo que a daños se refiere, estemos incrementando una población de una forma no controlada. Por ello, una de las recomendaciones que se hacen a la hora de aplicar esta metodología es que no puede ser éste, bajo ningún concepto, un sistema que se mantenga durante mucho tiempo. Los buenos resultados que se han obtenido han

sido siempre relacionados con la protección de un determinado cultivo que tiene una fase crítica en su producción. Por ejemplo, en Francia se ha visto que da buenos resultados para la protección de uvas de extraordinaria calidad justo en los momentos previos a la vendimia. En las zonas meridionales, la época de recolección de este producto coincide en gran parte con el final de verano y principios de otoño, momentos en los que la escasez de alimento es la nota predominante en gran parte de aquellas. En estas épocas, los jabalíes ven en las uvas una fuente de azúcares muy interesante y necesaria por lo que los daños se disparan. La puesta en práctica del método de dispersión de maíz se ha mostrado eficaz para minimizar estas pérdidas, entre otros motivos por la tremenda predilección que tienen los jabalíes por el maíz frente a cualquier otra fuente alimenticia. Este sistema, que no tiene apenas tradición en España, empieza a ser utilizado por organismos oficiales de Francia, y está más asentado en ciertas zonas de Alemania.

3.3. BARRERAS FÍSICAS Y QUÍMICAS

Las barreras físicas fueron uno de los primeros métodos que se emplearon para controlar los movimientos poblacionales de los jabalíes. En un primer momento su diseño era bastante simple y se basaba en reforzar la malla con un anclaje al suelo de capa de cemento de unos 20 cm. de profundidad. Este refuerzo impedía que el jabalí hiciera las llamadas "gateras", que son pasos por las zonas más débiles de la malla. Pero este sistema ha sido empleado, y lo sigue siendo, principalmente cuando lo que se quiere evitar es que los jabalíes abandonen un determinado lugar, que bien puede ser una finca con actividad cinegética, una zona de recreo y exposición de animales o cuando se quieren proteger del paso de animales áreas especialmente conflictivas como son las autovías o autopistas. Para la protección de zonas cultivadas no es tan frecuente por diversos motivos, entre los que se encuentran el económico y la poca flexibilidad que ofrece para responder a los cambios de movimientos de los jabalíes.



Malla cinegética.

Gran parte de estas desventajas se solventan con la fijación de barreras físicas mediante hilos eléctricos. Su mecanismo es extremadamente simple y se basa en un cable sin aislante que está conectado a una fuente eléctrica que le proporciona un voltaje constante y suficiente como para hacer desistir al jabalí de su contacto. En el caso de las barreras que están diseñadas específicamente para jabalíes, suele ser suficiente un único hilo a unos 30 cm. de altura, si bien es muy frecuente que se disponga de otra línea de corriente situada a poco más de un metro. Gran parte del éxito de esta barrera lo soporta el primer hilo ya que la capacidad de salto del jabalí es escasa, sobre todo si la comparamos con la habilidad para pasar por debajo de las construcciones más variadas. Por este motivo, la mayor parte de los fallos de este método son debidos a una disposición del primer hilo a una altura excesiva.

Las ventajas de las barreras eléctricas radican en su capacidad de modificación del trazado, lo cual permite que se puedan rotar o variar las zonas protegidas con la misma inversión inicial. Otra virtud de las mismas es que su revisión es rápida y eficaz. La supervisión de medidores de voltaje en determinados puntos permite testar el sistema en pocos minutos, nada comparado con la inversión de tiempo necesaria para recorrer las mallas con anclajes de cemento. Entre las desventajas, la más importante es que hay ocasiones en las que su efectividad baja y los jabalíes encuentran los puntos débiles del trazado, bien por

un fallo de corriente o porque exista por cualquier motivo una rotura del hilo. En estos casos los daños están asegurados.

No cabe duda de que lo que se empieza a poner de moda en muchas propiedades es una combinación de ambos sistemas. Por una parte se dispone de una malla cinegética convencional, con su altura reglamentaria, pero sin el anclaje al suelo con el hormigón o cemento, es decir, ahorrándose una de las partes más costosas de la instalación. Esta barrera es completada por una línea eléctrica



Pastor eléctrico.

a baja altura, sin que sea necesaria disposición de la segunda línea que estaba dispuesta a un metro. El éxito de esta combinación radica en la correcta localización del hilo eléctrico. Esta línea debe estar en el interior de la propiedad en la que se quiere mantener a los jabalíes, separada de la malla metálica a menos de medio metro de distancia. Mediante esta disposición se evita que los jabalíes del interior puedan tener el espacio suficiente para maniobrar con eficacia.

Un tercer tipo de barreras que están poniéndose de moda en los últimos años son las olorosas. Para los científicos que trabajan con especies de carnívoros esquivas no son ninguna novedad. Por ejemplo, en la actualidad la identificación de los ejemplares de lince que pueblan una zona se intenta hacer mediante el trapeo fotográfico consistente en fotografiar a los individuos cuando pasan por determinados lugares. Para aumentar la efectividad del sistema, existen en el mercado algunos olores con los que se impregnan sustratos como tizas u otros elementos porosos. Los lince, cuando se disponen a comprobar el origen del atrayente olor, se ponen en la línea de tiro fotográfica y son inmortalizados para los estudios científicos que se sirven de esta metodología.

Para las especies cinegéticas, y en especial para el jabalí, la utilización de trampas olorosas también tiene una tradición aunque más que repelentes lo que se ha practicado ha sido, al igual que con los lince, con atrayentes. Quizás, antes de que los laboratorios echaran un apoyo al sistema, el cazador de jabalíes ya puso en práctica el método sin tanta sofisticación. En muchas zonas con tradición cinegética, se utilizaba una cerda en celo para atraer a los machos de jabalíes, aprovechándose del arsenal oloroso de la hembra, según parece irresistible. El avance de la tecnología ha hecho que ya no sea necesario cargar con todo el envoltorio y puede uno limitarse a adquirir únicamente las hormonas. Pero para el capítulo que nos ocupa, aunque la filosofía de inicio es parecida, los objetivos que se pretenden cubrir son radicalmente diferentes. En este caso, lo que se experimenta es con repelentes químicos que provoquen en el jabalí una huida en dirección contraria a la del origen del peligroso olor. Tampoco es nuevo este sistema, y también ha sido puesto en práctica en acciones punibles durante algunos manejos cinegéticos. El miedo al "vaciado" de la mancha mediante las famosas bolitas blancas de insecticida antipollas ha sido una idea que va sobrevolando por la mente de muchos gestores ante el fracaso de una montería que tenía todos los visos de ser de categoría.

En la actualidad el problema de la entrada de jabalíes de zonas no deseables ya ha implicado a determinados gremios que están tratando de dar soluciones químicas, y es cierto que la casa comercial que consiga dar con la fórmula

apropiada tendrá un tesoro en sus archivos. Agricultores de especies nobles de árboles destinados a la elaboración de madera de calidad, expertos en la mejora genética de viñedos, frutales, etc., manifiestan su preocupación año tras año y esperan la sustancia milagrosa.

No obstante, si hay un sector que está empujando con fuerza en todo este campo es el de las aseguradoras de vehículos. El coste en vidas humanas y daños materiales que ocasionan estas poblaciones desbocadas de jabalíes ha provocado una inyección de dinero y la financiación de estudios pilotos que valoran la efectividad de los diferentes repelentes. Así, en Cataluña hay ciertas iniciativas encaminadas a blindar los pasos de carreteras más conflictivos mediante unas barreras de olor que están señalizadas con inofensivas estaquitas de colores. Posiblemente, este interés desarrollado en los últimos años esté empujado por el espectacular incremento que ha tenido la población de jabalíes catalana convirtiendo a Gerona en la primera provincia española en número de jabalíes cazados anualmente. Era esperable que sus densidades altas en zonas de mucha población humana trajeran estas consecuencias tanto en la agricultura como la seguridad vial.

4. PROPUESTAS DE GESTIÓN

Cerremos este capítulo proponiendo algunas ideas sobre la gestión del jabalí en estas zonas tan particulares como son las áreas agrícolas de olivos, vides, regadíos, maíces, etc., que, sumadas todas ellas, suponen la mayor parte de la superficie de la Comunidad Autónoma andaluza. Es necesario abrir un debate sobre las estrategias a seguir y sobre la necesidad que se tiene de una actuación ya que la lógica indica que las poblaciones de jabalíes que se asientan en muchas de estas zonas alcanzarán densidades preocupantes en poco tiempo. La situación que ya se vive en otros países de Europa, con menos tradición cinegética que el nuestro, y la constatación de que ya en otras comunidades autónomas el problema supera al de otras especies calificadas como más conflictivas (caso del lobo y los daños que por él paga la Administración), sugieren reflexión, antepoernos a los acontecimientos y encarar al jabalí como un nuevo recurso que puede proporcionar una fuente de ingresos muy apetecible y ser un complemento a los ingresos que se obtienen por la tradicional actividad agrícola.

Las ideas propuestas son:

- ***Sociedades de cazadores como órgano gestor del nuevo recurso.***

Gran parte de la actividad cinegética debe recaer sobre las sociedades de cazadores locales. Éstas deben gestionar el recurso y no afrontarlo como un enemigo de "sus" poblaciones de perdices, conejos o liebres. La mentalidad debe cambiar. Actualmente son muy pocas las sociedades que planifican monterías para controlar los jabalíes que proliferan en los terrenos agrícolas que gestionan. Ya se dispone de varios trabajos que analizan la relación jabalí-conejo o jabalí-perdiz. Los resultados no son tan concluyentes como se podría esperar en un principio, y hay incluso algunas conclusiones que nos deberían hacer reflexionar.

Por ejemplo, se ha visto que el jabalí es un consumidor de conejos debilitados, y este estado de apatía que acaba en muchas ocasiones en muerte, es fruto de enfermedades infectocontagiosas como las tristemente conocidas mixomatosis y neumonía hemorrágica vírica. El carácter carroñero del jabalí puede estar beneficiando la eliminación de focos infecciosos y, por lo tanto, el acortamiento de los ciclos de la enfermedad. Quien suscribe estas líneas, en los años de estudio con jabalíes, no ha podido observar una sola captura de un conejo sano por parte de un jabalí,

lo cual no indica que no sea posible pero sí poco probable. En el caso de las perdices, es evidente que la prelación de nidos es una preocupante realidad que podría llegar a afectar a la población (Santos, 1994). El fino olfato del jabalí le permite localizar los nidos con eficacia y consumir estos huevos. Pero también es cierto que los pollos de perdiz son nidífugos y a poco que nacen ya pueden seguir a su madre con rapidez. Igualmente es cierto que los trabajos serios que han analizado las causas de mortalidad de las perdices, sobre todo tras alguna de las costosas repoblaciones que costean los socios, no es achacable a los jabalíes sino a otros carnívoros como los zorros. Las malas técnicas de repoblación (necesidad de control previo y sostenido de verdaderos predadores, perdices con monitor, lugares con abundante cobertura que sirvan de protección en las primeras noches, etc.) son mucho más determinantes para el futuro de la población de las perdices de granja que el efecto del jabalí. Si existe un convencimiento de la presencia del jabalí como recurso, la protección de las zonas de cría de perdices mediante, por ejemplo, mecanismos de barrera físicos temporales, pueden hacer que convivan ambas especies.

Además, como contraprestación positiva para el mantenimiento de las poblaciones de caza menor, es un hecho constatado que el jabalí es un elemento clave en el mantenimiento de las zonas abiertas, libres de una cobertura vegetal excesiva, y en la entrada de aire, mediante las hozaduras, hasta capas de la tierra a las que éste no podría llegar de otra manera (Groot Bruinderink y Hazebroek, 1996). El abono posterior que realizan por medio de sus excrementos facilita que se potencie un pastizal indispensable para especies tan claves como el conejo.

La mentalización de que el jabalí es una especie aprovechable por parte de estas sociedades de cazadores locales puede derivar en que se establezcan cuotas para disfrutar del mismo, pudiéndose vender cacerías a personas de fuera con el consiguiente beneficio económico.

- *Reparto de beneficios con el sector agrícola.*

En los últimos años gran parte del posicionamiento conservacionista ha tomado nuevas estrategias y ha asumido que es inviable la conservación de una zona natural únicamente con la exclusión de la población humana. Proyectos de recuperación de especies tan emblemáticas y conflictivas como el tigre, que causa muertos humanos, están empezando a tener éxito cuando los pueblos que están dentro de sus territorios obtienen una apreciable mejora en su calidad de vida. La población de focas monje ya son respetadas en la costa africana porque hay una ayuda contemplada dentro del programa LIFE que van destinadas a mejorar las condiciones de vida y manipulación del pescado de los pescadores del lugar donde se encuentra. En la península Ibérica hay un amplio debate sobre la necesidad que tiene los ganaderos de ovejas atacadas por los lobos de cobrar una parte del dinero que podría generar su posible caza. En fin, gestionar, proteger o conservar un recurso sin implicar a uno de los sectores más afectados es una estrategia abocada al fracaso. La concretización del jabalí como un recurso sostenible para las sociedades de cazadores locales, debe ir unida al pago de los agricultores afectados. La manera de gestionar esta idea es más amplia del espacio disponible en este capítulo, pero es la base de la solución del problema.

- *Adecuación de las zonas de cultivo a la caza.*

Este punto está estrechamente ligado a los dos anteriores y tiene a su vez relación con la biología del jabalí también aquí descrita. Para que la caza del jabalí sea rentable en zonas agrícolas, los lugares de lance deben ofrecer al cazador unas mínimas posibilidades de rentabilizar el dinero invertido. En la actualidad es inviable la caza en el interior de las grandes superficies de maizales, y únicamente se pueden llevar a cabo en los momentos de la recolección, disponiéndose en plataformas no pensadas para la caza sino para la actividad agrícola. Si comienza a materializarse

la asociación cazador-agricultor, a la hora de distribuir las zonas cultivadas se puede permitir el diseño de calles, traviesas y demás espacios necesarios para enfrentarse al jabalí. En Francia, incluso para la caza en estas zonas se emplean otros sistemas, siendo más frecuentes las esperas en el interior de torretas localizadas en puntos clave. Nada de aguardos preparados con gasoil y manzanas, con coches que se mueven como fantasmas por los caminos menos transitados en las noches de luna. Algo más sistemático, vendible, publicitable y, por lo tanto, rentabilizable.

- ***Cambio de fecha de su caza***

Pero es muy posible que en muchos lugares no exista ni un convencimiento ni una necesidad de gestionar jabalíes y por tanto de montar toda esta infraestructura necesaria para poner de acuerdo a dos colectivos muchas veces con intereses contrarios. En estos casos es necesario que la Administración se plantee, tal y como ya está ocurriendo en la vecina Portugal, la variación de las fechas de la caza. Acoplar por inercia y con exactitud los periodos caza en todos los ambientes no es desde luego lógico desde el punto de vista biológico ni de gestión; si lo que se pretende es eliminar un problema, es decir, minimizar una población conflictiva, los criterios de gestión de los jabalíes de las zonas boscosas no son los mismos que los aplicables a zonas agrícolas. Autorizar permisos por daños supone estar siempre tras el problema, sin anteponerse a ellos y dejando la iniciativa (y las consecuencias) a la especie causante de aquellos. ¿No sería mejor planificar un calendario acorde con el ciclo biológico de la especie en ese lugar y actuar en el punto en el que muestra mayor debilidad? Desgraciadamente para el jabalí hay una época en la que los grupos están rotos y las hembras que han parido no tienen apenas protección. Analicemos por tanto en qué momentos se asientan en el cultivo que es más accesible para los objetivos de gestión y, en consecuencia, organicémos las acciones cinegéticas. ¿Por qué hay que esperar a que los jabalíes se adentren en el maizal, si en los meses anteriores se encuentran en unas zonas de cereal donde perros y cazadores son más eficaces? Es necesario que responsables de medio ambiente, agricultores, cazadores e investigadores se reúnan en foros de debate y que estas reuniones tengan consecuencias sobre la gestión.

- ***Disminución de la capacidad de carga de estos ecosistemas.***

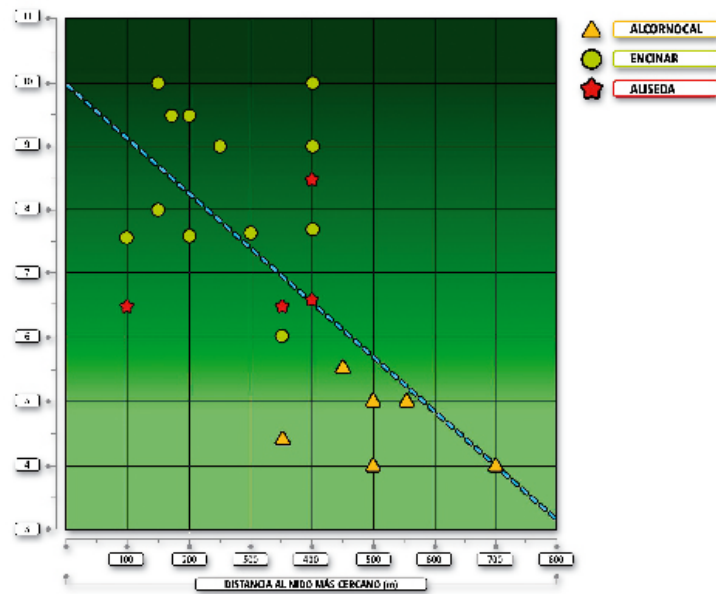
Una de las leyes básicas que se enuncian en los tratados de dinámica poblacional es que las poblaciones que no tienen la posibilidad de migrar, hibernar o poner en práctica cualquier otra estrategia parecida, ajustan sus efectivos a los que pueden sobrevivir en la época más crítica. Está claro que las actuales explosiones demográficas de cigüeñas blancas, algunas especies de gaviotas o incluso mamíferos como zorros, se sostienen en una fuente de alimento constante como es la que aportan los basureros urbanos que no están cerrados.

En el caso del jabalí, las densidades más elevadas se obtienen en las zonas en las que hay recursos abundantes todo el año; por ejemplo, en lugares en los que pasan el invierno ante la grasa que aporta la aceituna, la primavera y el verano por los múltiples cultivos de huerta, maíz, tubérculos, etc., y el otoño gracias a lo que queda de los últimos productos del verano a los que se suman las típicas uvas más las leguminosas silvestres, bayas... que producen nuestros ecosistemas en esta época, que es la más productiva del año.

La gestión del jabalí en estas zonas debe ir precedida de un análisis de dónde encuentran comida en cada época y centrar los esfuerzos en limitar su acceso a un momento concreto. Los resultados se extenderán a lo largo del resto de estaciones y cultivos. En esta misma línea, otra manera de bajar densidades es eliminando las zonas de cría. Esto se puede conseguir actuando sobre las zonas de mayor cobertura vegetal. No es necesario llevar a cabo una labor destructiva del lugar, sino disminuir el atractivo del lugar. Se sabe que los jabalíes requieren abundantes puntos de

agua, preferentemente limpia y localizada en un lugar soleado de complicado acceso. Los trabajos que han medido el número de nidos de cría en función de la presencia de agua, cobertura vegetal y temperatura han demostrado que la densidad de los nidos es muy sensible a la carencia de alguno de estos factores (Figura 3), y rápidamente se observa una disminución del número de nidos cuando las condiciones no son las mejores (Fernández-Llario, 2005). Dificultar el acceso al agua en estas zonas debe tener un inmediato efecto en la efectividad de la cría (Fernández-Llario, 2003).

Figura 3. Relación entre la distancia entre nidos de cría y la temperatura de la zona. Se ofrecen los datos recogidos para tres ecosistemas analizados dentro del Parque Natural de Monfragüe, Cáceres.



• Investigación

Éste es un punto clave en la resolución de todo el entramado. El jabalí es una especie con características muy particulares que deben ser abordadas con una información referente a cada zona debido a que gran parte de la misma varía de un lugar a otro. Los gestores de estos lugares deben tener claro que extrapolar argumentos, recetas y pautas de gestión puede desembocar en clamorosos fracasos. El suido es una especie especialmente adaptable que intentará explotar de la mejor manera posible las posibilidades que ofrezca el lugar, ateniéndose a las peculiaridades del mismo y aprovechando las ventajas que el mismo le ofrece.

Por esta razón es necesario que se invierta en investigación del jabalí en los ecosistemas agrícolas. Los fondos que mantengan tal estudio debieran provenir de diversos ámbitos, comenzado por los oficiales, pero también implicándose los sectores afectados. Los modelos mixtos de toma de decisiones en los que se escuchen las voces de todos los implicados, y entre ellos los que aportan los criterios científicos, deben ser los que primen y adopten las pautas de actuación cada año. En la actualidad, pese a que al gran público pueda parecerle lo contrario, apenas hay estudios en marcha sobre el papel del jabalí en los diferentes ecosistemas, si bien cada vez hay más evidencias de que no se trata de una especie más dentro de nuestro rico panorama natural. Además de los daños a las zonas agrícolas, el efecto en la transmisión de enfermedades graves al ganado doméstico, el papel en el mantenimiento de las dehesas mediante la regulación de las bellotas que germinan, la incidencia sobre las especies de aves

que crían en el suelo, la influencia que tiene sobre determinadas poblaciones de micromamíferos o la creciente importancia que soporta sobre sus espaldas el negocio de la caza, deberían ser suficientes para asumir la necesidad de dedicarle una parte más importante en la investigación y por tanto en su soporte económico.

5. BIBLIOGRAFÍA EMPLEADA

- Calenge, C., Maillard, D., Fournier, P. y Fouque, C. 2004. *Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (Sus scrofa) damage to Mediterranean vineyards*. European Journal of Wildlife Research, 50: 112-120.
- Dardaillon, M. 1986. *Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (Sus scrofa) in the Camargue, Southern France*. Behavioural Processes, 13: 251-268.
- Dardaillon, M. 1987. *Seasonal feeding habits of the wild boar in a Mediterranean wetland, The Camargue (Southern France)*. Acta Theriologica, 32: 389-401.
- Herrero, J. 2001. *Adaptación funcional del jabalí (Sus scrofa L.) a un ecosistema forestal y a un sistema agrario intensivo en Aragón*. Tesis doctoral. Universidad Complutense.
- Fernández-Llario, P. 2003. *¿Dónde nacen los rayones? Importancia de identificar las zonas de cría*. Caza Mayor, 58:14-19
- Fernández-Llario, P. 2005. *Environmental correlates of nest site selection by wild boar*. Acta Theriologica, 49: 383-392.
- Fernández-Llario, P. y Mateos-Quesada, P. 1998. *Body size and reproductive parameters in the wild boar (Sus scrofa)*. Acta Theriologica, 43: 439-444.
- Fernández-Llario, P., Mateos-Quesada, P., Silverio, A. y Santos, P. 2003. *Habitat effects and shooting techniques on two wild boar (Sus scrofa) populations in Spain and Portugal*. European Journal of Wildlife Research, 49: 120-129 2003.
- Groot Bruinderink, Gwta. y Hazebroek, E. 1996. *Wild boar (Sus scrofa scrofa L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands*. Forest Ecology Management, 88: 71-80.
- Massei, G., Genov., P. y Staines, B.W. 1996. *Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area*. Acta Theriologica, 41: 307-320.
- Santos, P. 1994. *Interação entre o javali, Sus scrofa L. 1758, e a perdiz-vermelha, Alectoris rufa (L.) 1758: dinâmica interespecífica e ordenamento cinegético*. Informe inédito. Universidad de Évora.
- Santos, P. 2002. *Crítérios para a gestao racional do javali, Sus scrofa Linneaus, 1758, em ecossistemas mediterrânicos*. Tesis doctoral. Universidad de Évora.
- Santos, P., Fernández-Llario, P., Fonseca, C., Monzón, A., Bento, P., Soares, A.M.V.M., Mateos-Quesada, P. y Petrucci-Fonseca, F. 2005. *Habitat and reproductive phenology of wild boar (Sus scrofa) in the western Iberian Peninsula*. European Journal of Wildlife Research DOI 10.1007/s10344-005-0025-z.
- Schley, L. 2000. *The Badger Meles meles and the Wild Boar Sus scrofa: Distribution and Damage to Agricultural Crops in Luxembourg*. Tesis Doctoral inédita. Universidad de Sussex.
- Schley, L., Krier, A., Wagner, M. y Roper, T.J. 1998. *Changes in the Wild boar Sus scrofa population in Luxembourg during the period 1946 to 1996*. Bull Soc Nat luxem., 99: 77-85.
- Schley, L. y Roper, T.J. 2003. *Diet of wild boar Sus scrofa in Western Europe, with particular referente to consumption of agricultural crops*. Mammalian Review, 33: 43-56.







LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

ECOSISTEMAS DE MONTAÑA

Capítulo 25:

**GESTIÓN DE LA CAZA MENOR
EN ÁREAS DE MONTAÑA**

José Luis Robles.

jlobles2001@terra.es.

RESUMEN

Este capítulo trata algunos aspectos relacionados con el hábitat de las principales especies de caza menor y su problemática en zonas de montaña. Se señala como característica clave, que marca la calidad de hábitat para la caza menor en estas zonas, la heterogeneidad paisajística (disposición en mosaico de áreas de matorral y arbolado con terrenos abiertos de pastizales, cultivos, etc.), haciendo hincapié sobre todo en el aprovechamiento de las posibilidades que puede ofrecer el medio. Se proponen algunas actuaciones para favorecer esa heterogeneidad en aquellas zonas donde ha disminuido como consecuencia de la evolución reciente de la actividad agroganadera: apertura de claros, ganadería extensiva y cultivos para la caza, y también algunas actuaciones adicionales como la mejora de puntos de agua, colocación de comederos y bebederos artificiales y refugios para conejos.

INTRODUCCIÓN

Una característica ecológica común a gran parte de las especies cinegéticas, y desde luego de las principales especies de caza menor, es su habilidad para prosperar con éxito en ambientes muy diferentes. Así, podemos encontrar conejos tanto en dunas costeras, a nivel del mar, como en áreas dominadas por cultivos de baja y media altitud o en ambientes de montaña con dominio de matorral, bosque y pastos. Similar capacidad encontramos en la Perdiz Roja o en la Liebre Ibérica, capaces de colonizar, entre otros, paisajes tan diferentes como superficies llanas y abiertas de cultivos cerealistas, cultivos leñosos como olivares o viñedos, con pendiente escasa a moderada, o laderas y cumbres con uso ganadero o forestal, pendientes fuertes, y alcanzando o superando sin problemas altitudes de más de 2.000 m.

La capacidad de adaptación a diversos ambientes, con frecuencia muy modificados por la actividad humana o resultados de la misma, incluso ha favorecido históricamente a estas especies, que no se encuentran cómodas en medios forestales cerrados. Sin embargo, en épocas recientes se percibe en general una cierta regresión de las especies señeras de caza menor. En el caso de la Perdiz Roja, la disminución se ha atribuido a factores que sin duda son bastante conocidos: disminución de la calidad del hábitat, sobreexplotación cinegética, caza intensiva. El Conejo, cuya problemática parece fundamentalmente sanitaria, ve incrementar sus problemas demográficos también por modificaciones desfavorables en el hábitat.

Factores comunes negativos en la mayoría de los casos son la disminución de la calidad del ambiente y el exceso de la presión de caza, con el caso especial del Conejo, a causa de sus enfermedades. El ajuste del aprovechamiento cinegético a las posibilidades que ofrece una población concreta es un aspecto fundamental de la gestión de la caza (cf. capítulos 5 y 6), pero aquí consideramos los aspectos relacionados con la calidad del hábitat. En la gestión de los terrenos cinegéticos, se propone como prioritario un manejo de los mismos orientado a la potenciación de las posibilidades naturales que ofrecen.

Generalmente, esto será globalmente más enriquecedor que optar por un alto componente artificial, basado en aportes externos de recursos.

No hace falta recordar que, previo a cualquier actuación, es necesario realizar un diagnóstico de la situación que asegure, al menos, una alta probabilidad de detectar el problema que tratamos de resolver y permita, por tanto, la adopción de soluciones adecuadas. También es necesario considerar otros posibles intereses del territorio, aparte de los meramente cinegéticos, y cómo nuestras actuaciones pueden repercutir en ellos.

Puede resultar chocante haber hablado de la gran capacidad de adaptación de las principales especies de caza menor, y poner precisamente énfasis en problemas de calidad de hábitat como uno de los condicionantes de la abundancia de esas especies. Pero la capacidad de adaptación no es infinita, y encuentra la horma del zapato en la desaparición de determinadas características ambientales. Para la mayoría de las especies de caza, estas características pueden concretarse en un común: la existencia de una considerable heterogeneidad ambiental a gran escala, es decir, la combinación, en superficies pequeñas, de varios hábitats que los animales necesitan para cubrir sus necesidades vitales: alimentación, refugio, reproducción, aseo etc.

Muchas veces, las características ambientales ideales aparecen como fruto del manejo humano del territorio para la producción agrícola y ganadera. La crisis de calidad ambiental para las especies de caza menor se produce sobre todo a partir de la segunda mitad del siglo XX, en especial sus últimas décadas. En las zonas de montaña, se ha producido una tendencia hacia un menor uso agroganadero, como consecuencia lógica de su situación de producción marginal dentro de un sector primario cada vez más ligado a grandes rendimientos, elevada mecanización y tecnificación de la actividad, así como a una pérdida de población activa. A nivel ambiental, estos cambios producen repercusiones en los usos del suelo del territorio, con abandono de cultivos y pastizales, desencadenándose procesos de sucesión vegetal hacia formaciones de vocación forestal (matorrales, bosques), muchas veces con fomento explícito desde las políticas de desarrollo rural (repoblaciones forestales). El resultado es la paulatina desaparición de paisajes en mosaico y una uniformización de la cubierta vegetal con dominio sobre todo de matorrales seriales de sustitución, dando origen a territorios de escaso valor en general para la caza menor.

Para favorecer a las especies de caza menor en zonas montañosas donde se detectan los procesos de cambio mencionados hay que intentar, por tanto, recuperar una combinación de la cubierta de vegetación leñosa con espacios más abiertos de vegetación herbácea, bien sean de cultivos o pastizales. Los matorrales ofrecen fundamentalmente cobertura como lugares de refugio y reproducción. Los claros con pasto o cultivos son zonas básicamente de alimentación, productoras tanto de materia verde como de granos y pequeños invertebrados.

Actuaciones o actividades que ayudan a disponer de estas disposiciones en mosaico pueden ser:

- **Mantenimiento de pastizales.** El pastoreo moderado de la ganadería extensiva ayuda a mantener mosaicos de pastizal y matorrales. Pueden abrirse parcelas de pastizal mediante desbroce de matorral, teniendo en cuenta siempre la creación de mosaicos de vegetación en pequeñas superficies. Los desbroces agresivos, llevados a cabo con maquinaria pesada, en grandes superficies y con fuerte pendiente, pueden ser contraproducentes al producir grandes extensiones con escasa cobertura, poco interesantes para las especies de caza menor, y aumentar el riesgo de procesos erosivos indeseables. Como indicación, podemos señalar que, en una zona en la que se planteen actuaciones de desbroces de matorral y apertura de calveros, de cara a crear características favorables para las

principales especies de caza menor, hay que dejar al menos un 50% de la superficie sin desbrozar, manteniendo manchas y corredores de matorral dentro de la superficie tratada. Así mismo, son más favorables los desbroces selectivos, manteniendo pies de árboles y arbustos de especies poco representadas en la formación de matorral que se está abriendo, y la configuración de contornos sinuosos, al aumentar el efecto borde.

- **Recuperación de antiguas zonas cultivadas mediante siembras para la caza.** Normalmente, las zonas de antiguos cultivos abandonados se sitúan en terrazas, fácilmente reconocibles, o en zonas de menor pendiente con acceso relativamente fácil. En este tipo de terrenos se puede intentar el reestablecimiento de cultivos (por ejemplo de cereales rústicos o plantas forrajeras), puestos en este caso a disposición de las especies de caza. Nuestra recomendación es planificar estas actuaciones en áreas relativamente extensas (unas 50 ha) en las que se implanten varias pequeñas parcelas de cultivo (de no más de 0,5 ha). Estas parcelas, que requieren desbroces de matorral y roturaciones, han de situarse en zonas de escasa pendiente o en terrazas, de forma que se minimice el riesgo de erosión. Resulta adecuado dividir la zona abierta para la siembra en al menos dos sectores, de forma que pueda alternarse cada año una zona sembrada y otra que queda en barbecho, con vegetación ruderal silvestre. Incluso puede habilitarse un tercer sector, o una franja de borde, sin roturar, como pastizal permanente y en el que queden algunos pies de matorral dispersos.

Todas estas actuaciones tratan de incrementar fundamentalmente la producción de alimento disponible para la fauna sin recurrir a aportes externos, es decir, potenciando la capacidad natural de producción del terreno.

Otro aspecto a tener en cuenta sobre la capacidad de un territorio para el mantenimiento de poblaciones de fauna es la existencia de limitaciones importantes de la disponibilidad de agua o alimento en periodos muy concretos del año. Lo habitual en zonas de montaña europeas es que el periodo más desfavorable sea el invernal, con escasas fuentes de alimento a disposición de la fauna, con frecuencia inaccesibles por nevadas, e intenso frío. Sin embargo, en ambientes mediterráneos, un periodo desfavorable típico es el verano, sobre todo por la escasez de agua y la parada y agostamiento de la producción vegetal. En muchas zonas de montaña este periodo desfavorable está relativamente atenuado, sobre todo en las zonas de mayor altitud o donde la orografía favorece la concentración de precipitaciones. También, el periodo invernal es más suave en zonas mediterráneas, salvo en alta montaña, cuya importancia relativa es escasa en Andalucía.

En estos periodos desfavorables pueden estar justificadas mejoras en puntos de agua, o aportes artificiales de alimentación y bebida. Hay distintas opciones para ello, y el estudio de la situación concreta dará pistas para la utilización de los métodos más adecuados. Por ejemplo, pueden realizarse pequeñas obras de creación de abrevaderos realizando captaciones en manantiales existentes, mejorando su accesibilidad a la fauna. Si se tiene la precaución de colocar accesos y salidas en el pilón para pequeños animales, podemos proporcionar también el recurso a otros grupos de fauna no cinegética como anfibios, pequeños mamíferos etc., aumentando secundariamente el valor de conservación del territorio. También existen en el mercado diversos diseños de bebederos artificiales, a utilizar cuando las fuentes naturales no cubran las necesidades que se consideran adecuadas. Hay que considerar, en este caso, la opción por artilugios con depósitos cerrados, que minimicen las pérdidas por evaporación, la necesidad de realizar periódicamente la reposición de agua, un tratamiento potabilizador para disminuir el riesgo de enfermedades y, en zonas con importante presencia de reses, la colocación de dispositivos de protección, vallas o rejas, que impidan el acceso de la gran fauna al bebedero.

La posibilidad de combinar las actuaciones de manejo de la cubierta vegetal (desbroces, cultivos), con la presencia cercana de puntos de agua, bien sean naturales o bebederos artificiales, aumenta la calidad global de la gestión del territorio, además de facilitar las labores de mantenimiento necesarias.

Los aportes artificiales de alimento pueden estar indicados para momentos y zonas en los que se detecte penuria de la producción natural del territorio, tanto en estiaje como en invierno. Los medios para ello pueden ser más o menos sofisticados, desde dejar periódicamente el alimento (grano, forrajes) directamente sobre el suelo hasta la utilización de diversos artilugios de dispensación: bidones, comederos en tolva, pequeños pesebres etc. Siempre hay que considerar, de nuevo, la necesidad de mantenimiento (cercanía a acceso fácil), las posibilidades de competencia por parte de otras especies (caza mayor) y, por tanto, la utilidad de dispositivos de protección. La utilización de comederos que mantengan el alimento protegido aumenta la calidad y duración del mismo. En el caso de considerar el suplemento alimenticio invernal, en áreas con riesgo de nevadas, hay que tener en cuenta la disposición de los comederos en zonas en que la cubierta de nieve sea menor o desaparezca rápidamente, para que no queden bloqueados sin poder realizar su función. Se requiere un estudio previo del territorio, localizando zonas de escasa acumulación de nieve o solanas donde ésta se funde rápidamente, bordes inferiores de las nevadas habituales, cercanías de arroyos etc., que permita determinar los puntos idóneos para la colocación de comederos. Puesto que, generalmente, se tratará de suplementos para situaciones muy desfavorables, los gestores deberán estar atentos a las previsiones meteorológicas para poder realizar el mantenimiento de los comederos con la suficiente antelación.

En territorios y situaciones típicas de zonas de montaña, donde el problema de hábitat suele ser el dominio de la vegetación leñosa, no tiene mucho sentido pensar en especiales carencias de refugio por parte de las especies de caza. No obstante, en zonas de montaña con frecuencia se encuentran suelos pedregosos poco profundos; en estas situaciones puede ser recomendable la creación de refugios artificiales para conejos, puesto que los suelos duros son uno de los principales factores limitantes para la especie. Los refugios pueden prepararse de diversas formas, desde una acumulación más o menos cuidada de tocones, troncos y ramas cubiertos con piedras y tierra, hasta construcciones más elaboradas con piedras, ladrillo y cemento o la utilización de algunos diseños de madrigueras prefabricadas. En cualquier caso, interesa cuidar su colocación en lugares bien drenados, sellar posibles entradas de agua y proporcionar suficiente aislamiento térmico. Caso de pensar en la realización de vacunaciones, hay que considerar diseños que permitan acceso fácil al interior del refugio para la captura de los ejemplares. La colocación de las madrigueras debe tener en cuenta la disponibilidad de alimento, agua y vegetación de refugio próximos, por lo que su cercanía a otras actuaciones realizadas para cubrir estas necesidades resulta ventajosa. Generalmente, los refugios han de plantearse más como apoyo a la introducción de conejos para su implantación en el terreno o el refuerzo de poblaciones silvestres muy escasas, que como mejora para poblaciones de conejos bien establecidas.

Muchas de las actuaciones mencionadas como favorecedoras de las principales especies de caza menor son compatibles con otros usos del territorio. Así, la apertura y mantenimiento de pastos, creando mosaicos en el matorral, favorece tanto a grandes ungulados de caza mayor como al aprovechamiento ganadero, que incluso ayudan al mantenimiento de esas condiciones de mosaico. Algo similar puede aplicarse a la recuperación de cultivos marginales, utilizables también por especies de caza mayor, o a la creación de pequeños abrevaderos, que pueden proporcionar agua a un amplio elenco de fauna y también al ganado. Con esto queremos recalcar el interés que tiene la integración de diversos usos del territorio al abordar la gestión del mismo, de forma que, más que plantear incompatibilidades, se aprovechen las potenciales sinergias existentes.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

ECOSISTEMAS DE MONTAÑA

Capítulo 26:

**GESTIÓN DE LA
CABRA MONTÉS**

José Enrique Granados¹; Antonio Castillo¹; Javier Cano-Manuel¹; Emmanuel Serrano²; Jesús M. Pérez. Ramón C. Soriguer³ y Paulino Fandos⁴.

¹ P.N. Sierra Nevada. Ctra. Antigua Sierra Nevada, km. 7. 18091 Pinos Genil, Granada.
jegrados@oapn.mma.es.

² Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén.
Campus Las Lagunillas s/n. 23071, Jaén.

³ Estación Biológica de Doñana (C.S.I.C.). Av. María Luisa s/n 41013, Sevilla.
soriguer@ebd.csic.es

⁴ EGMASA, Avda. Johan G. Gutenberg s/n. Isla de la Cartuja 41092, Sevilla.

RESUMEN

La cabra montés (*Capra pyrenaica* Schinz.1838) es una especie endémica de la península Ibérica. Aparte del interés científico que despierta, tiene una gran importancia económica al ser una codiciada pieza cinegética. En la actualidad presenta una extensa área de distribución, ocupando casi el 11% del territorio andaluz y contabilizándose en más de 30 enclaves poblacionales. Sin embargo su conservación no está asegurada ya que dichas poblaciones tienen amenazas considerables. La gestión actual de la cabra montés parte de una serie de conocimientos previos de la especie y del medio donde se desarrolla. Su morfología, su comportamiento, cuándo se agrupa y qué tipos de grupos forma en cada momento, sus desplazamientos, su alimentación, la reproducción, los ciclos fenológicos, cuándo se produce el celo, las posibilidades de tener partos dobles, etc., constituyen elementos fundamentales de la gestión poblacional. Asimismo, para una correcta gestión es necesario conocer los parámetros básicos de las poblaciones como son la densidad, la razón de sexos, la estructura de edades, la natalidad, la mortalidad y supervivencia. En este capítulo se exponen diferentes metodologías útiles para evaluar los parámetros básicos que son necesarios conocer para el manejo de las poblaciones de esta especie.



1. INTRODUCCIÓN

La cabra montés (*Capra pyrenaica* Schinz.1838) es una especie endémica de la península Ibérica. Perteneció a la familia de los Bóvidos y se caracteriza principalmente por la presencia de cuernos permanentes y pezuñas endurecidas y articuladas (clase *Artiodactyla*). Aparte del interés científico que despierta, tiene además una gran importancia económica

Los machos y las hembras poseen rasgos distintivos característicos del sexo. Los machos son de mayor tamaño corporal y sus cuernos presentan desarrollo continuo, pudiendo alcanzar más de un metro de longitud. Asimismo, en el pelaje aparecen manchas negras características de la edad, concretamente en la cabeza, patas, pecho y zona abdominal, que no se muestran en las hembras. Otro rasgo distintivo es la presencia de barba. Las hembras son más pequeñas, estando desprovistas de rasgos llamativos y en su coloración predominan tonalidades pardas grisáceas, cuyo objeto es hacerlas pasar desapercibidas. La longitud de sus cuernos raramente sobrepasa los 25 cm. y su grosor oscila en torno a unos 3 cm. de diámetro.

En ambos sexos, pero más visible en los machos, los cuernos presentan un crecimiento anual que permite conocer la edad por el número de anillos o medrones que poseen en los estuches córneos.

El peso de los machos adultos puede alcanzar los 75 kilos, mientras que las hembras raramente superan los 40 kilogramos. El tamaño corporal de la cabra montés está íntimamente relacionado con los factores ambientales y con la posición de la especie en la cadena trófica. Podemos considerar que la cabra montés es un ungulado de montaña de tamaño intermedio.



Respecto a su longevidad, se conocen ejemplares, sobre todo hembras, que en estado de libertad han vivido más de 22 años, variando ésta entre poblaciones.

Los restos fósiles y las pinturas rupestres evidencian que la cabra montés era abundante, y se distribuía ampliamente durante el Paleolítico y Neolítico por buena parte de la península Ibérica. Después de la última glaciación, la cabra montés se rarificó y quedó restringida a diferentes enclaves montañosos. Esta rarificación coincidió con un

aumento de la densidad y presión humana, siendo particularmente fuerte este proceso durante los últimos 150 años. Durante el siglo XIX, se redujo el área de distribución de la cabra montés, extinguiéndose determinadas poblaciones (montés del Sur de Galicia y Norte de Portugal) o bien sufriendo una fuerte disminución otras (5 ejemplares vivían en Cazorla o 12 se contabilizaban en Gredos). El siglo XX comenzó con arbitrios proteccionistas a favor de las poblaciones de este ungulado, y así en 1905, durante el reinado de Alfonso XIII, se crea el Coto Real de la Sierra de Gredos y en 1918 el Parque Nacional de Ordesa, en el Pirineo aragonés. Después de la contienda civil, el Coto Real de Gredos se convierte en Coto Nacional de Caza, creándose asimismo nuevos cotos nacionales de Caza, como el de Cazorla y Segura. En 1966 se establecen, con la Ley de creación de las Reservas Nacionales de Caza (Ley 37/1966), nuevas figuras legales proteccionistas, las cuales son definidas como “zonas geográficamente delimitadas y sujetas a régimen cinegético especial con la finalidad de promover, fomentar, conservar y proteger determinadas especies, subordinando a esta finalidad el posible aprovechamiento de su caza”. Estas medidas conservacionistas-cinegéticas unidas a la política de eliminación sistemática de carnívoros y la predación selectiva impuesta por los permisos de caza hacia un sexo (machos) y unas clases de edad (los más viejos) han conducido en muchos casos, el aumento de los efectivos poblacionales y al desequilibrio de las mismas. Por el contrario, la endogamia en las poblaciones, las enfermedades infectocontagiosas o la competencia con otros ungulados silvestres y domésticos, han provocado la desaparición de determinadas poblaciones, haciendo muy difícil o incluso imposible su recuperación. Paralelamente a esta gestión, la montaña mediterránea sufrió un masivo despoblamiento humano (migraciones hacia las ciudades) y una continua transformación de su fisonomía (abandono de cultivos, repoblaciones forestales, fuegos, urbanizaciones, etc.).

Estos hechos causaron un aumento de los efectivos poblacionales de cabra montés y la colonización de nuevas áreas, llegando a ser Andalucía, en la década de los 90' del siglo pasado, la comunidad autónoma con el mayor número de poblaciones y la mayor parte de los efectivos de cabra montés. En estos años se estudió la distribución de la cabra montés en Andalucía, determinándose que más de 30.000 efectivos ocupaban algo más de 9.500 Km² (casi el 11% de la superficie del territorio andaluz), repartidos en más de 30 enclaves distintos (Figura 1).

De acuerdo con Cabrera (1914), en la Península Ibérica existían 4 subespecies de *Capra pyrenaica* en la Península:

- *C. p. pyrenaica* Schinz 1838, recientemente extinta, que ocupaba el límite norte, en la zona del Pirineo.
- *C. p. lusitanica* Schegel 1872, extinta desde 1890, ocupaba la Sierra de Geres en Portugal y sierras del sur de Galicia.
- *C. p. victoriae* Cabrera, 1911, forma presente en la Sierra de Gredos.
- *C. p. hispanica* Schimper, 1948, es la más ampliamente distribuida desde la desembocadura del Ebro hasta el Estrecho de Gibraltar: Sierra Nevada, Tortosa y Beceite, Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas, Sierra Mágina, Sierras de Málaga, entre otras.



Figura 1. Distribución de la cabra montés en Andalucía (Granados et al., 1997).

Después de una descripción somera resulta interesante desmitificar ciertas características que la describen como una especie extraña y mítica con algunos tópicos habituales. Por ejemplo: que la cabra es un animal ramoneador. Sin embargo, cuando dispone de pasto fresco, o de grano machacado o incluso de pienso y alfalfa, la cabra deja de ramonear. La cabra es un animal al que le gusta la montaña, para la cual está perfectamente adaptada. Sin embargo, cuando puede baja a las zonas llanas, e incluso las podemos encontrar por los jardines, prados y áreas costeras. Estas adaptaciones, que parecen extrañas, se enmarcan en la teoría general de la evolución y de la supervivencia de la propia especie. La cabra montés puede aprovechar recursos casi inaccesibles para otras especies, pero si puede consumir alimento de calidad, palatable, muy energético y de fácil acceso, lo hace preferentemente. Si la cabra dispone de tranquilidad en zonas bajas y llanas en donde encuentre alimento, no tiene por qué subir montañas y refugiarse en ellas. ¿Qué es lo que pasa?, pues que todas las especies tienden a perpetuarse con el mínimo gasto de energía, y es necesario compensar la supervivencia de la especie con dicho gasto, de tal forma que poco a poco las poblaciones de cabra se han ido relegando a las zonas montañosas por una estrategia básica de supervivencia.

2. OBJETIVOS DE LA GESTIÓN

Cuando se trata de gestionar un recurso natural la tendencia más habitual es hacerlo de manera que éste sea autosostenible en el tiempo. Sin embargo, el concepto de la autosostenibilidad no está muy claro o no se entiende del mismo modo. Así, uno de los principales objetivos es **la conservación de las poblaciones**; para ello es necesario conocer qué es lo que tenemos, qué es lo que podemos tener (capacidad de carga) y conocer cuál es y cómo extraer el excedente.

Otro de los objetivos principales es **el aprovechamiento cinegético**, ya sea por número de ejemplares o por los trofeos. Para ello, además de conocer el equilibrio con el medio, hay que conocer la estructura idónea de la población y forma de alcanzarla.

De una forma esquemática se pueden resumir los objetivos de la gestión en: conservación de las poblaciones y de la especie (sin intervención, regulando las poblaciones o mediante la introducción de ejemplares) y en su aprovechamiento cinegético (en montés públicos o en cotos privados).

3. PRINCIPALES ACCIONES POSIBLES DE GESTIÓN

Actualmente todos los tipos de actuaciones factibles de realizar con las poblaciones de cabra montés se pueden agrupar en tres clases, que abarcan todas las acciones que de una forma u otra se dan en la mayoría de las poblaciones de ungulados:

- **No Intervención.** Esta es una de las teorías abrazada por sectores ultra conservacionistas, contrarios a la caza. Está sustentada por el peso de los equilibrios en los ecosistemas naturales, donde, con el tiempo es posible alcanzar un equilibrio poblacional. Ahora bien, esto implica la no intervención en ninguno de los estratos naturales del mismo. Sin embargo, resulta inviable, ya que no existen áreas y poblaciones completamente aisladas y siempre hay algún tipo de intervención, directa o indirecta. Además es necesario obtener información científica en la que basar el manejo.
- **La extracción o la introducción de ejemplares.** Evidentemente, si las poblaciones no tienen ningún elemento de regulación, pueden llegar a desaparecer por la propia dinámica de los desequilibrios naturales, bien sea por inanición al desaparecer el sustento alimenticio, o por un contagio de enfermedades. Ejemplos hay de todos los casos. Una vez se decide la extracción de los ejemplares como método de regulación de las poblaciones, ésta se puede hacer con un aprovechamiento cinegético, o simplemente como método de control.
- **Intervención en el hábitat.** Es uno de los recursos más utilizados ya sea sembrando o proporcionando comida en determinados casos donde existe carencia de la misma, o protegiendo los cultivos o las estructuras con el fin de evitar daños no deseables.

4. PRINCIPALES PROBLEMAS QUE AFECTAN A LAS POBLACIONES DE CABRA MONTÉS

El 72% de las especies de caprinos silvestres presentan algún grado de amenaza (Shackleton, 1997). Las poblaciones de caprinos son particularmente vulnerables debido a tres factores: requerimientos especializados respecto al hábitat, tasas reproductivas bajas y aislamiento genético. Además, otros factores como pueden ser la alteración y fragmentación de los hábitats que ocupan, interaccionan con los anteriores, complicando aún más las perspectivas de conservación de estos ungulados. Los principales problemas que afectan a las poblaciones de cabra montés son: problemas con el hábitat (por fragmentación o por homogeneización), competencia con ganado doméstico y/o especies exóticas, problemas de regulación (no existen depredadores; enfermedades o parásitos y aprovechamiento no regulado ni autosostenible), turismo, desconocimiento del funcionamiento de las poblaciones y del número de ejemplares existentes.

5. GESTIÓN DE LAS POBLACIONES

Una población es un grupo de organismos de la misma especie que ocupan un espacio particular en un tiempo determinado, siendo las fronteras en lo referente al espacio y al tiempo vagas; generalmente se fijan arbitrariamente. La población tiene características propias del grupo, que no pueden aplicarse a los individuos. Las características poblacionales no permanecen estables sino que varían espacio-temporalmente en respuesta a la incidencia de factores, los cuales actúan como reguladores de la población. El estudio de estas variaciones nos lleva a definir una serie de parámetros poblacionales, los cuales son de tres tipos generales: tamaño o densidad (se ve afectada por cuatro parámetros básicos: natalidad, mortalidad, inmigración y emigración), distribución de edades y patrón de distribución.



Como en toda unidad poblacional, ninguna población de cabra montés permanece estática. Cambios estacionales en el clima inciden directamente sobre el alimento y las condiciones del medio, afectando a la tasa de muertes y partos. El tamaño poblacional está íntimamente relacionado con la capacidad de acogida del medio, siendo importantes otros factores como el clima, la situación geográfica, la topografía o la competencia intra e interespecífica.

La gestión actual de las poblaciones silvestres de cabra montés, parte de una serie de conocimientos previos de la especie, del medio donde se desarrolla y de las técnicas metodológicas más modernas. Podríamos decir que nos encontramos en un término medio entre las actuaciones antiguas donde el control de los ejemplares y sus circunstancias eran mínimos y las más modernas cinegéticas, que en el extremo podríamos denominar granjas y donde no solamente conocemos los factores que intervienen en el desarrollo de los ejemplares y la población, sino que los controlamos.

¿Cuál es la diferencia entre un extremo y otro? Si las decisiones de gestión se realizan por intuición, los éxitos que podemos conseguir se deben al funcionamiento normal de la naturaleza o a la casualidad. Además, cuando se actúa con estas premisas, uno se vuelve más conservador, no se está seguro de alcanzar unos objetivos e incluso se tiene miedo a esquilmar la población. En el otro extremo, eliminamos el componente natural y por ende la esencia de la actividad cinegética, ya que, aunque se alcancen los objetivos de productividad, éstos aparecen fuera de contexto, llegando a eliminar la figura del cazador, ensalzando la ganadería intensiva, la selección antinatural, aunque al final se consigan unos trofeos mejores y el récord de todas las clasificaciones.

Entonces nos preguntamos, ¿cómo se pueden gestionar las poblaciones de cabra montés sin desaprovecharlas como un recurso natural y sin llegar a constituir una ganadería? Para ello, lo más importante es el conocimiento de la especie, del hábitat donde vive y de los medios para cuantificar sus efectivos.

El conocimiento de la cabra montés, su morfología, su comportamiento en determinados momentos del día o del año, cuándo se agrupa, qué tipos de grupos forma en cada momento, sus desplazamientos, su alimentación, qué especies selecciona en su dieta y cuáles rechaza, e incluso su reproducción, con los ciclos fenológicos, cuándo se produce el celo, las posibilidades de tener partos dobles, etc., constituyen elementos fundamentales de la gestión poblacional. Una de las características que debemos conocer de las monteses es el medio donde viven y se desarrollan, sus características, la riqueza florística, los condicionantes de accesibilidad y la visibilidad del mismo.

Asimismo, es necesario conocer los parámetros básicos de la población y de ellos los más importantes y determinantes son:

- **Densidad de la población.** El análisis de una población consiste en conocer sus atributos numéricos. Podemos medir la abundancia de una población como el número absoluto de animales de la misma, como el número de animales por unidad de área o como la densidad relativa de una población respecto a otra. El tamaño absoluto puede tener un significado biológico cuando la población se circunscribe a un área bien delimitada y definida, pero cuando los límites no son distintivos, la densidad medida por unidad de superficie da una visión más real y nos permite conocer el equilibrio natural de la población.

Existen diversos métodos de muestreo que permiten determinar el tamaño de la población con unos márgenes de error que influyen en la posterior tasa de extracción, ya sea de aprovechamiento cinegético o de control de las poblaciones, que también son determinantes para comparar éstos con la capacidad de carga del medio y permitir la toma de decisiones más o menos acertadas en relación a los objetivos marcados.

- **Razón de sexos.** La estructura de sexos y edades tiene una importancia decisiva sobre la dinámica de poblaciones ya que condiciona sus posibilidades de evolución demográfica. De forma general se admite que entre las poblaciones de grandes mamíferos, el mantenimiento de un equilibrio entre sexos no difiere significativamente de una distribución teórica 1:1, aunque no siempre se cumple. Para explicar las desviaciones de esta tendencia 1:1 se ha aludido a cuatro factores fundamentalmente: presión cinegética diferente para cada sexo; mayor mortalidad en machos de menor edad debido a la organización social de la especie (las hembras jóvenes quedan próximas a las madres después de alcanzar la madurez sexual, mientras que los machos jóvenes son expulsados a partir de los dos años de edad); mortandad mayor en machos viejos después del esfuerzo realizado durante el celo o por una

disminución de los machos de mayor edad, lo que provoca un aumento de interacciones agonísticas entre machos más jóvenes, que a su vez provoca un aumento de la mortalidad en estas clases de edad.

La razón de sexos es un parámetro básico que indica la relación entre machos y hembras en una población. A partir de este dato podemos conocer el grado de desequilibrio que presenta la población o su relación con un manejo ganadero. Para ello es necesario disponer de criterios de determinación del sexo fiables, y en el caso de la cabra montés tenemos una serie de caracteres secundarios que diferencian a los machos de las hembras como es el caso de los cuernos, el tamaño corporal o el pelaje, pudiendo tener dudas de datación en edades muy tempranas donde es fácil confundir machos con hembras.

- **Estructura de edades.** Conocer la edad de los ejemplares que se muestrean, que se observan simplemente o que se capturan, es una ventaja que permite diagnosticar el estado de la población y su previsible evolución, e incluso conocer las posibilidades de extracción. Para ello es necesario establecer bien los criterios de determinación de la edad; éstos tienen que ser discretos, con variaciones anuales que pueden ser discretas o acumulativas. En esta especie se han desarrollado diferentes métodos para determinar la edad, y además existe un carácter como son los medrones que presentan un período de crecimiento anual, y por lo tanto, su número está relacionado con la edad (no quiere decir que sea el mismo).
- **Natalidad.** El conocimiento de la reproducción de las especies es de utilidad para predecir y estimar el número de jóvenes que se pueden incorporar a la población. El proceso reproductivo de una especie está condicionado por un componente genético que influye en la producción de óvulos fértiles, viabilidad del embrión, etc. y un componente ambiental (disponibilidad de recursos, competencia, predación, parasitismo, etc.) que determina el estado de una población en un momento concreto y un lugar determinado. Para conocer la dinámica poblacional es necesaria la estimación de los parámetros reproductivos.

La medida de la natalidad, además de ser un buen indicador del estado de la población, permite determinar la incorporación de individuos a la población y por ende el crecimiento de la misma. Se puede determinar como medida de la natalidad el índice reproductor, que indica la relación existente entre el número de crías y las hembras adultas.

El potencial reproductivo fisiológico de una especie es característico de la misma. En la cabra montés el número de crías por parto es de uno, aunque se pueden producir algunos partos gemelares. Las variaciones en la tasa de reproducción entre poblaciones se manifiestan por una disminución en el potencial reproductivo de la especie, inducido por diferentes respuestas fisiológicas, desencadenadas por una menor acogida del medio.

- **Mortalidad y supervivencia.** La posibilidad de sobrevivir a una determinada edad o la de morir durante una edad concreta se estudia a partir de la construcción de tablas de vida donde se integran todos los conocimientos que hemos desarrollado anteriormente, desde la densidad hasta la razón de sexos y estructura de edades. Las tablas de vida (Figura 2) definen la influencia de la mortalidad en cada clase de edad y reflejan además otros factores como son la evolución de los supervivientes en la población o la esperanza de vida. La mayoría de las tablas de vida se describen con 6 columnas, representándose en cada una de ellas, los intervalos de clases de edad, los supervivientes en cada intervalo de edad considerado, la tasa de supervivencia (Figura 3), la

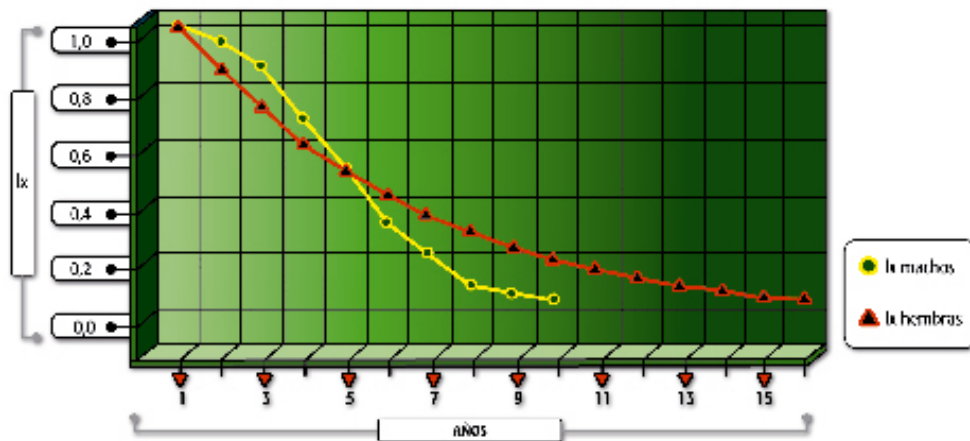
frecuencia de mortalidad en cada clase de edad, la tasa de mortalidad y la tasa de supervivencia. A partir de estos parámetros se puede calcular la esperanza de vida de cada clase de edad.

Figura 2. Tabla de vida calculada para los machos de Sierra Nevada (Granados 2001).

X	f_x	F_x	l_x	d_x	q_x	p_x	L_x	T_x	e_x
0	210	165,73	1,000	0,047	0,047	0,953	161,87	1639,84	9,89
1	110	158,02	0,953	0,029	0,030	0,970	155,63	1477,97	9,35
2	103	153,25	0,925	0,018	0,019	0,981	151,80	1322,33	8,63
3	95	150,35	0,907	0,012	0,013	0,987	149,37	1170,53	7,79
4	90	148,39	0,895	0,011	0,013	0,987	147,45	1021,17	6,88
5	85	146,52	0,884	0,016	0,018	0,982	145,23	873,71	5,96
6	80	143,95	0,869	0,024	0,028	0,972	141,94	728,48	5,06
7	70	139,93	0,844	0,037	0,043	0,957	136,89	586,54	4,19
8	55	133,84	0,808	0,052	0,064	0,936	129,56	449,66	3,36
9	31	125,29	0,756	0,067	0,089	0,911	119,71	320,09	2,55
10	30	114,13	0,689	0,081	0,118	0,882	107,38	200,38	1,76
11	27	100,62	0,607	0,092	0,151	0,849	93,01	93,01	0,92
12	25	85,39	0,515						

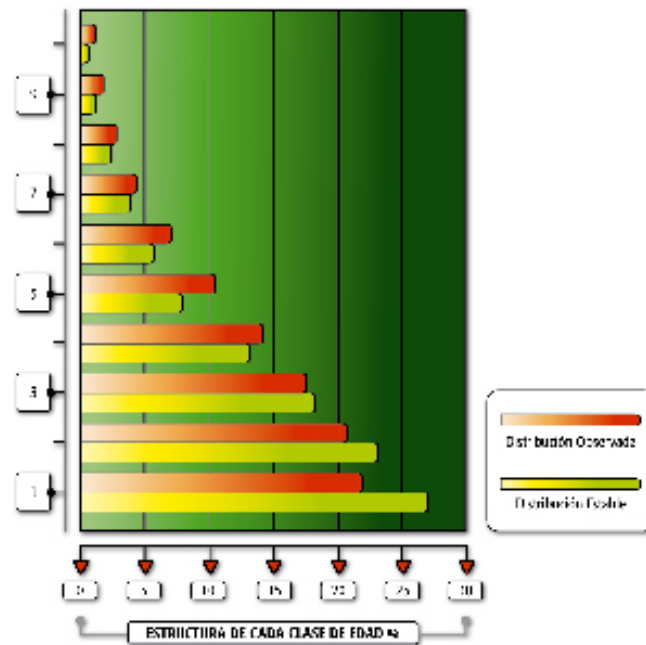
- f_x : individuos observados en cada intervalo de edad
- F_x : número de individuos de cada clase de edad (frecuencia suavizada)
- l_x : tanto por uno de los supervivientes de cada clase de edad
- d_x : probabilidad de morir en invierno en cada intervalo de edad
- q_x : tasa de mortalidad
- p_x : tasa de supervivencia
- L_x : número medio de individuos entre dos clases de edad consecutivas
- T_x : sumatorio de L_x
- e_x : esperanza de vida

Figura 3. Curva de supervivencia calculada para los ejemplares de la Reserva Nacional de Caza de Sierra Nevada (Granados 2001).



A partir de las tablas de vida se obtienen indicadores básicos de la población como son: tasa neta de reproducción (representa el número medio de crías que es capaz de producir una hembra a lo largo de toda su vida), tiempo generacional (este concepto representa el tiempo promedio entre dos generaciones sucesivas), tasa intrínseca de crecimiento natural (se define como la capacidad innata de crecimiento) y la distribución teórica de edades. Uno de los principios de la ecología de poblaciones es que si se permite la reproducción en un ambiente constante, la población alcanza una distribución estable de edades. Se puede, a través de varios métodos, calcular la distribución estable y comparar con la observada. Las diferencias observadas nos pueden indicar posibles procesos de regresión de las poblaciones (Figura 4).

Figura 4. Distribución por edades de la muestra y distribución teórica para una población estable, en los machos de la R.N.C. de Sierra Nevada (Granados 2001).



6. TÉCNICAS PARA ESTIMAR LA DENSIDAD DE LAS POBLACIONES

Uno de los primeros objetivos más frecuentes es poder conocer cuántos ejemplares tiene la población y en qué condiciones están. Para ello lo que se ha denominado desde tiempo inmemorial es “catar el monte”, término que ha sido usado desde la antigüedad, como se puede comprobar en el libro de la montería de Alfonso X el Sabio, o la montería de Mosén Valles 1564.

Ejemplos de uso de la experiencia y el conocimiento intuitivo los tenemos en tiempos actuales, donde se cuentan, se conocen, se utilizan tasas que no corresponden con la realidad. Sin embargo, conocer la densidad o el número de ejemplares existentes o disponibles en un área de una especie determinada es muy importante, aunque difícil si no se establece un método más o menos fiable para las características de esta especie, del hábitat que ocupa y del nivel de exactitud que necesitemos.

El valor como especies cinegéticas de los ungulados ha desarrollado un elevado número de métodos para estimar el tamaño de las poblaciones. Tellería (1986) efectuó una excelente revisión sobre los diferentes métodos de estimas de densidades. Para ungulados, los más comunes son: captura-marcaje-recaptura, recuento de excrementos (pellet-group), detección de sendas y huellas, método de los puntos fijos o métodos basados en índices de caza. En el caso de la cabra montés, uno de los métodos más utilizados es el de transectos lineales, los cuales están basados en la distribución de los ejemplares en el espacio. Es necesario efectuar un buen diseño de los muestreos, basado en el conocimiento de la biología, ecología y etología de los ejemplares. Hay que tener en cuenta el momento del año, la hora del día, el tamaño del grupo, los

desplazamientos que realizan, cuando los realizan y por qué, el tipo de alimentación para conocer o prever por dónde se van a mover o por dónde van a pasar. Y en el conocimiento del medio natural donde se desarrolla la población, es diferente si es homogéneo todo, la visibilidad que tenemos en los diferentes estratos, la vegetación, o incluso los factores físicos como pueden ser, la pendiente o la orientación y la altitud.

Este diseño, es la fase más difícil, resultando necesario conocer la unidad de muestreo y el tamaño de la muestra en función de la fiabilidad con la que queremos trabajar. Y por último, lo más importante es el trazado de los itinerarios en el propio campo, conocer las dificultades de los mismos, dónde comienzan, dónde terminan y el acceso a dichos lugares con una mínima precisión.

7. EL MÉTODO DE LOS TRANSECTOS LINEALES

Este método fue desarrollado por ecólogos vegetales y posteriormente aplicado por ecólogos animales. Consiste en recorrer caminando (o por algún otro medio como vehículo, avioneta, etc.) un itinerario previamente establecido, registrando en todo su recorrido los animales observados y/o escuchados.

La longitud del transecto se determina con anterioridad (tamaño de la muestra), pudiendo variar según la diversidad del área. El recorrido se realiza a un ritmo preestablecido en tiempo. Durante el recorrido se anotan de manera sistemática todas las cabras observadas, su número, la distancia al observador y algunos otros datos de interés. Para establecer la distancia de las cabras al transecto se puede determinar mediante telémetros manuales o de una forma aproximada del observador, el cual puede ser apoyado mediante referencias naturales mesurables o mediante marcas preestablecidas de distancia (Figura 5). También es posible conocer la distancia mediante el cálculo del ángulo existente entre la cabra, el observador y el transecto, o con el cálculo de la distancia entre el animal y el observador.

El número de transectos está relacionado principalmente con los objetivos de estudio y la varianza deseable, así como con la capacidad humana de cubrirlos en un corto espacio de tiempo. La distribución de los itinerarios debe estar estratificada con respecto al medio natural y al tipo de hábitat. El tiempo estimado para recorrer los itinerarios puede ser variable pero se estima que para un transecto se utilice un tiempo medio de una a dos horas según se preestablezca, con el fin de que no varíen sustancialmente las condiciones y el comportamiento de los ejemplares.

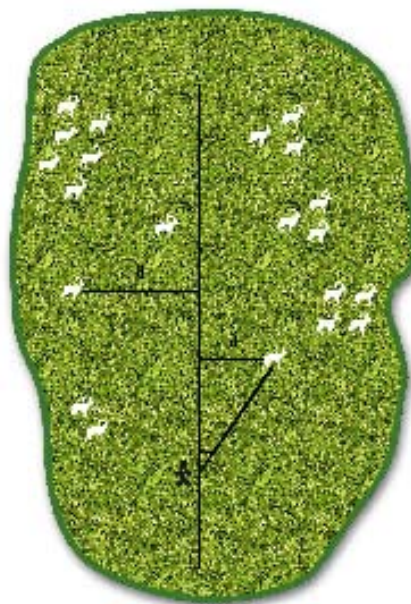


Figura 5. Cálculo de la distancia entre observador y objeto observado.

Las estimas de la abundancia de animales se obtienen según un modelo relacionado con parámetros de la densidad que van a ser calculados. El observador detecta a un animal y asume que la probabilidad de detección es función de la distancia entre ambos.

De esta forma, el estimador de la densidad (\hat{D}) viene definido por la ecuación

$$\hat{D} = n / 2La$$

en la que n = número de animales contactados; L = longitud del transecto; a = anchura (distancia) máxima de observación.

Cualquier variable continua distribuida al azar, como es la distancia de detección, viene definida por una función de probabilidad ($f(x)$). Así, los distintos métodos de estima de densidades a partir de transectos lineales, presentarán diferentes procedimientos para calcular $f(0)$. La elección de un estimador de entre todos los disponibles debe estar basada, por tanto, en la forma de la distribución de las distancias de detección y en la bondad de su ajuste a una función matemática conocida. Si éste es significativo, el estimador derivado de dicha función puede ser considerado como válido.

Existen en la actualidad paquetes informáticos (Transect, Distance... en diferentes versiones) que permiten el cálculo automático de las estimas de densidades a partir de los datos tomados en transectos lineales (Figura 6).

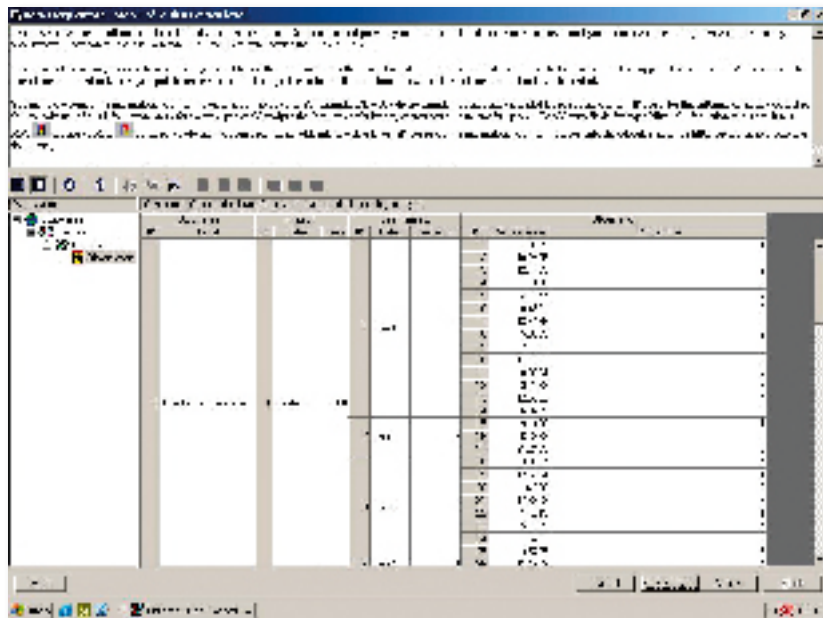


Figura 6. Introducción de datos en el programa Distance 5.0.

8. CRITERIOS PARA LA DETERMINACIÓN DEL SEXO Y LA EDAD

La estructura de sexos y edades es una característica propia de las poblaciones que tiene una gran importancia en diferentes aspectos del funcionamiento, estrategia y estado de las mismas. Por eso es necesario establecer una serie de criterios básicos que permitan la distinción del sexo y la edad de los ejemplares en los diferentes muestreos.

La cabra montés presenta un dimorfismo sexual muy patente en determinados parámetros de la morfología externa, fundamentalmente peso y tamaño. Conforme avanza la edad, se acentúa dicha característica, al desarrollarse determinados caracteres sexuales secundarios, principalmente diseño del pelaje y tamaño de los cuernos (en los machos, los cuernos son más largos y gruesos que en las hembras). Existe una abundante bibliografía donde se recogen las diferencias morfológicas entre sexos en determinadas especies de ungulados, entre ellas la cabra montés. Debido a la importancia en la determinación del sexo para el estudio de las poblaciones, se han establecido una serie de criterios para diferenciarlo en determinadas fases de la vida de los ejemplares.

En recién nacidos, cuando aún no han aparecido los cuernos, es difícil diferenciar el sexo de los ejemplares. Solamente se hace posible, si está cerca la madre y se puede observar la parte que lame o estimula. Esta conducta está muy generalizada en ungulados y responde a un instinto de protección hacia las crías para que no dejen rastro. Antes de cumplir un año de edad, periodo en el cual comienzan a desarrollarse los cuernos, no suelen observarse diferencias significativas, aunque el cuerno en las hembras es de menor grosor en toda su proyección, fundamentalmente en la base. Asimismo, la punta del cuerno es más roma y menos aguda en las hembras. La relación es de 2/1.5 machos por hembras. En jóvenes con dos o tres años, se nota ya una diferencia de tamaño en los cuernos entre sexos, siendo el de los machos, doble en tamaño que en las hembras. Pueden llegarse a confundir hembras viejas con machos jóvenes, pero para ello recurrimos al grosor y separación basal entre los cuernos. En los machos, presentan un mayor grosor y la separación basal es mínima.

En ejemplares adultos, los machos presentan barba, un elemento característico del género. Asimismo, el tamaño y grosor de los cuernos son determinantes para conocer el sexo de los ejemplares observados de cabra montés. Además existen otros elementos morfológicos externos, tales como la altura y el perímetro torácico. Otro elemento morfológico a tener en cuenta en la diferenciación del sexo en los ejemplares de cabra montés es el color negro del pelaje, el cual a partir de los cuatro años y en los machos comienza a extenderse por los flancos del vientre.

De igual manera el comportamiento de la cabra montés nos ayuda a diferenciar los sexos. En la época de celo, los machos mayores de 1 año tienden a llevar la cola levantada ya que le ayuda a que transpiren mejor las glándulas sudoríferas y a enseñar el escudo



anal como reclamo sexual. En el periodo de partos, las hembras se aíslan mostrándose solitarias, mientras que los machos se concentran en grandes rebaños, llegando a contabilizarse grupos de más de 200 ejemplares.

Para la determinación de la edad se han puesto a punto diferentes métodos, que abarcan espectros amplios de criterios morfológicos y biométricos: estuches córneos, líneas de cemento dentario, proporción del pelaje negro, morfología del cuerno o peso del cristalino... Para la utilización de criterios basados en la morfología del cuerno, hay que saber definir correctamente la unidad medrón, considerándolo como el espacio existente entre dos estrechamientos marcados en el estuche córneo. Se corresponde con una parada en el crecimiento del mismo, debido a la demanda energética en la época del celo. Otros autores relacionan esta parada en el crecimiento con la calidad de los pastos. De igual forma, se pueden encontrar en los medrones subdivisiones menos marcadas, las cuales se corresponden con paradas en el crecimiento debido a lesiones o enfermedades.

El tamaño y el tipo de medrones están relacionados con la época de captura de los ejemplares, siendo un criterio práctico y válido para la determinación de la edad absoluta si se tienen en cuenta varias premisas: la fecha de captura u observación, y que la edad es un año menor que el número de medrones entre diciembre y mayo; entre mayo y diciembre es igual al número de medrones menos dos, debido a que el animal cumple un año más.

Otro de los métodos utilizados para la determinación de la edad en los ungulados, y por lo tanto en la cabra montés, es la acumulación de líneas de cemento dentario. Al aplicar este método debemos partir de dos premisas: la edad de formación del primer anillo y la época del año en que se incrementa el número de líneas. La primera línea comienza a formarse a los 9 meses, estando completa a los 13 meses. Este patrón de formación de la primera línea dentaria en la cabra montés es similar al exhibido por otros ungulados. El periodo del año en el que se forman las nuevas líneas dentarias, es febrero-abril. Existe una correlación clara entre el número de anillos de cemento dentario y el número de medrones.

A través de la dentición podemos conocer la edad. La fórmula dentaria definitiva es: Incisivos 0/4, Premolares 3/3, Molares 3/3. El cabrito nace con 18 dientes y el cuarto incisivo crece durante el primer mes. La dentadura de leche atiende a esta fórmula: incisivos 0/4, premolares 3/3. Los premolares de leche son realmente molares, pero se mantiene la denominación de premolar por ser la más utilizada. La sustitución de los incisivos de leche por los definitivos se produce tal como se observa en la figura 7. A partir de los 10 años, los incisivos suelen estar muy desgastados.

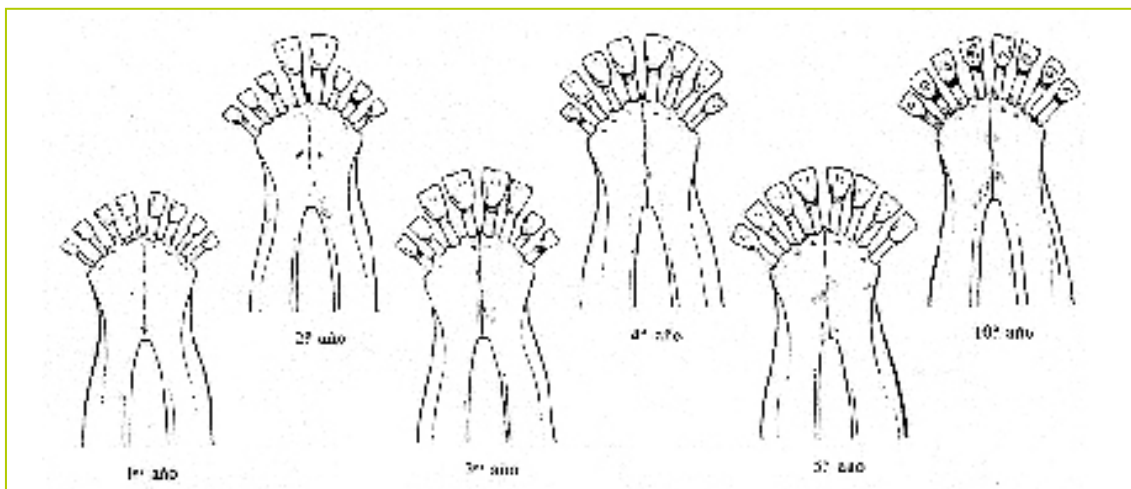


Figura 7. Reemplazo dentario en cabra montés (Sáenz de Buruaga et al., 2001).

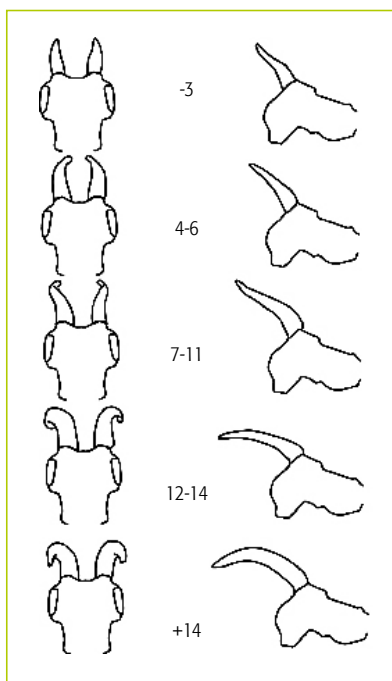


Figura 8 Esquema de las formas de los estuches córneos en las hembras (Fandos, 1991).

Al existir características en la morfología del cuerno de las hembras que varían con la edad, Fandos (1991) comprobó si estas diferencias podrían ser utilizadas para llegar a diferenciar las clases de edad. Tras el análisis de las variables medidas, observó que podían establecerse cinco clases de edad: entre 1 y 3 años, entre 4 y 6 años, entre 7 y 11 años, entre 12 y 14 años y mayores de 14 años. En la figura 8 se observan los esquemas de las clases de edad diferenciadas.

La proporción de superficie corporal ocupada por pelaje negro, ha sido otro elemento utilizado para la identificación de la edad de ejemplares de cabra montés. Para la subespecie *victoriae*, en la población de Las Batuecas, Losa (1989) define la clase joven de 1 a 5 años, no cierra sus manchas en las paletillas; la clase media, de 6 a 9 años, cierra sus zonas negras en la mitad delantera del cuerpo; la clase superior, mayores de 9 años, presenta todo el cuerpo negro incluso la grupa, apareciendo canas entre el pelo negro, a partir de los 12 años (Figura 9).

Para la población de cabra montés de Cazorla, Fandos (1991) observa 4 tipos claramente diferenciados: hasta los 4 primeros años de vida, el negro ocupa solamente la parte delantera de las extremidades. Entre los 5 y 7 años, la mancha se extiende hacia atrás por los flancos, los omóplatos y en líneas dorsoventrales. Entre los 8 y 9 años, aparece pelo negro en la dorsal, extendiéndose por el cuello y los cuartos traseros. A partir de los 10 años, se une el negro de la columna vertebral con el omóplato y con el cuello. En verano, debido al tamaño del pelo, más corto que en invierno, estas características no destacan tanto (Figura 10).

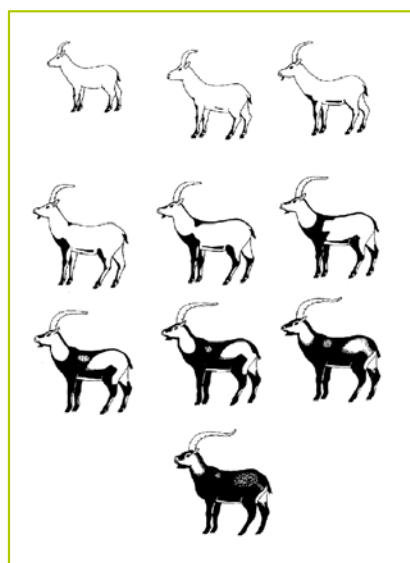


Figura 9. Diseño del pelaje en machos de cabra montés de las Batuecas (Losa, 1989).

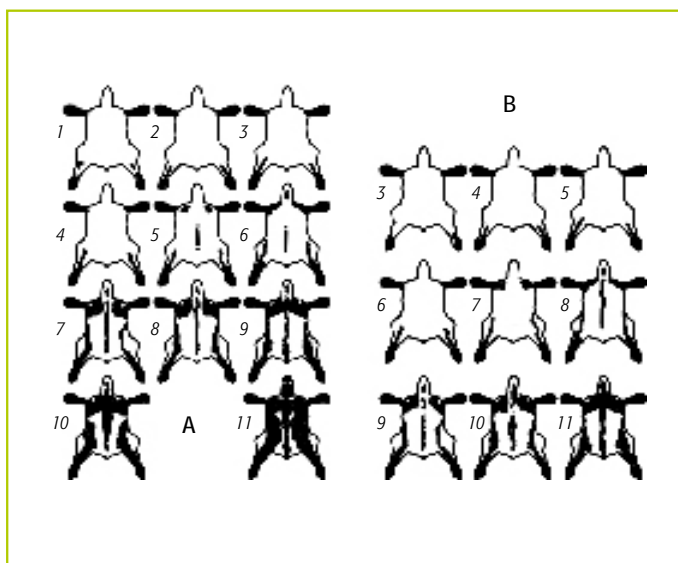


Figura 10. Diseño del pelaje en machos de cabra montés de Cazorla (Fandos, 1991); a) invierno; b) verano.

Otro de los métodos usados para determinar la edad en mamíferos es la valoración del peso del cristalino, después de que se demostrara el valor de esta técnica al estudiar una población de *Sylvilagus floridanus*. Sin embargo, para la cabra montés se ha puesto de manifiesto que es poco fiable en más de un 95% de los casos en ejemplares mayores de 2 años (Vigal y Machordom, 1988).

9. ESTRUCTURA DE EDADES

La proporción de edades es tan importante en la estructura de la población como la razón de sexos. La importancia de conocer esta estructura radica en que a través de ella se puede diagnosticar el estado de la población, interpretar su pasado reciente y hasta cierto punto, predecir el futuro incierto. Se puede elaborar una pirámide de edad que aporte información sobre los cambios en la población. Se puede también estudiar la dinámica de la población en función de la estructura de la misma, bajo determinadas condiciones. Asimismo, la estructura de edades sugiere la productividad de la población distribuida en clases de edad. Conociendo la estructura de edades se extrapolará la mortalidad que sufre una clase a otra de forma teórica, pues la mortalidad no es un producto global sino que es un proceso que se distribuye a lo largo de toda la estructura. Se pueden realizar estimaciones sobre la presión de caza sin alterar la población. Por último nos sirve para conocer los requerimientos que puede necesitar la población para sobrevivir.

Tomando como criterios de valoración caracteres morfológicos externos (tamaño corporal, diseño del pelaje negro y medrones), podemos distinguir las siguientes clases de edad para la construcción de las pirámides de edades:

- **Machos jóvenes:** entre 1 y 2 años de edad, siendo de menor tamaño que las hembras adultas, con cuernos de tamaño similar aunque más gruesos en los machos.
- **Machos subadultos:** entre 2 y 4 años; de tamaño similar a las hembras pero los cuernos son más largos y gruesos en los machos.
- **Machos adultos:** entre 4 y 8 años de edad; de menor tamaño que los machos viejos pero la banda negra del flanco es muy fina o ausente.
- **Machos viejos:** mayores de 8 años; poseen una banda negra en pecho y flancos muy conspicua en invierno.
- **Hembras jóvenes:** entre 1 y 2 años; tamaño corporal y cuernos menores que las hembras adultas.
- **Hembras adultas:** mayores de 2 años de edad, tamaño corporal definitivo y cuernos bien desarrollados.
- **Chotos:** ejemplares del año; el tamaño de los cuernos es claramente más pequeño en las hembras.

10. CÁLCULO DE LA TASA DE NATALIDAD

El hecho de que los nacimientos no se producen de una forma constante a lo largo del año, como ocurre en la mayoría de los ungulados, cuyo hábitat está fuera de las zonas tropicales, tiene una importancia ecológica evidente. Generalmente nacen en la estación favorable desde el punto de vista de alimentación y de la climatología. En el caso de la cabra montés, en las latitudes del paralelo 40 (como es nuestro caso), la estacionalidad de los partos es muy marcada y se producen desde finales de abril a principios de junio.

La tasa de nacimientos puede ser expresada como el número de organismos nacidos por hembra y unidad de tiempo. Un factor importante es la viabilidad o supervivencia de las crías ya que se considera el nexo de unión con la dinámica y estado de la población a la cual se incorporan.

Las características temporales relativas a la edad de las hembras, como la edad de madurez sexual, la proporción de óvulos fecundados, dependiendo de la clase de edad de las hembras y la edad máxima a la que pueden producir óvulos y éstos ser fecundados, influyen en la población y modifican la estrategia fundamental dependiendo del estado actual y la presión del medio. Las cabras monteses normalmente comienzan a ser fecundadas en el tercer período de celo transcurrido desde su nacimiento, que corresponde a los 2,5 años de vida. El suceso ha sido comprobado en la muestra obtenida de ejemplares de otras poblaciones de cabra montés, aunque la potencialidad reproductiva de la cabra montés puede ser más alta en determinadas circunstancias, pues efectivamente puede haber fecundaciones al año y medio de vida.

11. PREVISIÓN EN LA EVOLUCIÓN DE LAS POBLACIONES

Se basa en conocer cómo va a evolucionar la población si cambia o no una serie de factores. De ellos el más fácil es la tasa de crecimiento, aunque en el caso de la cabra y debido a las características de la especie, podemos ser más precisos, al diferenciar sexos, clases de edad y ser una especie cinagética infiriendo en las extracciones. Para ello es necesario conocer cómo dichos factores, que pueden ser estructurales internos de la propia población o factores externos como climatológicos o disponibilidad de alimentación, influyen en las diferentes clases de edad de las poblaciones de cabra montés. Estos modelos de simulación se basan en las teorías del crecimiento poblacional, que están sustentadas por modelos matemáticos básicos como las matrices de Lesley, o simplemente con la aplicación de funciones de crecimiento. En esta estructura de población el factor que nos va a determinar la evolución es la natalidad o incluso aún mejor, el número de ejemplares nacidos que se incorporan a la población.

El modelo básico es la aplicación de funciones de crecimiento como la logística o la exponencial. Podemos poner como ejemplo la aplicación HARVEST en el que se tiene en cuenta solamente la reproducción (Figura 11). En un segundo

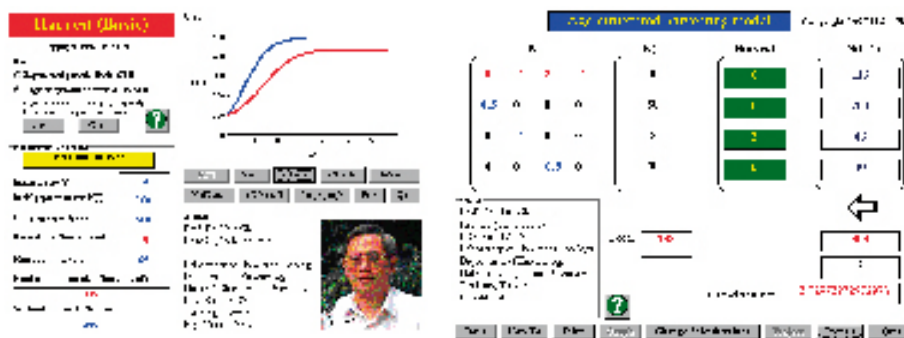


Figura 11. Ejemplo de la aplicación Harvest.

caso, si además sabemos cómo intervienen las diferentes clases de edad de las hembras en la reproducción, podemos simular de una forma mucho más ajustada el posible crecimiento. Esto se puede extrapolar de una forma específica para

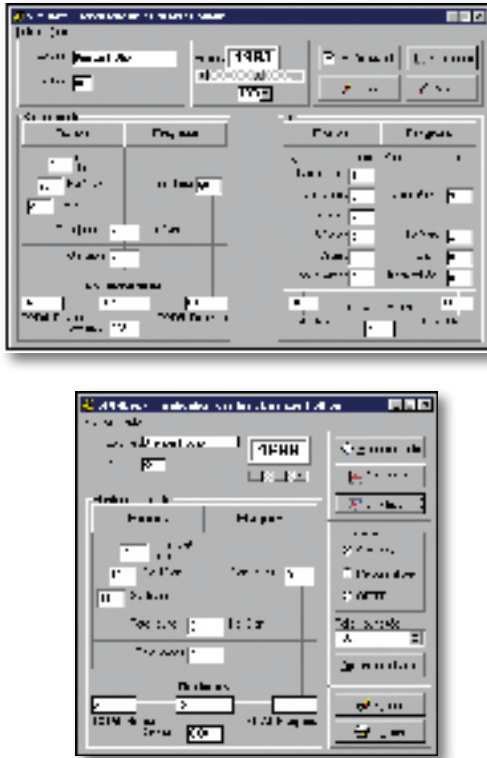
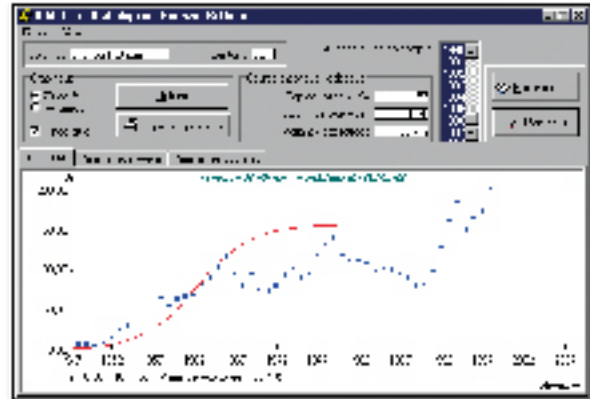


Figura 12. Aplicación del programa IBEX, para el cálculo de planes de captura.



la cabra montés con el programa IBEX, que permite seguir la evolución de las diferentes colonias según la intensidad de tiro o de extracción que se realiza (Figura 12).

12. TÉCNICAS DE CAPTURA Y MARCAJE DE LOS EJEMPLARES

La primera norma de manejo de los ejemplares es la mínima intervención o interacción con ellos, evitando el contacto e incluso la interferencia visual. Sin embargo, en muchos casos es necesario manipular animales. Esta actuación no es caprichosa o por simple curiosidad, sino que se debe a la necesidad de extraer, trasladar, transportar, marcar, obtener muestras, sanear o liberar ejemplares en diferentes condiciones. Por ello se recomienda que todas las medidas de actuación sean lo menos agresivas posibles.

Muchos proyectos de investigación y manejo relacionados con estudios de poblaciones dependen de la eficacia y seguridad de las técnicas de captura y marcaje empleadas. Podemos diferenciar las capturas con trampas o similares (inmovilización física) y la captura mediante anestésicos (inmovilización química). Para la captura de cabra montés se han utilizado diferentes sistemas de trampas. El uso de cajas-trampa está muy generalizado, siendo éstas principalmente de madera. Los sistemas de cierre son más o menos sensibles incorporando diversos materiales: nylon, acero, etc. Estas cajas-trampas o modificaciones de las mismas pueden usarse incluso con animales en cautividad para facilitar su manejo, tratamiento, extracción de muestras, etc. En algunos casos, las cajas-trampa sustituyen las paredes macizas por rejillas metálicas, con la ventaja de que son más fácilmente prospectables aunque no protegen de las inclemencias meteorológicas.

Las redes son sistemas de trapeo portátiles usadas para la captura masiva de animales. Se usaron primeramente para la captura de aves, aunque han resultado muy eficaces para la captura de ungulados. Para la captura de grandes grupos se suelen usar sistemas de redes que forman una especie de embudo, de forma que conducen a los animales hacia un corral vallado, para su posterior individualización y manejo. Es recomendable en estos casos tapar las redes o vallas que rodean al corral con lonas o cualquier otro material, con el fin de evitar traumas en intentos de huida durante el manejo de los animales.

El éxito de muchas operaciones de trapeo depende del uso de un señuelo o cebo adecuado que atraiga al animal y le induzca a entrar en la trampa. Para ungulados se han utilizado frutas, granos de cereales, sales, agua, etc. En Sierra Nevada para la captura masiva de cabras monteses se utilizan los llamados capturaderos o trampas corral. Estos son recintos de aproximadamente 20-25 metros cuadrados, con una altura aproximada de 3 metros, en los cuales hay piedras de sal y agua. Los mismos se activan automáticamente, mediante un sistema de alambres y poleas que cierran la puerta cuando los animales toman el cebo. (Figura 13). Asimismo existen capturaderos que son cerrados por operarios cuando hay animales en su interior, los cuales se ocultan en un "hide" cercano al mismo.



Figura 13. Capturadero, muy útil para la captura masiva de ejemplares.

La captura de animales mediante el uso de drogas o narcóticos recibe el nombre de inmovilización química (Figura 14). El tiempo que transcurre desde la administración del narcótico hasta la total inmovilización del animal se denomina tiempo de inducción, y el periodo que permanece el animal bajo los efectos de la droga, tiempo de inmovilización. Es preferible un tiempo de inducción corto no existiendo ningún fármaco que produzca la inmovilización de forma instantánea.

Existen en el mercado un elevado número de fármacos que se han utilizado para la inmovilización, pertenecientes a diferentes familias (analgésicos narcóticos, anestésicos disociativos, sedantes no narcóticos y tranquilizantes). La dosis de cualquier compuesto debe ser ajustada teniendo en cuenta el tamaño, edad y condiciones del animal que va a ser inmovilizado. La droga ideal debe de contar con un antagonista (antídoto) que permita acortar, si es necesario, el tiempo de inmovilización.



Figura 14. Rifle anestésico y material accesorio para su funcionamiento.

Tanto si el animal se ha capturado con trampa o mediante inmovilización química es imprescindible taponarle los ojos rápidamente pues en estos casos, aunque inmóviles, pueden quedar conscientes y la propia excitación puede causar infartos o traumas irreversibles. Cuando la captura se ha hecho mediante inmovilización química es importante mantener el calor corporal para prevenir posibles casos de hipotermia o hipertermia y monitorizar las constantes fisiológicas (frecuencia cardíaca, respiratoria, etc.) hasta que recobran la conciencia completamente.

Algunos animales antes de liberarlos suelen ser marcados para un posterior seguimiento en el campo. Existen diferentes métodos para marcaje, aunque la mayor parte se pueden englobar en varios tipos: colorantes y pinturas; polvos; mutilaciones; etiquetas, imperdibles, anillas y bandas; microchips y biomarcadores. En ungulados y concretamente en cabra montés, se ha usado desde la pintura de los estuches córneos, hasta la colocación de marcas auriculares o collares (Figura 15). Últimamente se han marcado ejemplares con microchips.

En Sierra Nevada, para conocer el área de campeo y el ritmo de actividad de los ejemplares, se están marcando animales con collares que llevan incorporado un GPS y telefonía móvil. Cada cierto periodo de tiempo (determinado por el gestor) el GPS fija la localización del animal y lo comunica mediante mensajes SMS a una estación receptora de datos, donde se gestiona la información. En la figura 16 podemos observar las localizaciones de un macho subadulto de cabra montés, marcado con este sistema.



Figura 15. Diferentes tipos de marcas auriculares.

La captura y el manejo pueden producir cambios fisiológicos que afectan a órganos o pueden repercutir en cambios hematológicos, inmunológicos, bioquímicos y hormonales, a los ejemplares sometidos a los mismos. Los animales más sensibles o aquellos expuestos a un stress repetido o prolongado pueden desarrollar disfunciones agudas o crónicas. Conocer estos riesgos es la mejor forma de prevenir tales disfunciones. Además, es necesario prestar especial atención a la seguridad y confort de los animales durante su manipulación y transporte.

Cualquier persona que manipule un animal debe tener como uno de los objetivos principales disminuir al máximo todos los “estados de sufrimientos”. El dolor, por ejemplo, es un agente generador de stress, estado del que existen diferentes definiciones. Entre los distintos estados estresantes encontramos la captura, la manipulación, el marcaje y el transporte, factores que puedan producir modificaciones orgánicas, metabólicas, hormonales o sanguíneas. También hemos de tener en cuenta la posibilidad de

traumatismo durante la captura y manipulación del animal, además del periodo crítico que supone, en caso de inmovilización química, el tiempo de inducción. Por regla general se recomienda, como se ha comentado anteriormente, tapan los ojos de los animales capturados y vigilar sus constantes vitales. Una cuidadosa manipulación y un material adecuado, con superficies duras protegidas para evitar traumatismos, junto con experiencia suficiente, ayudan a garantizar el éxito de este tipo de manejo.

En condiciones adecuadas, la mayor parte de los animales soportan bien el transporte, si bien para aumentar en lo posible su seguridad y la de los manipuladores, el transporte se debe efectuar individualizado para evitar que los animales se infrinjan heridas entre sí. La tranquilización química no suele ser necesaria salvo en aquellos ejemplares particularmente nerviosos o agresivos. Es recomendable la utilización de cajas individualizadas de tamaño suficiente para que coja un ejemplar de forma holgada, siendo necesario que tenga mucha ventilación y un sistema de tratamiento del ejemplar (Figura 17).

La suelta se debe realizar de forma individualizada y a ser posible con luz diurna y siempre lejos de precipicios o paredes y muros donde pueda impactar (Figura 18). Es recomendable dejar reposar a los animales recién liberados durante varias semanas para que se acostumbren a su nuevo ambiente.

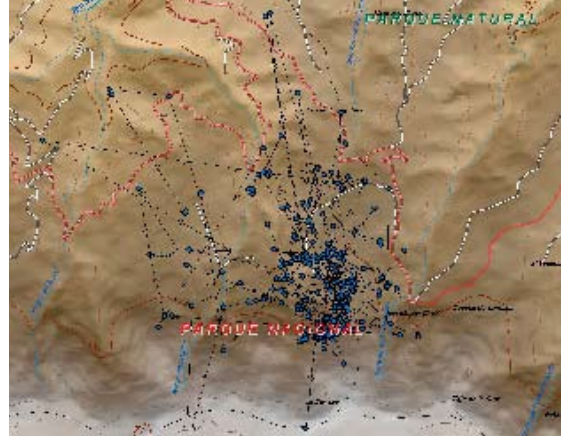


Figura 16. Seguimiento de cabra montés mediante un collar GPS-GSM.



Figura 17. Cajón para el transporte de animales.



Figura 18. Es necesario liberar a los ejemplares en sitios amplios y alejados de precipicios.

13. LA SARNA Y LA CABRA MONTÉS

Al hablar de cabra montés, y especialmente en Andalucía, debemos hablar de sarna sarcóptica, ya que desde hace 20 años, la sarcoptidosis ha afectado a determinadas poblaciones de ungulados en general y de cabra montés en particular. La primera epizootia detectada fue la ocurrida en la población de cabra montés de Cazorla (Jaén) a mediados de los años

80 del siglo pasado, con tasas de extinción superiores al 90%. Posteriormente se han visto afectadas por esta parasitosis las poblaciones de cabra montés del Parque Natural de Sierra Mágina (Jaén), Parque Natural de Castril (Granada), Parque Natural Sierra de Huétor (Granada), Sierra de la Sagra (Granada), Parque Natural de Sierra Nevada (Granada), Parque Natural Sierra de las Nieves (Málaga) y Sierras del Sur de Antequera (Málaga).

La sarna sarcóptica es una enfermedad infecto contagiosa producida por el ácaro *Sarcoptes scabiei*. Tiene una distribución cosmopolita por lo que son numerosas las especies de mamíferos, incluido el hombre, susceptibles de contraer y desarrollar la enfermedad. Los ácaros penetran en la piel del hospedador segregando compuestos que disuelven la epidermis y excavan galerías donde se alimentan de citoplasma de células vivas, excretan y se reproducen. Los hospedadores pueden adquirir la infestación mediante contacto directo con animales sarnosos o por fomites, contacto en lugares donde se concentran los ácaros, como pueden ser los rascaderos, dormideros, etc. La supervivencia de los ácaros fuera del hospedador depende de las condiciones ambientales, siendo favorables aquellas que evitan su desecación, como la baja temperatura y la elevada humedad relativa. Por término medio los ácaros permanecen infectivos durante al menos la mitad o los dos tercios de su vida. El ciclo biológico de este parásito comprende 5 fases: huevo, larva (hexápoda), protoninfa, tritoinfa y adulto, completándose en unos 10-13 días.

Si consideramos que una hembra deposita unos 2 huevos diarios durante una vida reproductiva de 60 días, y que el desarrollo de una hembra ovígera desde la fase huevo dura 12 días, con una tasa de supervivencia del 10% y una relación de sexos de 1:1 (igual número de machos que de hembras), tenemos que en un periodo de 2 meses, la población de hembras ovígeras se multiplica por 17.

Se conocen algunos factores del hospedador que le predisponen para la adquisición de la enfermedad, como pueden ser el estrés, deficiencias en los aportes de minerales, proteínas, fósforo, vitamina A, excedentes de calcio, así como otras enfermedades y parasitosis. Según algunos autores, existen varias causas o fuentes potenciales de una epizootia de sarcoptidosis: 1) introducción de una nueva cepa virulenta y de origen externo de *Sarcoptes scabiei*; 2) mutagénesis de una cepa de dicho ácaro y/o 3) incremento de la susceptibilidad de la población hospedadora.

Los síntomas externos de la enfermedad son: prurito intenso, pérdida de pelo, desecación, descamación, agrietamiento e hiperqueratinización de la piel. Los orificios de entrada de los ácaros son así mismos aprovechados por numerosos microorganismos que producen infestaciones secundarias.

Las infecciones crónicas de *S. scabiei* deterioran la salud del hospedador y, ocasionalmente, le producen la muerte mediante un proceso cuyas causas y condiciones no resultan aún totalmente claras, ya que se ha comprobado que incluso en casos de fuertes parasitaciones, los ácaros no suponen un gasto energético significativo para el hospedador. Durante las infestaciones agudas los hospedadores muestran una disminución de peso y cambios significativos en diferentes valores hematológicos y bioquímicos que indican una disfunción de células y tejidos. Algunos órganos no dérmicos se ven también afectados: hígado, riñones, glándulas adrenales, intestino, lengua o páncreas. En dichos órganos se producen depósitos amiloides que derivan en la formación de zonas necróticas y abscesos.

El diagnóstico de la enfermedad debe basarse en el aislamiento e identificación del agente etiológico. Es fácil de realizar cuando la enfermedad se encuentra en estado avanzado, pero es muy difícil aislar los ácaros en la fase inicial de la afección. Por este motivo, se ha avanzado en el desarrollo de técnicas inmunológicas y termográficas, que permitan un diagnóstico eficaz y preciso de la sarna. Los resultados de estas técnicas se expondrán en un epígrafe posterior.

14. RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO DE LA SARNA

La sarcoptidosis debe considerarse como una enfermedad enzoótica en ungulados con tasas habituales de prevalencia inferiores al 1%, e índices de mortalidad también bajos aún con esporádicos brotes, con tasas de mortalidad inferiores al 20%. No obstante existen casos en la literatura científica de epizootias catastróficas, fundamentalmente en cánidos y ungulados, con tasas de incidencias superiores al 90%.

Una vez conocida la existencia de algún caso de sarna en la población de cabra montés objeto de gestión, tal como establece la legislación andaluza (Ley 8/2003, de la Flora y Fauna silvestres de Andalucía) se debe comunicar a la administración ambiental la aparición de la misma, para poder adoptar las medidas oportunas.

¿Cuánto afecta la sarna a la población objeto de gestión? Esta pregunta es clave, ya que debemos cuantificar el impacto de la parasitosis y sobre todo conocer y controlar la expansión de la enfermedad o individuos afectados. La prevalencia de la sarna es un valor epidemiológico que se ocupa del número de casos de la enfermedad sobre el total de una población en un momento dado. Obviamente para el caso de una población abierta de animales silvestres es difícil de obtener, ya que se posee siempre información fraccionada sobre: a) el total poblacional; b) su dinámica y estatus; c) su extensión geográfica; d) la dinámica anual y estacional de la enfermedad. Por lo tanto se impone buscar y aproximarnos al valor "prevalencia" o "tasa de prevalencia" cuantificada como el porcentaje de animales afectados. Podemos realizar distintas observaciones sobre animales y grupos en distintos lugares del área y en distintos momentos del año, y así valorar la incidencia de la enfermedad.

Las condiciones que se ha de cumplir son la precisión en la detección de signos o síntomas de la parasitosis y la no repetición de observaciones. La primera asunción es más difícil de cumplir y exige que el observador pueda estar lo suficientemente cercano al animal o grupo observado y que además pueda ser eficiente en la detección de lesiones o síntomas característicos. Esta asunción deber ser, en todo caso, sobrestimada, pues es más seguro obtener tasas al alza que a la baja, como criterio conservativo para la toma de decisiones posteriores. La segunda asunción puede cumplirse si se realizan observaciones de animales o grupos de ellos, en distintos días y en áreas geográficas separadas.

Podemos elaborar una ficha con las diferentes observaciones (Figura 19) y rellenar cuidadosamente los datos para que la observación sea válida y pueda posteriormente comprobarse por fechas y lugares que suponen observaciones independientes. Se debe especificar siempre los observadores, la fecha, el itinerario recorrido y la zona de observación (término/s municipal/es). Asimismo, si se conoce, se debe especificar la longitud recorrida. Cada animal o grupo se debe considerar como una observación y así debe constar en los casilleros correspondientes, identificando el sexo, la edad y el hábitat que ocupa. Se hará constar en la casilla observaciones, cualquier información adicional que pueda ser considerada de importancia. En caso de observar un grupo se debe cuantificar el número de ejemplares que lo componen identificando igualmente el sexo, la edad y el hábitat que ocupan. En la cara posterior de la ficha se pueden dibujar siluetas de cabra montés para que se marquen sobre ellas las lesiones observadas atribuibles a la sarcoptidosis.

Con el tratamiento de la información conoceremos la tasa de individuos afectados por esta parasitosis, y podremos construir mapas epidemiológicos, elementos claves para plantear medidas de control.

A la hora de la gestión, no sólo de poblaciones afectadas por la sarna sino también por otras enfermedades infectocontagiosas, es muy importante establecer un seguimiento continuo para la detección de dichas enfermedades en campo

y establecer un protocolo de recogida de muestras biológicas que nos permitan efectuar análisis laboratoriales, consiguiendo así un seguimiento sanitario y biológico de la población objeto de gestión. Aunque cada gestor puede establecer un protocolo propio, fundamentalmente se recomienda efectuar como mínimo medidas biométricas y la recogida de piel, músculo y sangre. El posterior tratamiento de la piel en un laboratorio especializado podrá aislar y confirmar la presencia de ácaros productores de la enfermedad. A través de un trozo de músculo, previamente fijado en alcohol, se podrá obtener información genética del animal. La sangre nos informará del perfil inmunológico del animal, y por lo tanto permite evaluar el estado sanitario de la población.

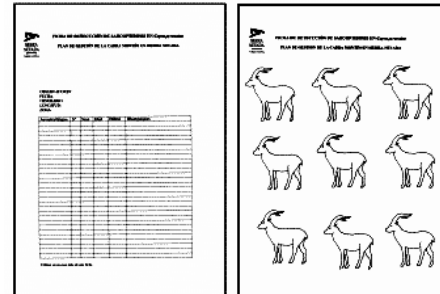


Figura 19. Modelo de ficha para la toma de datos en el seguimiento de la sarcoptidosis.

Siempre que se encuentre en campo un animal muerto, bien por sarna o por otras causas (muerte natural, abatimiento, accidentado, etc), se deberá extremar el cuidado en su manejo y utilizar guantes de látex y mascarillas. De igual forma, si los animales recechados muestran síntomas de la enfermedad deben tomarse medidas precautorias para su manipulación. Una vez cortada la cabeza, la piel del resto del cuerpo del animal no puede dejarse en el campo ya que constituye un foco de contagio y dispersión de la enfermedad a otras especies animales, carroñeros fundamentalmente. Por este motivo, las pieles se deberán destruir (mediante enterramiento y posterior vertido de cal viva o incineración). Si la población está siendo objeto de un seguimiento de la enfermedad por parte de la administración medioambiental andaluza, las pieles y cabezas deberán ser envueltas en bolsas y convenientemente etiquetadas se trasladarán hasta los lugares indicados al efecto. En la etiqueta se incluirán como mínimo los siguientes datos: número de identificación, fecha de captura, lugar de captura, término municipal, sexo y edad del ejemplar. Por cada animal encontrado muerto o recechado, es recomendable cumplimentar una ficha (Figura 20), que incluirá los siguientes datos: número de identificación, fecha, lugar, término municipal, sexo y edad del ejemplar. Si es posible se rellenarán asimismo los siguientes datos biométricos del animal:

- **Peso (P)** del animal completo. Medido en kilogramos.
- **Longitud de la cuerna** (LCI o LCD). Se medirán los dos cuernos, desde la base siguiendo la cresta anterior, hasta el ápice.
- **Perímetro base cuernos** (PBCI o PBCD). Se medirán en ambos cuernos, el anillo de crecimiento más reciente y a nivel basal, apretando el metro para desprestigiar el efecto del pelo que rodea a los cuernos.
- **Distancia basal cuernos** (DBC). Distancia definida entre las crestas anteriores de la cuerna a nivel frontal (desprestigiar el efecto del pelo)
- **Distancia apical cuernos** (DAC). Distancia definida entre los ápices de ambas cuernas.
- **Altura de la cruz** (AC). Será tomada desde el borde craneal de la fosa supraespinosa de la escápula (hoyo de las agujas) hasta la base de la pezuña (talón), teniendo la extremidad totalmente recta. Se medirá siempre sobre la mano derecha.

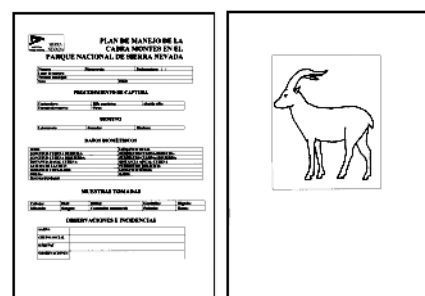


Figura 20. Modelo de ficha para la toma de datos biométricos.

- **Perímetro torácico** (PT). Distancia definida a nivel de la cintura escapular, abrazada por completo. Se utilizará una cinta métrica flexible sin presionar demasiado.
- **Longitud total** (LT). Se medirá desde la base de las orejas hasta la última vértebra caudal, sin considerar el mechón de pelo.
- **Longitud cruz cola** (LCC). Distancia entre el hoyo de las agujas hasta la primera vértebra caudal.
- **Longitud del fémur** (LF). Definida como la distancia entre el trocánter mayor del fémur y la articulación de éste con la rótula.
- **Longitud de la cola** (LC). Longitud de las vértebras caudales, despreciando el mechón de pelo.

Asimismo es importante que si nos encontramos restos óseos se anote su localización y cualquier dato que permita identificar la especie, sexo y edad.

15. BIBLIOGRAFÍA SOBRE CABRA MONTÉS

- Alados, C. 1984. *Etograma de la cabra montés (Capra pyrenaica) y comparación con otras especies*. Doñana Acta Vertebrata, 11: 289-309.
- Alados, C. 1985 a. *Group size and composition of the spanish ibex (Capra pyrenaica)*. In: S. Lovari (Ed.): The biology and management of mountain ungulates. Croom-Helm, Beckenham London: 134-147.
- Alados, C. 1985 b. *Distribution and status of the spanish ibex (Capra pyrenaica, Schinz)* In: S. Lovari (Ed.): The biology and management of mountain ungulates. Croom-Helm, Beckenham London: 204-211.
- Alados, C. 1985 c. *An analysis of vigilance in the spanish ibex (Capra pyrenaica)*. Z. Tierpsychol., 68: 58-64.
- Alados, C. 1986. *Aggressive behaviour, sexual strategies and their relation to age in male spanish ibex (Capra pyrenaica)*. Behaviour Processes, 12: 145-158.
- Alados, C. y J. Escos. 1985. *La cabra montés de las sierras de Cazorla y Segura. Una introducción al estudio de sus poblaciones y comportamiento*. Naturalia Hispanica, 28: 36 pp.
- Alados, C. y J. Escos. 1986. *Estudio preliminar de las poblaciones de cabra montés (Capra pyrenaica) en la zona oriental de Sierra Nevada*. Boletín de Estudios Almerienses, 6: 21-33.
- Alados, C. y J. Escos. 1988 a. *Alarms calls and flight behaviour in Spanish ibex (Capra pyrenaica)*. Biol. Behav., 13: 11-21.
- Alados, C. y J. Escos. 1988 b. *Parturition dates and mother-kid behaviour in Spanish ibex (Capra pyrenaica) in Spain*. Journal of Mammalogy, 69 (1): 172-175.
- Alados, C. y J. Escos. 1990. *Capture par plège et fusil anesthésiani chez le bouquetin (Capra pyrenaica)*. En: Techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages, Office National de la Chasse, Montpellier: 285-287.
- Alados, C. y J. Escos. 1995. *Ecología y comportamiento de la cabra montés. Consideraciones para su gestión*. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales, nº 11, Madrid, 329 pp.
- Almaça, C. 1992. *Notes on Capra pyrenaica lusitanica Schlegel, 1872*. Mammalia, 56(1): 121-124.
- Álvarez, F. 1990. *Horns and fighting in male Spanish ibex, Capra pyrenaica*. J. Mamm., 71(4): 608-616.

- Anderson, D.R.; J. L. Laake; B. R. Crain y K. P. Burnham. 1979. *Guidelines for line transect sampling of biological populations*. Journal of Wildlife Management, 43 (1): 70-78.
- Blanco, J.C. y J. L. González. 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Icona, Colección Técnica, Madrid, 714 pp.
- Bookhout, T. A. 1995. *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, 740 pp.
- Buckland, S.T.; D. R. Anderson; K. P. BURNHAM y J. L. LAAKE. 1993. *Distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. Chapman & Hall, London: 446 pp.
- Burkey, T.V. 1989. *Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments*. Oikos, 55 (1): 75-81.
- Burnham, K.P.; D. R. Anderson y J. L. Laake. 1980. *Estimation of density from line transect sampling of biological populations*. Wildlife Monographs, 72: 202 pp.
- Cabrera, A. 1911. *The subspecies of the Spanish ibex*. *Proced. Zool. Soc. London*: 963-977.
- Cabrera, A. 1914. *Fauna Ibérica: Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Ed. Hipódromo, Madrid, 441 pp.
- Cabrera, E. 1985. *La cabra montés*. En: M. Ferrer (Ed.): *Sierra Nevada y la Alpujarra*. Granada: 211-247.
- Cabrera, E. 1994. *Experiencia de cría en cautividad de Capra pyrenaica hispanica*. *Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa*, Ronda: 183-188.
- Cano, E.; A. Notario; J. Cano; J. L. Marín; F. Montero y E. Montero. 1996. *Nematodosis broncopulmonares en Capra pyrenaica hispanica de Sierra Nevada. I Parasitología*. En: 1º Jornadas sobre ecopatología de mamíferos silvestres. Bellatera: 41.
- Cano, J.; E. Cano; A. Notario; J. L. Marín; F. J. Montero y E. Montero. 1996. *Nematodosis broncopulmonares en Capra pyrenaica hispanica de Sierra Nevada. II Histoparasitología*. En: 1º Jornadas sobre ecopatología de mamíferos silvestres. Bellatera: 42.
- Caughley, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. Ed. John Wiley, London, 232 pp.
- Caughley, G. 1994. *Directions in conservation biology*. Journal of Animal Ecology, 63: 215-244.
- Caughley, G. y A. Gunn. 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice*. Blackwell Science, Massachusetts, 459 pp.
- Cerda, J. M. y J. De la Peña. 1971. *La cabra montés española*. *Montés, Mayo/Junio*: 219-227.
- Clouet, M. 1979. *Note sur la systématique du bouquetin d'Espagne*. *Bull. Soc. His. Nat. de Toulouse*, 115: 269-277.
- Conde de Yebes. 1947. *De la cabra hispánica y la posibilidad de su repoblación en nuestra patria*. *Montes*, 14: 109-115.
- Conradt, L.; T. H. Clutton-Brock y D. Thomson. 1999. *Habitat segregation in ungulates: are males forced into suboptimal foraging habitats through indirect competition by females?* *Oecologia*, 119: 367-377.
- Conradt, L.; T.H. Clutton-Brock y F. E. Guinness. 2000. *Sex differences in weather sensitivity can cause habitat segregation: red deer as an example*. *Animal Behaviour*, 59: 1049-1060.
- Couturier, M. 1962. *Le bouquetin des Alpes (Capra aegagrus ibex ibex L.)*. Ed. Par l'auteur, Grenoble, 1564 pp.
- Cuartas, P. 1991. *Alimentación de la cabra montés. Impacto en la vegetación*. I Simposium sobre gestión de cabra montés, Tortosa, Tarragona. 37- 41 pp.
- De la Peña, J. 1978. *La cabra montés en España*. Congreso Internacional de la Caza, Suiza.
- Escos, J. 1988. *Estudio sobre la ecología y etología de la cabra montés (Capra pyrenaica hispanica Schimper 1848) de las Sierras de Cazorla y Segura y Sierra Nevada oriental*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 603 pp.
- Escos, J y C. Alados. 1988. *Estimating mountain ungulate density in Sierras de Cazorla y Segura*. *Mammalia*, 52 (3): 425-428.

- Escos, J. y C. Alados. 1991. *Influence of weather and population characteristics of free ranging spanish ibex in the Sierra de Cazorla y Segura and in the eastern Sierra Nevada*. *Mammalia*, 55(1): 67-78.
- Escos, J. y C. Alados. 1992 a. *Habitat preference of Spanish ibex and other ungulates in sierras de Cazorla y Segura (Spain)*. *Mammalia*, 56(3): 393-406.
- Escos, J. y C. Alados. 1992 b. *The home-range of the Spanish ibex in spring and fall*. *Mammalia*, 56(1): 57-63.
- Escos, J. y C. Alados. 1993. *Immobilization of Spanish ibex with etorphine plus acepromazine*. *Mammalia*, 57: 601-605.
- Escos, J. y C. Alados. 1994 a. *Gestión cinegética de la cabra montés*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 201-202.
- Escos, J. y C. Alados. 1994 b. *Un modelo de simulación aplicado a la gestión de la cabra montés de las Sierras de Cazorla y Segura*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 207-209.
- Escos, J y C. Alados. 1997. *La cabra montés, vigía en la montaña*. *Biológica*, 7: 30-41.
- Escos, J.; C. Alados y J. M. Emlen. 1994. *Application of the stage-projection model with density-dependent fecundity to the population dynamics of Spanish ibex*. *The Canadian Journal of Zoology*, 72: 731-737.
- Fahrig, L. y G. Merriam. 1994. *Conservation of fragmented populations*. *Conservation Biology*, 8(1): 50-59.
- Fandos, P. 1987. *Croissance et développement foetal du bouquetin de Cazorla (Espagne)*. *Mammalia*, 51 (4): 579-586.
- Fandos, P. 1988. *Différences saisonnières dans la répartition des activités quotidiennes du bouquetin, Capra pyrenaica, de Cazorla*. *Mammalia*, 52(1): 3-9.
- Fandos, P. 1989 a. *Reproductive strategies in female Spanish ibex (Capra pyrenaica)*. *Journal of Zoology, London*, 218: 339-343.
- Fandos, P. 1989 b. *Distribución de la cabra montés en España*. *Quercus*, 36: 20-26.
- Fandos, P. 1989 c. *Variations in reproductive parameters of Capra pyrenaica in southern Spain*. In: Abstracts V. I.T.C., Roma, 815-816.
- Fandos, P. 1991. *La cabra montés (Capra pyrenaica) en el Parque Natural de Cazorla, Segura y Las Villas*. Colección Técnica, Icona, Madrid, 176 pp.
- Fandos, P. 1994. *Los ungulados de montaña*. En: Argali, Cacerías de Alta montaña. Ed. Agualarga, Madrid, 261-314 pp.
- Fandos, P. 1995. *Factors affecting horn growth in male Spanish ibex (Capra pyrenaica)*. *Mammalia*, 59(2): 229-235.
- Fandos, P. y C. R. Vigal. 1988. *Body weight and horn length in relation to age of the spanish wild goat*. *Acta Theriologica*, 33: 239-242.
- Fandos, P. y C. R. Vigal. 1993. *Growth of body weight and horn length in the spanish wild goat (Capra pyrenaica Schinz 1838)*. *Acta Theriologica*, 33: 497-503.
- Fandos, P. y T. Martínez. 1988. *Variación en la agregación y distribución de la cabra montés (Capra pyrenaica Schinz, 1838) detectado por un muestreo de excrementos*. *Doñana Acta Vertebrata*, 15: 133-140.
- Fandos, P.; C. R. Vigal y J. M. Fernández. 1989. *Weight estimation of Spanish ibex, Capra pyrenaica, and chamois, Rupicapra rupicapra (Mammalia, Bovidae)*. *Z. Säugetierkunde*, 54: 239-242.
- Fandos, P.; Y. Aranda y J. F. Orueta. 1992. *Tamaño y tipo de grupo en la cabra montés (Capra pyrenaica). Relación con el ciclo reproductivo*. *Etología*, 2: 65-70.
- Fernández Arias, A. 1991. *Técnicas de captura y manejo en cautividad y reproducción artificial de la cabra montés*. En: Iº Simposium sobre gestión de poblaciones de cabra montés (*Capra pyrenaica*, Schinz), Tortosa: 80-86.
- Fernández Arias, A.; M. Aymerich; J. Guiral y C. Rodríguez. 1990. *La capture des ongulés sauvages vivants en Espagne*. En: Techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages, Office National de la Chasse, Montpellier: 135-139.
- Fernández Arias, A.; J. Folch y J. L. Alabart. 1997. *Reproductive characteristics of Spanish ibex Capra pyrenaica hispanica in captivity*. 2nd World Conference Mountain Ungulates, Aosta: 70-71.

- Fernández Morán, J.; S. Gómez; F. Ballesteros; P. Quiros; J. L. Benito; C. Feliu y J. M. Nieto. 1997. *Epizootiology of sarcoptic mange in a population of cantabrian chamois (Rupicapra pyrenaica parva) in Northwestern Spain*. Veterinary Parasitology, 73: 163-171.
- França, C. 1917. *Le bouquetin du Gerez (Capra lusitanica)*. Arqu. Univers., Lisboa, 4: 19-54.
- Gaillard, J.M. 1992. *Some demographic characteristics in ungulate populations and their implication for management and conservation*. En: Ongulés/ Ungulates 91: 493-495.
- García González, R. 1991. *Primeros resultados del proyecto de inventariación del bucardo de los Pirineos*. I Simposium sobre gestión de cabra montés, Tortosa, Tarragona. 3-9 pp.
- García González, R. y P. Cuartas. 1989. *A comparison of the diets of the wild goat (Capra pyrenaica), domestic goat (Capra hircus), mouflon (Ovis musimon) and domestic sheep (Ovis aries) in the Cazorla mountain range*. Acta Biologica Montana, 9: 123-132.
- García González, R. y P. Cuartas. 1992 a. *Feeding strategies of Spanish wild goat in the Cazorla Sierra (Spain)*. Ongulés/Ungulates 91: 167-170.
- García Gonzalez, R. y P. Cuartas. 1992 b. *Food habits of Capra pyrenaica, Cervus elaphus and Dama dama in the Cazorla Sierra (Spain)*. Mammalia, 56 (2): 195-202.
- García Gonzalez, R.; J. Escos y C. Alados. 1996. *Una población en peligro: El bucardo*. En: *Ecología y comportamiento de la cabra montés. Consideraciones para su gestión*. Alados y Escos (Ed.), Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales, nº 11, Madrid: 105-120.
- Geist, V. 1971. *Mountain sheep*. Univ. Chicago Press. Chicago, 324 pp.
- Gonçalves, G. 1982 a. *Eco-ethologie des ongulés de montagne, aproche evolutive*. Acta Biologica Montana, 1: 121-152.
- Gonçalves, G. 1982 b. *Eco-ethologie du bouquetin en Sierra de Gredos*. Acta Biologica Montana, 1: 177-215.
- González Candela, M. y L. León Vizcaino. 1999. *Sarna sarcóptica en la población de arruí (Ammotragus lervia) del Parque Regional de Sierra Espuña, Murcia*. Galemys, 11 (2): 43-58.
- Granados, J.E. 2001. *Distribución y estatus de la Cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz 1838) en Andalucía*. Tesis Doctoral, Universidad de Jaén, 567 pp.
- Granados, J. E. 2002. *Bases para la implementación de un Plan de gestión de la cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz 1838) en Andalucía*. En Biodiversidad y Conservación de fauna y flora en ambientes mediterráneos. J. M. Barea y col (edit.), Granada, 157-171pp.
- Granados, J.E.; J. M. Pérez; R. C. Soriguer; P. Fandos e I. Ruiz-Martínez. 1997 a. *On the biometry of the Spanish ibex Capra pyrenaica, from Sierra Nevada (Southern Spain)*. Folia Zoologica, 46(1): 9-14.
- Granados, J.E.; I. Ruiz Martínez; M. C. Pérez y J. M. Pérez. 1997 b. *Experiencias de mantenimiento de Cabra montés (Capra pyrenaica) en cautividad. Incidencias sanitarias y demográficas*. Bulletin d'Information sur la Pathologie des Animaux Sauvages en France, 15: 77-81.
- Granados, J.E.; M. Chiroso; M. C. Pérez; J. M. Pérez; I. uiz Martínez; R. C. Soriguer y P. Fandos. 1998. *Distribution and status of the Spanish ibex Capra pyrenaica in Andalusia, Southern Spain*. Proccedings 2nd World Conference Mountain Ungulates, Aosta: 129-133.
- Granados, J.E.; P. Fandos; F. J. Márquez; Soriguer, R. C.; Chiroso, M. y J. M. Pérez. 2001 a. *Allometric growth in the Spanish ibex, Capra pyrenaica*. Folia Zoologica, 50(2): 19-23.
- Granados, J.E.; J. M. Pérez; F. J. Márquez; E. Serrano; R. C. Soriguer y P. Fandos. 2001 b. *La cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz 1838)*. Galemys, 13(1): 3-37.
- Granados, J. E.; R. C. Soriguer; J. M. Pérez; P. Fandos y J. García-Santiago. 2002. *Capra pyrenaica Schinz 1838*. En: Atlas de los mamíferos terrestres de España, L. Javier Palomo y Julio Gisbert (edit.), Madrid: 326-329.
- Granados, J. E.; P. ; S. Weykam y R. C. Soriguer. 2003. *Caracterización del hábitat ocupado por la cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz 1838) en Andalucía*. En: In memoriam al profesor Dr. Isidoro Ruiz Martínez, Universidad de Jaén (ed.), Jaén: 391-404.
- Hanski, I. y M. Gilpin. 1991. *Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain*. Biological Journal of the Linnean Society, 42: 3-16.

- Hanski, I. y M. Gyllenberg. 1993. *Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis*. The American Naturalist, 142 (1): 17-41.
- Hanson, W.R. 1963. *Calculation of productivity, survival and abundance of selected vertebrates from sex and age ratios*. Wildlife Monographs, 9: 1-60.
- Hartl, G. B.; P. G. Meneguz; M. Apollonio; I. Marco Sanchez; K. Nadlinger y F. Suchentrunk. 1994. *Molecular systematics of ibex in western Europe*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 21-26.
- Harrison, S. 1991. *Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation*. Biological Journal of the Linnean Society, 42: 73-88.
- Harrison, S. y A. D. Taylor. 1997. *Empirical evidence for metapopulation dynamics*. Pages 27-42, en Hanski and Gilpin (Ed.). Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Hemming, J.E. 1969. *Cemental deposition, tooth succession and horn development as criteria of age in Sall sheep*. Journal of Wildlife Management, 33: 552-558.
- Huelsenbeck, J. P. y B. Rannala. 1997. *Phylogenetic methods come of age: testing hypotheses of the Caprinae and the Rupicapriini*. Biochemical and Systematic Ecology, 18: 175-182.
- Jiménez, J.; J. Ruiz Olmo y M. Agueras. 1991. *Métodos de estimación de las poblaciones de cabra montés (Capra pyrenaica). Problemas para su aplicación*. En: Iº Simposium sobre gestión de poblaciones de cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz), Tortosa: 10-36.
- Krebs, Ch. J. 1986. *Ecología*. Ed. Pirámide, Madrid, 763 pp.
- Laake, J.L.; S. T. Buckland; D. R. Anderson y K. P. Burnham. 1993. *Distance User's guide*. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 72 pp.
- Lasso De la Vega, B. 1994. *Estimación de la población de Cabra montés en Sierra Tejeda y Almajara (Málaga)*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 217-218.
- Lavin, S.; I. Marco; L. Rossi; P. G. Meneguz y L. Viñas. 1997. *Haemonchosis in Spanish ibex*. Journal of Wildlife Diseases, 33 (3): 656-659.
- Laza, E. 1890. *Sobre la cabra de Sierra Nevada (Ibex hispanica Schimp)*. Actas de la Sociedad Española de Historia Natural, sesión del 15 de Febrero: 36-39.
- León, L. 1991. *Ecopatología de la cabra montés en Cazorla*. En: Iº Simposium sobre gestión de poblaciones de cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz), Tortosa: 42-49.
- León, L.; R. Astorga; J. Escós; F. Alonso; C. Alados; A. Contreras y M. J. Cubero, M. J. 1994 a. *Epidemiología de la sarna sarcóptica en el Parque Natural de las sierras de Cazorla, Segura y Las Villas*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 95-99.
- León, L.; D. De Meneghi; P. G. Meneguz; S. Rosati y L. Rossi. 1994 b. *Investigaciones serológicas sobre enfermedades infecciosas de la cabra montés (Capra pyrenaica) en el Parque Natural Sierra de las Nieves, Ronda-Málaga (E): Resultados y consideraciones preliminares*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 219-222.
- León, L.; M. Ruiz; M. J. Cubero; J. M. Ortiz; J. Espinosa; L. Pérez; M. A. Simón y F. Alonso. 1999. *Sarcoptic mange in spanish ibex from Spain*. Journal of Wildlife Diseases, 35 (4): 647-659.
- Lorente, L. y G. Báguena. 1991. *La cabra montés en el río Guadalupe y Monleón de la provincia de Teruel*. En: Iº Simposium sobre gestión de poblaciones de cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz), Tortosa: 74-79.
- Losa, J. 1989. *El macho montés*. Exposición monográfica de una pieza de caza. Junta de Castilla y León, Valladolid, 197 pp.
- Losa, J. 1994. *Gestión de espacios cinegéticos, cabra montés*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 163-168.
- Low, J.A. y Mc. T. Cowan. 1963. *Age determination of deer by annular structure of dental cementum*. Journal Wildlife Management, 27: 466-471.
- Main, M. B. y B. E. Coblentz. 1990. *Sexual segregation among ungulates: a critique*. Wildlife Society Bulletin, 18: 204-210.
- Main, M.B.; F. W. Weckerly y V. C. Bleich. 1996. *Sexual segregation in ungulates: new directions for research*. Journal of Mammalogy, 77 (2): 449-461.
- Manceau, V.; J. P. Crampe; P. Boursot y P. Taberlet. 1999. *Identification of evolutionary units in the Spanish wild goat, Capra pyrenaica, (Mammalia, Artiodactyla)*. Animal Conservation, 2: 33-39.

- Marco, I.; J. Montane y S. Lavín. 2003. *Captura de ungulados salvajes*. En: In memoriam al profesor Dr. Isidoro Ruiz Martínez, Universidad de Jaén (ed.), Jaén: 419-437.
- Martínez, T. 1988 a. *Utilisation de l'analyse micrographique de fèces pour l'étude du régime alimentaire du bouquetin de la Sierra Nevada (Espagne)*. *Mammalia*, 52(4): 46.
- Martínez, T. 1988 b. *Comparación de los hábitos alimentarios de la Cabra montés y de la oveja en la zona alpina de Sierra Nevada*. *Archivos de Zootecnia*, 37 (137): 1-39.
- Martínez, T. 1988 c. *Données sur l'alimentation du bouquetin d'Espagne (Capra pyrenaica) dans la Sierra de Tejeda (Granada)*. *Mammalia*, 52: 2.
- Martínez, T. 1989. *Recursos tróficos de la Cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz 1838) en la sierra de Gredos, durante otoño e invierno*. *Ecología*, 3: 179-186.
- Martínez, T. 1990. *Régimen alimentario de la Cabra montés (Capra pyrenaica) en la zona alpina de Sierra Nevada durante los meses de Julio y Agosto*. *Ecología*, 4: 177-183.
- Martínez, T. 1994. *Hábitos alimentarios de la cabra montés (Capra pyrenaica) en zonas de distinta altitud de los puertos de Tortosa y Beceite. Referencia a la dieta de machos y hembras*. Doñana, *Acta Vertebrata*, 21 (1): 25-37.
- Martínez, T.; E. Martínez y P. Fandos. 1985. *Composition of the food of the Spanish wild goat in Sierras de Cazorla and Segura*. *Acta Theriologica*, 30: 461-494.
- Martínez, T. y E. Martínez. 1987. *Diet of Spanish wild goat, Capra pyrenaica in spring and summer at the Sierras de Gredos, Spain*. *Mammalia*, 35(4): 547-558.
- Martínez, T. y P. Fandos. 1989. *Solapamiento entre la dieta de la Cabra montés (Capra pyrenaica) y la del muflón (Ovis musimon)*. Doñana *Acta Vertebrata*, 16: 315-318.
- Meneguz, P. G.; S. Ramírez; A. López y L. Rossi. 1994 a. *Observaciones sobre una metodología para el censo de la población de cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz) del Parque Natural de la Sierra de las Nieves y consideraciones sobre su gestión*. *Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda*: 169-173.
- Meneguz, P. G.; D. De Meneghi; B. Lasso De la Vega; A. López; M. Melgar; D. Morales, S. Ramírez y L. Rossi. 1994 b. *Capturas de cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz) en el Parque Natural Sierra de las Nieves: consideraciones técnicas y económicas*. *Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda*: 229-230.
- Moreno, S. 1986. *La cabra montés en la Sierra de Loja*. Ed. S. Moreno, Granada, 26 pp.
- Morris, P. 1972. *A review of mammalian age determination methods*. *Mamm. Rev.*, 2: 69-104.
- Neff, D.J. 1968. *The pellet-group count technique for big gone trend, census and distribution: a review*. *J. Wildl. Management*, 32: 597-614.
- Nievergelt, B. 1981. *Ibexes in an african environment*. Springer Verlag, Berlin, 189 pp.
- Palacios, F.; Z. Ibañez y J. Escudero. 1978. *Algunos datos sobre la alimentación de la Cabra montés ibérica (Capra pyrenaica) y notas sobre la fauna de Montenegro (Tarragona)*. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 7: 56-66.
- Palomares, F. e I. Ruiz Martínez. 1993. *Status and conservation perspectives for the Spanish ibex population (Capra pyrenaica Schinz 1838) of Sierra Mágina Natural Park, Spain*. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 39: 87-94.
- Parra, F. y J. L. González. 1990. *Gredos. Hombre y Naturaleza*. Ed. Fonat, Madrid, 212 pp.
- Pascual, R. 1981. *El bucardo (Capra pyrenaica pyrenaica Cabrera 1911) en el Parque Nacional de Ordesa*. *XV Congreso Internacional de Fauna Cinegética y Silvestre*. Trujillo (Cáceres), España.
- Peinado, V. I.; A. Fernández; G. Viscor y J. Palomeque. 1993. *Haematology of Spanish ibex (Capra pyrenaica hispanica) restrained by physical or chemical means*. *The Veterinary Records*, 132: 580-583.

- Peinado, V. I.; J. Palomeque; A. Fernández; J. L. Zabala y G. Viscor. 1994. *Influence of chemical and physical immobilization on haematology in the wild Spanish ibex*. Actas del I Congreso Internacional del Género *Capra* en Europa, Ronda: 237-238.
- Peinado, V.; A. Fernández; J. L. Zabala y J. Palomeque. 1995. *Effect of captivity on the blood composition of Spanish ibex (Capra pyrenaica hispanica)*. The Veterinary Record, 137: 588-591.
- Pérez, J. M. (coordinador) 2001. *Distribución, genética y estado sanitario de la cabra montés en Andalucía*. Servicio de publicaciones, Universidad de Jaén. Jaén, 267 pp.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados y R. C. Soriguer. 1994 a. *Population dynamic of the Spanish ibex Capra pyrenaica in Sierra Nevada Natural Park (southern Spain)*. Acta Theriologica, 39 (3): 289-294.
- Pérez, J. M.; I. Ruiz Martínez y F. Palomares. 1994 b. *Impacto de la sarna sarcóptica sobre la Cabra montés del Parque Natural de Sierra Mágina. Datos sobre prevalencia y mortalidad*. Actas del I Congreso Internacional del Género *Capra* en Europa, Ronda: 239-241.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados; F. Gómez; M. C. Pérez e I. Ruiz Martínez. 1996 a. *Las parasitosis de la Cabra montés de Sierra Nevada (Granada)*. 1ª Conferencia Internacional, Sierra Nevada, Conservación y Desarrollo Sostenible, volumen 3, Granada: 31-45.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados; R. C. Soriguer e I. Ruiz Martínez. 1996 b. *Prevalence and seasonality of Oestrus caucasicus Grunin, 1948 (Diptera: Oestridae) parasitizing the Spanish ibex, Capra pyrenaica (Mammalia: Artiodactyla)*. Journal of Parasitology, 82(2): 233-236.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados; I. Ruiz Martínez y M. Chiroso. 1997 a. *Capturing Spanish ibexes with corral traps*. Wildlife Society Bulletin, 25(1): 89-92.
- Pérez, J. M.; I. Ruiz Martínez; J. E. Granados; R. C. Soriguer y P. Fandos. 1997 b. *The dynamics of sarcoptic mange in the ibex population of Sierra Nevada in Spain. Influence of climatic factors*. Journal of Wildlife Research. 2(1): 86-89.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados; L. Bueno y V. Moreno. 1997 c. *Las miasis en los ungulados silvestres*. Ovis, 49: 89-106.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados; F. J. González; I. Ruiz Martínez y R. C. Soriguer. 1999. *Hematologic parameters of the Spanish ibex (Capra pyrenaica)*. Journal of Zoo and Wildlife Medicine, 30(4): 550-554.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados; R. C. Soriguer; P. Fandos; F. J. Márquez y J. P. Crampe. 2001. *Distribution, status and conservation problems of the Spanish ibex, Capra pyrenaica (Mammalia: Artiodactyla)*. Mammal Review, 32(1): 27-40.
- Pérez, J. M.; J. E. Granados; R. C. Soriguer; M. C. Pérez; P. Fandos; F. J. Márquez y J. García. 2001. *Updating conservation strategies: a case of Spanish ibex in the Sierra Nevada National Game Reserve*. En: Wildlife, land and people: priorities for the 21 st century. Rebecca Field; Robert J. Warren; Henryk Okarma and Paul R. Sievert (Editores). The Wildlife Society Bethesda, Maryland, USA. 72-75 pp.
- Pérez, J. M.; E. Serrano; R. Alpizar-jara; J. E. Granados y R. C. Soriguer. 2002. *The potential of distance sampling methods to estimate abundance of mountain ungulates: review of usefulness and limitations*. Pirineos, 157: 15-23
- Pérez, J. M.; F. J. González; J. E. Granados; M. C. Pérez; P. Fandos; R. C. Soriguer y E. Serrano. 2003. *Hematological and biochemical reference intervals for Spanish ibex*. Journal of Wildlife Diseases, 39 (1): 209- 215.
- Pérez VIVAR, F. 1994. *La Reserva Nacional de Caza Mayor de la Serranía de Ronda*. Actas del I Congreso Internacional del Género *Capra* en Europa, Ronda: 175-181.
- Pianka, E. R. 1982. *Ecología evolutiva*. Ed. Omega S.A., Barcelona, 365 pp.
- Ramírez, S.; A. López; C. Ortiz y P. G. Meneguz. 1994. *Ocupación del espacio por la cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz) en el hábitat mediterráneo. Primeros datos en el Parque Natural Sierra de las Nieves, Ronda-Málaga (E)*. Actas del I Congreso Internacional del Género *Capra* en Europa, Ronda: 247-248.
- Randi, E.; G. Tosi; S. Toso; R. Lorenzini y G. Fusco. 1990. *Genetic variability and conservation problems in alpine ibex, domestic and feral goats populations (genus Capra)*. Z. Säugetierkunde, 55: 413-420.
- Riney, T. 1982 *Study and management of large mammals*. John Wiley and Sons, New York 552pp.
- Rodríguez De la Zubia, M. 1969. *La Cabra montés de Sierra Nevada*. Documentos Técnicos, serie cinegética 1, Ministerio de Agricultura, Madrid, 95 pp.

- Rossi, L.; I. Marco y P. G. Meneguz. 1994. *Nematodes of the digestive tract of Capra pyrenaica: preliminary contribution*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 249-251.
- Ruiz Olmo, J.; X. Miranda; J. Jiménez; X. Paradella y M. Agueras. 1991. *Evolución del poblamiento de la cabra montés (Capra pyrenaica) en el Maestrazgo*. En: Iº Simposium sobre gestión de poblaciones de cabra montés (Capra pyrenaica, Schinz), Tortosa: 50-64.
- Ruiz Martínez, I.; A. Madero y M. Chiroso. 1993. *La sarna podría regular las poblaciones de Cabra montés*. Quercus, 86: 20-26.
- Ruiz Martínez, I.; J. M. Pérez; M. Chiroso; C. Norman; R. C. Soriguer y P. Fandos. 1996. *Plan de manejo y gestión de la cabra montés (Capra pyrenaica) ante la epizootia de sarcoptidosis en el Parque Natural de Sierra Nevada (Granada, España)*. 1ª Conferencia Internacional, Sierra Nevada, Conservación y Desarrollo Sostenible, volumen 3, Granada: 47-68.
- Sánchez, A. y N. Jiménez. 1998. *Plan de recuperación del bucardo (Capra pyrenaica pyrenaica). Estudio genético molecular de las poblaciones de cabra montés de la Península Ibérica*. Diputación General de Aragón, 30 pp.
- Saenz de Buruaga, M.; A. Lucio Calero y F. J. Purroy. 2001. *Reconocimiento de sexo y edad en especies cinegéticas*. Editorial Edilesa, León, 127 pp.
- Schaller, G. 1977. *Mountain monarchs. Wild sheep and goats of the Himalaya*. University of Chicago Press, Chicago, 425 pp.
- Schimper, H. R. 1848. *Descripción abreviada de Capra hispanica*. C. R. Acad. Sci. Paris. XXVI. 10: 318.
- Schinz, R. 1838. *Descripción de Capra pyrenaica*. Nouveaux memoires de la Societe Helvetique d'histoire Naturell. Neuchatel.
- Schröder, W. 1985. *Management of mountain ungulates*. In: S. Lovari (Ed.): The biology and management of mountain ungulates. Croom-Helm, Beckenham London: 134-147.
- Scribner, K.T. 1993. *Conservation genetics of managed ungulate populations*. Acta Theriologica, 38(2): 89-101.
- Shackleton, D. 1997. *Wild sheep and goats and their relatives. Status survey and conservation action plan for Caprinae*. IUCN/SSC Caprinae Specialist Group, Gland: 390pp.
- Soriguer, R. C.; F. J. Márquez y J. M. Pérez. 1998. *Las translocaciones (introducciones y reintroducciones) de especies cinegéticas y sus efectos medioambientales*. Galemys, 10 (2): 19-35.
- Soriguer, R. C.; P. Fandos; T. Martínez; B. García y A. García. 1994. *Las plantas y los herbívoros: la abundancia de las plantas, su calidad nutricional y la dieta de la cabra montés*. Actas del I Congreso Internacional del Género Capra en Europa, Ronda: 71-92.
- Soriguer, R. C.; P. Fandos; J. E. Granados; J. M. Pérez y F. J. Márquez. 2002. *Cabra montés, cabra hispánica, macho montés. Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla. 264-265 pp.
- Spinage, C.A. 1972. *African ungulate life tables*. Ecology, 53: 645-652.
- Tellería, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces, Santander, 278 pp.
- Valverde, J. A. 1961. *Description du jeune bouquetin d'Espagne (Capra pyrenaica)*. Mammalia, 25: 114-116.
- Vigal, C. R. y P. Fandos. 1989. *Estimación de la edad de los fetos y de los periodos de celo y parto en la Cabra montés de Gredos*. Graellsia, 45: 31-34.
- Vigal, C.R. y A. Machordom. 1988. *Évaluation de la méthode de détermination de l'age en fonction de la mase du cristallin chez le bouquetin (Capra pyrenaica Schinz, 1838)*. Canadian Journal of Zoology, 66: 2836-2839.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

ECOSISTEMAS DE MONTAÑA

Capítulo 27:

**OTRAS ESPECIES DE CAZA
MAYOR EN ECOSISTEMAS
DE MONTAÑA: EL ARRUI**

Jorge Cassinello.

jorge.cassinello@uclm.

RESUMEN

En los ecosistemas montanos andaluces destaca la presencia cada vez más común de un bóvido exótico, procedente del norte de África: el arrui. Se introdujo en nuestro país a comienzos de la década de los 70 en la Sierra de Espuña, Murcia, y en la canaria isla de La Palma. La población murciana se ha ido expandiendo por el sureste, en dirección a las vecinas provincias andaluzas de Almería, Granada y Jaén. El arrui es particularmente atractivo para el naturalista y para el cazador dado su aspecto de cabra robusta, con presencia de cuernos en ambos sexos, elípticos en su crecimiento y curvilíneos hacia arriba y atrás; pero el rasgo que más destaca y lo hace único respecto al resto de bóvidos es la presencia de una larga melena, sobre todo en los machos, que crece en el cuello y llega hasta el pecho y la base de las patas delanteras. El arrui es el representante de un único género, *Ammotragus*, el cual presenta unas características biológicas y comportamentales que lo asemejan tanto a cabras (*Capra* spp.) como a ovejas (*Ovis* spp.), pero que para algunos autores lo situarían en el vértice evolutivo de ambas. Su origen norteafricano le ha convertido en un superviviente de los áridos ambientes predominantes en esta parte del mundo, adaptándose a cambios bruscos de temperatura entre el día y la noche, la escasez de agua y los pobres nutrientes ofertados por la vegetación nativa. Su presencia en ambientes mediterráneos ha conllevado una adaptación feliz, por la mayor riqueza de la vegetación, carencia de depredadores y competidores directos. Desde un punto de vista de manejo y conservación, el arrui representa una amenaza para los ecosistemas españoles. En La Palma podría llegar a poner en serio peligro su flora endémica. En la Península, y más concretamente en el ámbito andaluz, puede representar asimismo una amenaza para la flora endémica, pero también desplazar a bóvidos autóctonos como la cabra montés. Su manejo en cotos privados de caza, en donde cada vez es más común, ha de verse sometido a un control estricto para evitar fugas indeseables, tal y como ya ha sucedido en Alicante y otras regiones españolas.

1. INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas montanos andaluces podemos encontrarnos con varias especies de ungulados incluidos dentro de la modalidad de caza mayor, si bien sólo algunas de ellas eligen preferentemente este ecosistema para desarrollar su actividad. Dentro de este grupo distinguimos la cabra montés (*Capra pyrenaica*), protagonista del capítulo anterior, y el arruí (*Ammotragus lervia*), un caprino norteafricano introducido en nuestro país y del cual nos centraremos en este capítulo. El jabalí (*Sus scrofa*) también puede estar presente en la montaña, particularmente durante las horas centrales del día, evitando la presencia del hombre; si bien su hábitat preferido es el bosque localizado en laderas y valles. Asimismo, podemos encontrarnos al muflón (*Ovis aries*), aunque éste suele habitar preferentemente las áreas de dehesas.

Las especies de caza mayor típicamente montañosas presentan unas características morfológicas y comportamentales propias. Nos estamos refiriendo a los caprinos, un grupo de ungulados especializados en moverse por las zonas escarpadas de alta montaña, en riscos y áreas de gran pendiente (ver, v.g., Geist 1971). Este grupo de ungulados (particularmente cabra montés y arruí) muestran varias características comunes: las crías son capaces de seguir a sus madres a las pocas horas de haber nacido (son del tipo precoz), son gregarios y su estructura corporal las hace especialmente hábiles para el salto y el equilibrio en áreas escarpadas. Comparativamente, el arruí muestra una tremenda capacidad de salto, alcanzando las zonas de más difícil acceso para otras especies o para los depredadores (destaca su adaptación a un terreno tan abrupto e inestable como el característico de la Caldera de Taburiente en la isla de La Palma). La cohesión de los grupos se realiza mediante el control visual y el desarrollo de una serie de llamadas de aviso (chisteos, sonidos guturales, etc.). Son especies básicamente pastadoras, habitantes frecuentes de collados y praderas de alta montaña, aunque ramonean sin el menor rubor de matorrales montanos, como piornos y sabinas.

Salvo en algunos cotos de caza privados, la convivencia de cabras monteses y arrúis en la misma sierra no ha sido aún documentada; pero dada la expansión de ambas especies en los últimos años, es de esperar que tenga lugar dicho encuentro. Será entonces importante comprobar si existe algún grado de competencia por los recursos.

En el presente capítulo vamos a comentar las características biológicas y ecológicas del arruí, así como su aplicación en la gestión de poblaciones silvestres.

2. UN CAPRINO AFRICANO EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

El arruí pertenece a la familia de los bóvidos, subfamilia de los caprinos (v.g., Cassinello 1998a,b), original de las áreas montañosas del Sahara africano (Brentjes 1980). Su hábitat de origen lo constituyen pues las denominadas *hamadas*, es decir, las mesetas elevadas de roca desnuda que conforman cordilleras y macizos localizados en toda el área desértica y subdesértica de países como Marruecos, Argelia, Túnez, Libia y Egipto en la costa mediterránea, o hacia el sur el Sáhara Occidental, Mauritania, Malí, Níger, Chad y Sudán (Gray 1985; Alados & Shackleton 1997; Wachter *et al.* 2002; Cassinello, en prep.). La distribución estimada del arruí en África en la actualidad es la apreciada en la Figura 1.

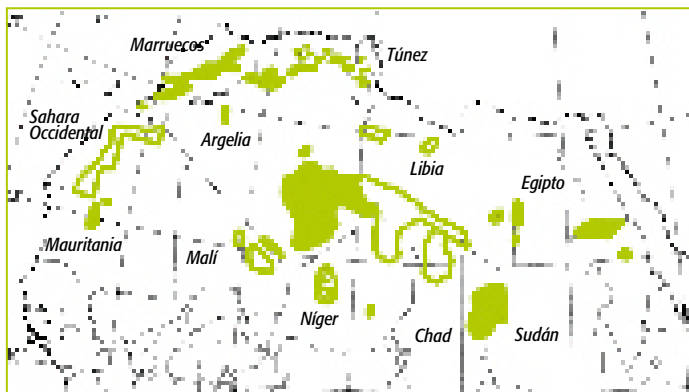


Figura 1. Distribución actual del arrui en el norte de África. Las áreas rellenas hacen referencia a localizaciones en donde se ha confirmado su presencia en recientes expediciones, mientras que en las perfiladas está por confirmar su existencia.

Como especie de interés cinegético a nivel mundial, desde mediados del siglo XX se han llevado a cabo diversos intentos de introducción en varios países (Ogren 1965; Gray 1985; Cassinello 1998a). El éxito de estas introducciones parece depender en gran medida de las condiciones medioambientales y climáticas, pues sólo han funcionado en aquellas áreas que se asemejan de algún modo a las condiciones del África septentrional: el sur de EEUU y España.

La presencia de este caprino en la Península Ibérica y, más concretamente, en Andalucía está mediatizada por la suelta de ejemplares que tuvo lugar a comienzos de 1970 en la murciana Sierra de Espuña ($37^{\circ}50'N$, $1^{\circ}35'W$) (Cassinello 2000). La población original consistió en 20 animales (8 machos y 12 hembras) procedentes del zoo de Frankfurt en Alemania, y 16 más (8:8) del parque zoológico Ain Sebad de Casablanca, Marruecos. Tras su suelta en el parque, los animales se dispersaron unos 80 km. Se tiene constancia de un incremento poblacional anual del 30% en la década que siguió a su introducción. En 1991 se contaba ya con una población cercana a los dos millares, repartidos además por sierras cercanas, tales como la de las Cabras, del Burete y el Gigante. A pesar de que al año siguiente tuvo lugar una epidemia de sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*) que diezmo considerablemente la población de arruis (González-Candela & León-Vizcaino 1999; González-Candela et al. 2001), la recuperación de la misma fue espectacular, alcanzándose el millar de ejemplares en 2000, aumentando asimismo considerablemente el rango de expansión de la especie.

En la actualidad, y siempre haciendo referencia a poblaciones de arrui en libertad, no incluidas dentro de cotos de caza cercados, la presencia del arrui en España se circunscribe principalmente al sureste, incluyendo las provincias de Alicante, Albacete, Murcia, Almería, Granada y Jaén (Cassinello et al. 2003; 2004; Serrano et al. 2003) (ver Figura 6). Existen tres focos que han dado origen a dos poblaciones, las cuales en principio no han llegado a entrar en contacto: la ya comentada suelta de animales en la Sierra de Espuña, y la reciente escapada de animales de dos cotos de caza alicantinos, localizados en las sierras de Peñarolla y



Aitana, quizás a comienzos de los años 90. Asimismo tenemos noticias recientes de una población libre localizada en la Sierra de Pela (Badajoz), también procedente de un coto de caza, pero de difícil capacidad de expansión dado el aislamiento geográfico de la zona (F. Pérez, com. pers.). Fuera del ámbito peninsular, fue asimismo introducido a comienzos de los años 70 en la Isla de La Palma (Islas Canarias) (Ornistudio 1992; Cassinello 2000), en donde representa una amenaza directa para la flora endémica insular (Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo 1992).



Figura 6. Presencia confirmada en las áreas verdes en donde se ha extendido cida la población libre española de arruís. Las estrellas indican los tres focos población, de izquierda a derecha: Sierra Espuña, Sierra de Peñaroya y Sierra tono verde más claro indican el avistamiento de grupos de machos, lo que parece avanzadillas en su proceso de expansión, sin grupos familiares residentes (aunque hay los alrededores de la Sierra de Segura, en Jaén). Origen de la ilustración: Cassinello et al. (2004).

y está estable-reconocidos de origen de la de Aitana. Las zonas en un indicar zonas aún de paso o que resaltar el núcleo localizado en

3. CARACTERÍSTICAS EVOLUTIVAS Y MORFOLÓGICAS: DISTINCIÓN DE CLASES DE SEXO Y EDAD

Se ha postulado que esta especie representa el vértice evolutivo de las cabras y ovejas salvajes, es decir, ambas tendrían como ancestro común al arruí (Geist 1971). Los argumentos que defienden esta teoría se fundamentan en las peculiares características morfológicas del arruí, así como en su comportamiento, compartiendo tanto caracteres propios de las cabras (disposición de las glándulas, complexión...) como de las ovejas (forma de los cuernos, estructura craneal, comportamiento de lucha...). Asimismo el hecho de que su lugar de procedencia esté localizado en el comienzo del linaje paleártico de las ovejas salvajes, sugiere un papel ancestral en el desarrollo del mismo. No obstante, la estructura craneal, más semejante a la de las ovejas, es relativamente avanzada.

Destaca en su comportamiento de lucha la gran variedad de estilos utilizados, sin que haya evolucionado una especialización marcada, tal y como sucede en las ovejas y cabras modernas: embestida y choque frontal de cuernos en las primeras, y choque frontal de cuernos a partir de la elevación en los cuartos traseros en las cabras. En el arruí encontramos desde estilos de lucha ancestrales, tales como el empuje corporal lateral (típico del jabalí), en ocasiones en posición reverso-paralelo, el peculiar entrelazamiento de los cuernos, y la embestida corta y el choque frontal (Katz 1949; Haas 1959).

En relación a su apariencia física, se trata de un caprino inconfundible, dado el tono arena de su piel y la presencia de una larga melena que le crece en el cuello y llega hasta el pecho y la base de las patas delanteras; asimismo consta de los denominados "chaparejos" o brochas de pelo en los tobillos, al parecer como factor protector en zonas de matorral espinoso. La faz es alargada y el cuerpo robusto, con patas relativamente cortas y macizas, así como una cola de cierta longitud en comparación con otros caprinos. Los cuernos están presentes tanto en machos como en hembras, siendo de mayor longitud y grosor en los primeros. El crecimiento de los mismos es elíptico, en forma espiral, con presencia de quilla en su sección transversal, y con una amplia superficie frontal. La periodicidad de su crecimiento viene indicada por los anillos, separados por los denominados medrones claramente marcados en su superficie. El giro de los cuernos es del denominado heterónimo, curvándose hacia el exterior, hacia atrás y posteriormente apuntando hacia adentro en dirección a

la nuca en los machos de mayor tamaño (ver Figura 2). Carecen de glándulas preorbitales, interdigitales y laterales, aunque sí poseen glándulas subcaudales. Los machos pueden alcanzar los 130 kg. aunque el promedio de su peso se sitúa en los 80-90 kg. Las hembras no suelen superar los 65 kg. (Cassinello 1997a).

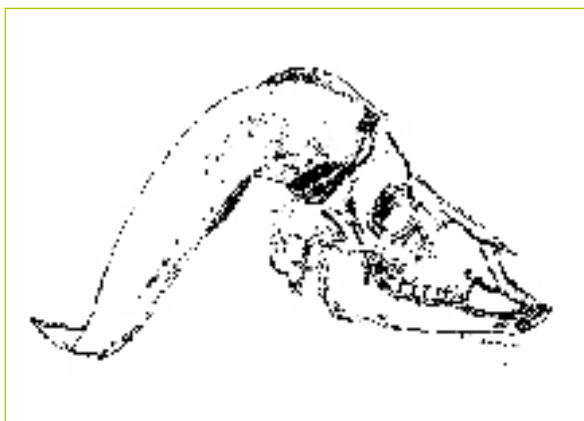


Figura 2. Cráneo de macho de arrui adulto de más de 6 años de edad perteneciente a la colección de la Estación Experimental de Zonas Áridas, Almería. Origen de la ilustración: Cassinello (1997a).

Se pueden distinguir con una cierta exactitud hasta un total de nueve clases de sexo y edad (Cassinello 1997a). Los individuos más jóvenes, lactantes, presentan un crecimiento progresivo de las cuernecillos que nos ayudan a determinar su edad (ver 3): ejemplares de hasta 4.5 meses (clase J_1), sin o con cuernecillos rectos y no superiores a la longitud de las orejas; crías de hasta 1 año de edad (clase J_2),

en donde los cuernecillos comienzan a adquirir una forma curva hacia afuera; y finalmente individuos de 1-2 años de edad (crías del año anterior), cuya cornamenta se ha desarrollado ya bastante, pero mantienen actitudes claramente infantiles y sigue siendo difícil distinguir machos de hembras (clase J_3); en este último grupo la faz ya comienza a alargarse y asemejarse a la de los individuos adultos.

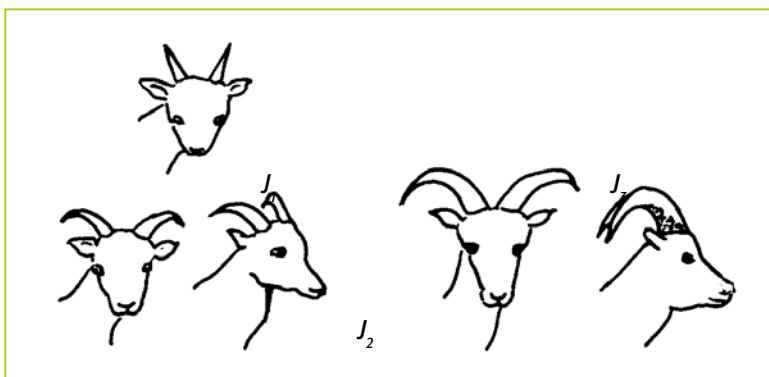


Figura 3. Crías e individuos inmaduros de arrui, clases de edad J_1 (de frente), J_2 (de frente y perfil) y J_3 (de frente y perfil). Origen de las ilustraciones: Cassinello (1997a).

Las hembras adultas pueden agruparse en dos clases de edad (Figura 4). Hembras de hasta 3 años de edad (clase H_1), con la cornamenta típicamente fina y alargada, pero sin llegar a la robustez de la de los machos

jóvenes, de los que se diferencian también por la esbeltez y falta de grosor del cuello; la presencia de barba en el mismo no es muy marcada, y el tamaño corporal es muy semejante al de las hembras mayores. Hembras mayores de 3 años (clase H_2); se trata de los ejemplares del rebaño más gráciles de barbas relativamente largas y abundantes (nunca, empero, como las que presentan los machos más grandes y viejos), la cornamenta esta desarrollada (grosor y desgaste pueden llegar a ser marcados) pero no destaca por su longitud, a partir de esta edad es muy difícil afinar más en la distinción entre hembras.

La edad aproximada de los machos adultos puede calcularse visualmente a partir sobre todo del crecimiento de cuernos y barbas. Distinguimos cuatro clases (Figura 5). Machos de hasta 3 años (clase M_1), esbeltos pero no tanto como las hembras H_1 , la cornamenta aún es fina y poco desarrollada, casi no presentan barba y su tamaño es muy inferior al de los machos mayores, manteniéndose similar al de las hembras adultas. Machos con edades comprendidas entre 3 y 4



Figura 4. Hembras de arrui adultas, clases H_1 (de perfil) y H_2 (de perfil y frente). Origen de las ilustraciones: Cassinello (1997a).

años (clase M_2), cuando tiene lugar un rápido desarrollo en la longitud de la cornamenta y la fortaleza física en relación a la clase de edad precedente. Machos de 4 a 6 años de edad (clase M_3), en los que destaca una impresionante cornamenta y corpulencia, el grosor de los cuernos es considerable y tiene lugar la unión de sus bases en la frente, por otra parte la barba se hace masiva y larga, mientras que se puede apreciar en los individuos más aguerridos un comienzo de desgaste en las curvas de crecimiento de los cuernos; los individuos pertenecientes a esta clase pueden convertirse en líderes de los grupos reproductivos. Finalmente machos de 6 o más años (clase M_4), los cuales suelen ser líderes de grupo y ostentan el control de grupos reproductivos de hembras durante el celo, aunque no es fácil avistar individuos de este calibre en libertad; los machos incluidos en este grupo se caracterizan por una masiva cornamenta en donde son apreciables los desgastes frontales ocasionados por las luchas con rivales, asimismo la longitud de los cuernos nos enseña, de un modo más claro que en grupos precedentes, el crecimiento hacia atrás y hacia adentro que caracteriza a esta especie (ver también la Figura 2); asimismo el grosor del cuello, las numerosas cicatrices y la barba, que puede alcanzar el nivel del suelo, hace a esta clase inconfundible. En algunos casos, y sobre todo en individuos de avanzada edad, puede apreciarse un desgaste de los cuernos por lo que éstos aparecen romos y cortos, aunque su grosor los delata; en estas circunstancias podríamos hallarnos ante ejemplares de avanzada edad, que vagan solitarios y cuya actividad reproductiva ha llegado a su fin.

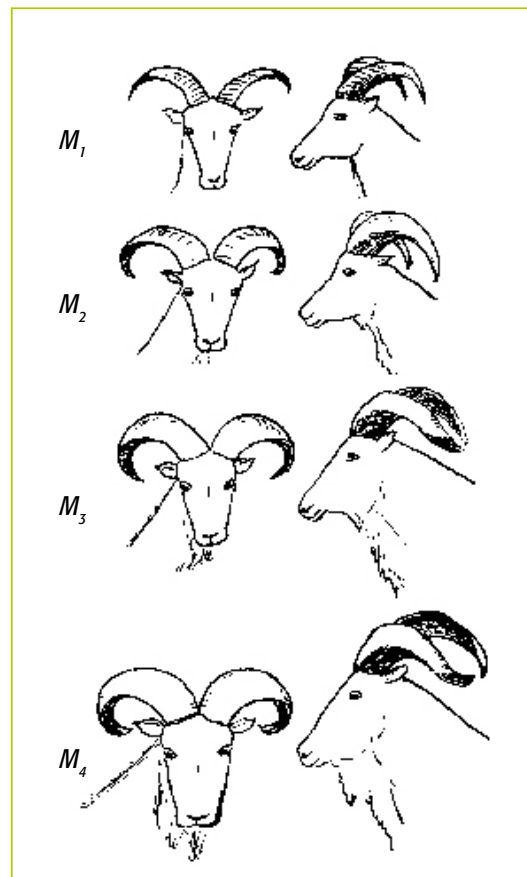


Figura 5. Machos de arrui adultos, los cuatro grupos aparecen de frente y perfil. Origen de las ilustraciones: Cassinello (1997a).

Comentar para finalizar otros rasgos que ayudan a distinguir machos relativamente jóvenes de hembras adultas, unas clases de edad en donde conviene no equivocarse en su diagnóstico (ver Figura 6). Así, el cuello de las hembras, vistas de perfil, tiene una forma cónica bastante apreciable, estrechándose hacia la base de la cabeza, mientras que en los machos jóvenes, la forma es más cilíndrica. Además, el perfil superior del cuello en hembras muestra una curvatura cóncava hasta su base, en su contacto con la cruz y el lomo, mientras que en machos de tamaño similar, se aprecia una mayor rectitud en la forma del cuello, el cual es proporcionalmente de un mayor grosor, uniéndose con la cruz y el lomo en dos líneas rectas que conforman un ángulo más o menos agudo. Finalmente, la silueta de la cara en la hembra es bastante más estrecha hacia el morro que en los machos, y, proporcionalmente, los cuernos son más finos y cortos, como ya se ha comentado.

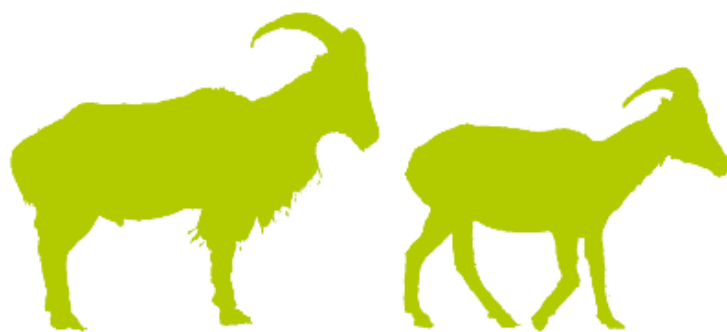


Figura 6. Siluetas de un macho M_1 y una hembra H_1 de arruis..

4. COMPORTAMIENTO, HÁBITAT, ALIMENTACIÓN Y REPRODUCCIÓN

El arrui es una especie netamente montañosa, particularmente adaptada a roquedos y áreas escarpadas de gran pendiente, como las que se suelen encontrar en las áreas montañosas del desierto sahariano. Altitudinalmente no presenta prácticamente limitación en su distribución, pues puede localizarse desde el nivel del mar hasta altitudes de 2000 metros en su África natal, pero siempre en donde la roca esté desnuda, fuera de las áreas nevadas. Este caprino debió extenderse a todo lo largo y ancho del Sahara norteafricano en el Pleistoceno, pues contamos con restos fósiles de hasta 85.000 años de antigüedad (Brentjes 1980). Las diferentes barreras geográficas, el avance de las zonas desérticas y los cambios geológicos originaron el aislamiento de algunas poblaciones, de ahí las variedades subespecíficas consideradas hoy en día por los taxónomos (Gray & Simpson 1980; Delibes 1986).

Los estudios sobre su ecología y comportamiento han sido realizados principalmente en poblaciones libres introducidas en países como Estados Unidos y España, si bien en áreas similares a las de su origen africano. Se trata de una especie con hábitos gregarios, conviviendo en grupos de muy diverso tamaño, por lo general de unos 10 individuos, si bien en ocasiones y en collados en donde el pasto abunda pueden encontrarse auténticas manadas de hasta 80 individuos, por lo general las formadas por grupos de hembras y crías lactantes (Cassinello 2000). El área de campeo de los grupos puede alcanzar las 3300 hectáreas, destacando un proceso dispersivo durante el estío. Investigadores estadounidenses han comprobado un grado de dispersión anual de la población de arruis introducida en Tejas de 7'25 km., lo que explica su alto nivel colonizador y la dispersión observada en nuestro país (Dickinson & Simpson 1980).

Se aprecia una selección de hábitat dependiente de la estación (Johnston 1980; Cassinello 2000). Los arruís prefieren ocupar áreas abiertas y escarpadas durante la época de cría (la primavera), zonas boscosas en verano, pastos y bosques en la época de apareamiento (el otoño), y casi exclusivamente pastos durante los meses invernales. Presentan segregación de sexos durante la mayor parte del año, salvo en la época de apareamiento, como sucede con la mayoría de los ungulados. Esta segregación sexual viene reflejada en un uso diferencial del hábitat, así, durante la temporada de partos y primeras semanas de lactancia los grupos familiares, formados por hembras y crías, ocupan preferentemente las áreas montañosas más elevadas, lejos de potenciales depredadores, en riscos, cornisas y collados de más difícil acceso; mientras que los grupos de machos se pueden observar en áreas de menor altitud, y con una cobertura media. Como es de esperar, durante el apareamiento coinciden ampliamente los hábitats utilizados por machos y hembras. En poblaciones pequeñas y presentes en zonas acotadas, la segregación de sexos fuera de la época de apareamiento puede no ser tan evidente (J. Cassinello, obs. pers.).

El arruí es un herbívoro de carácter generalista. Su dieta se compone de todo tipo de herbáceas, suculentas, pasto y matorrales, dependiendo de la disponibilidad estacional. Son tanto ramoneadores como pastadores y pueden pasar largas temporadas sin beber. Muy pocos datos sobre sus hábitos alimenticios se han obtenido en su hábitat natural africano, pero contamos con estudios estadounidenses de dieta comparada con el ciervo mulo (*Odocoileus hemionus*) (Bird & Upham 1980; Krysl *et al.* 1980) y el carnero del desierto de norteamérica (*Ovis canadensis nelsoni*), en los que se aprecia un nivel de solapamiento que hace levantar las alarmas en cuanto a una probable competencia por los recursos (Simpson *et al.* 1978). Asimismo son de destacar los aparentes efectos devastadores de la especie sobre la flora endémica de la isla de La Palma (Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo 1992). En relación al aporte extra de alimentación en fincas y cotos, el arruí parece tolerar cualquier suplemento alimenticio, pues ingiere todo tipo de pienso para ganado; así puede alimentarse de cebada, avena, alfalfa, etc.

En relación a su reproducción, se trata de una especie poligínica, no territorial, en donde unos pocos machos se aparean con varias hembras a lo largo de cada temporada reproductora, la cual, como ya se ha comentado, tiene lugar en el otoño, de septiembre a noviembre. Es en esta época de celo cuando los grupos de machos solteros aproximan su campeo hacia las áreas en donde están presentes las hembras. Si bien el estudio del apareamiento a un nivel fino no ha sido efectuado aún en libertad, parece ser que los machos determinan entre ellos su estatus jerárquico, del que sobresale el macho alfa, el cual se apareará con todas las hembras del grupo. En lugares confinados o fincas de caza de poca extensión, se han verificado partos en diferentes épocas del año; un reflejo de una mayor actividad sexual de la esperada, quizás por el aumento de la probabilidad de encuentros entre grupos de machos y grupos de hembras o por cambios en la estacionalidad de los recursos.

La madurez sexual se alcanza a una edad promedio de 14 meses en los machos y 9 meses en las hembras. La gestación dura un promedio de 5'5 meses, por lo que los partos suelen tener lugar en primavera. Las hembras producen gemelos cada cuatro partos simples en cautividad, y aunque existe constancia de la existencia de trillizos, estos partos son poco habituales, dándose primordialmente en libertad. Las crías son del tipo precoz y capaces de seguir a su madre a las pocas horas de nacer. El destete tiene lugar aproximadamente a los 8 meses de edad. Las crías de partos simples pesan más al nacer que las de partos gemelares. También existen diferencias entre machos y hembras, siendo los primeros más pesados al nacer cuando la madre presenta un rango social elevado. Asimismo el promedio de peso al nacer de las crías de ambos sexos de madres de alto estatus jerárquico es mayor que el de las crías de madres de rangos más bajos. El intervalo

entre nacimientos se sitúa en los 10 meses de promedio en cautividad, mientras que el destete tiene lugar a los 8 meses de edad. Finalmente indicar que la razón de sexos (sex ratio) poblacional es 1:1 (v.g., Cassinello & Alados 1996).

El análisis de cuatro componentes del éxito reproductivo en hembras (Cassinello & Alados 1996) estableció en un estudio efectuado en cautividad que la varianza del éxito reproductivo se explica en un 69'9% por la longevidad, 54'2% por la fecundidad, 29'8% por la supervivencia al mes de vida de las crías y 10'4% por la edad al primer parto. Es decir, que si mantuviéramos todos los componentes estables en su valor promedio, salvo la longevidad, el producto de todos ellos presentaría una varianza equivalente al 69'9% de la misma cuando todos los componentes pueden variar. Asimismo, un estudio detallado de los factores que influyen en estos componentes estableció las siguientes relaciones: (a) la longevidad es mayor en individuos en mejor condición física; (b) la fecundidad está positivamente relacionada con la edad y el estatus jerárquico; (c) las crías que pesan más al nacer tienen mayores probabilidades de sobrevivir durante su primer mes de vida; y (d) la edad al primer parto se ve retrasada ante densidades poblacionales elevadas y altos niveles de consanguinidad (ver Cassinello 1997b). Finalmente, las hembras que presentan un rango social elevado se caracterizan por intervalos entre partos más cortos y la producción de un mayor número de gemelos frente a nacimientos únicos; siendo dichos rangos variables acorde al estado reproductivo de la hembra (Cassinello 1995).

Se ha comprobado en esta especie que las hembras en mejor condición física, las que poseen un rango social más elevado, sesgan su inversión maternal a favor de los machos, tanto en la producción de un mayor número de hijos que de hijas (Cassinello & Gomendio 1996) como en la distribución de los recursos (Cassinello 1996). Finalmente, y a pesar de los menores niveles de inversión recibidos, las hembras procedentes de partos simples tienen una mayor tasa de supervivencia que los machos, tanto los nacidos como hijos únicos como los pertenecientes a partos gemelares.

5. SITUACIÓN ACTUAL DEL ARRUI EN ESPAÑA Y PAUTAS PARA SU MANEJO

Ya hemos comprobado que la especie se encuentra en expansión por el sureste peninsular (Cassinello 2000; Cassinello *et al.* 2004). Las estimas poblacionales son muy aproximadas, pues no se están llevando a cabo muestreos periódicos de seguimiento. La población de Sierra Espuña se estimó en unos 700 ejemplares en 1995, pero dada su alta tasa de crecimiento, en la actualidad es de esperar que supere con creces el millar de individuos, sobre todo si incluimos las subpoblaciones originadas a partir de ésta y localizadas en las provincias vecinas de Almería (principalmente en la Sierra de María, Sierra Larga y Sierra El Gigante), Granada (Sierra de La Sagra, Sierra de Orce...) y Jaén (aledaños de la Sierra de Segura). Otras poblaciones a destacar son las dos localizadas en Alicante y ya comentadas, cuyo foco de origen fueron sendos cotos de caza; las estimas parecen indicar poco más de 200 individuos repartidos por las sierras costeras. En cuanto a la población de La Palma, quizás se superen ya los 200 individuos repartidos por los dos tercios septentrionales de la isla, con una densidad media de 2'6 individuos/km².

No existe un registro oficial u oficioso de la presencia del arrui en cotos de caza españoles, pero es de destacar el hecho de que desde la temporada de caza 2003-2004 se haya incluido la veda del arrui en las regiones de Andalucía, Extremadura y Castilla-La Mancha, en donde hasta la fecha no se habían considerado. Esto es reflejo de la expansión de la especie también en el ámbito de la caza en terrenos cinegéticos privados. En Andalucía podemos indicar que la presencia de la especie en cotos de caza está confirmada en la provincia de Granada, y es probable que se haya introducido en fincas de las provincias de Huelva, Cádiz, Córdoba y Jaén.

La expansión del arruí por la península se debe al conjunto de varios factores favorables, tales como el clima semejante al norteafricano, en donde predominan los veranos secos; la vegetación, especialmente rica comparada con la de su hábitat de origen; la baja densidad humana en las zonas del sureste; la ausencia de depredadores naturales (en África sería el leopardo, la hiena rayada o el chacal), salvo casos aislados de crías predadas por rapaces como águilas reales, o perros cimarrones; y su gran resistencia a parásitos (Pence 1980), con la excepción ya comentada de la epidemia de sarna que sufrió la población murciana.

En relación al manejo de la especie, al tratarse de un bóvido exótico su presencia en libertad sólo puede ocasionar alteraciones en el ecosistema. Dichas alteraciones pueden traducirse bien por vía de la herbivoría hacia especies florísticas de interés por su escasez o carácter endémico, o bien vía la competencia directa con otros bóvidos autóctonos que solapan sus hábitats, dieta y costumbres. Hoy por hoy carecemos de estudios científicos que puedan establecer los riesgos directos del arruí sobre fauna y flora españolas; aunque se ha comprobado la presencia de endemismos florísticos canarios en la dieta del arruí introducido en La Palma, por lo que nos plantearíamos en principio el riesgo que su presencia representa para esta flora protegida. En principio es totalmente desaconsejable, por supuesto iniciar, pero incluso fomentar el crecimiento de poblaciones de arruí en nuestros campos. La presencia en cotos de caza privados es perfectamente legal y carece de restricciones en ninguna comunidad autónoma, pero sí ha de haber una conciencia por parte de los dueños y gestores de los mismos para impedir al máximo el que los animales puedan escaparse de dichos acotados. Los ejemplos alicantinos y otro reciente en Extremadura nos han de servir de alarma para abundar en la necesidad de restringir las introducciones de esta especie incluso en cotos de caza cercados.

Otro tema de especial interés de cara a preservar la biodiversidad y estructura natural de nuestros ecosistemas es la potencial competencia del arruí por el uso de los recursos con otras especies de ungulados autóctonos. Aquí destacaríamos la cabra montés, el ciervo, el gamo y el jabalí, los cuales habitan las áreas en donde se va conociendo la presencia del caprino africano. Por sus características biológicas en principio el arruí puede representar una amenaza por competencia para la cabra montés hispánica, especie única en el mundo; y aunque los recientes sondeos indican que ésta se encuentra en expansión y no parece estar amenazada, no podemos bajar la guardia sobre la expansión del arruí, el cual por su carácter generalista en la alimentación, su alta tasa reproductiva y su hábito expansivo, podría representar en un futuro no muy lejano una seria amenaza para una de las especies animales más emblemáticas de nuestro país. De hecho un reciente estudio comparativo de la adecuación de hábitat entre ambas especies en el sureste peninsular indica un alto nivel de solapamiento en su nicho ecológico (Acevedo et al. 2007); si bien existen algunas diferencias destacables, como la preferencia por parte del arruí de áreas con inviernos secos y veranos cálidos. Es de resaltar asimismo que la especie africana pueda habitar localidades más cercanas a núcleos urbanos o carreteras que la hispana cabra montés, lo que ayuda a su capacidad de adaptación y expansiva (ver también Cassinello *et al.* 2006).

En relación a sus requerimientos biológicos, como ya hemos visto, prefiere habitar zonas escarpadas, de altitud variable, en donde pueda hallar refugios para evitar predadores y de cara a la protección de los neonatos por parte de las hembras parturientas. No es selectivo a la hora de buscar alimento, ya que puede alimentarse de especies vegetales propias de las altas latitudes, si bien prefiere las praderas de montaña. Puede adaptarse sin problemas a otros biotopos, tales como el monte bajo mediterráneo; pero hay que resaltar su intolerancia al exceso de humedad y al desarrollo de malformaciones en las pezuñas si carecen de zonas de roca desnuda en donde puedan desgastarlas. Por lo general es una especie libre de parásitos dañinos, y tolera en gran medida la consanguinidad. Por todo ello, el éxito de sus introducciones está prácticamente asegurado en el sur de la Península.

El carácter netamente montano de la especie, su capacidad expansiva, la falta de competidores directos y alta tasa reproductiva auguran un proceso continuado de expansión en libertad de la especie, la cual podría llegar a ser habitual en las sierras andaluzas de las provincias más orientales (Cassinello *et al.* 2006). Será de especial relevancia constatar su presencia en Sierra Nevada, en donde la simpatria con la cabra montés nos va a mostrar el nivel de competencia entre ambas especies (Acevedo *et al.* 2007).

6. BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, P., Cassinello, J., Hortal, J., Gortázar, C. (2007). *Invasive exotic aoudad (Ammotragus lervia) as a major threat to native Iberian ibex (Capra pyrenaica): A habitat suitability model approach*. Diversity and Distributions, 13: 587-597.
- Alados, C., Shackleton, D. M. (1997). *Regional Summary*. Pp. 47-48. En: Shackleton D.M. (Ed.), Wild Sheep and Goats and Their Relatives: Status Survey and Conservation Action Plan for Caprinae. IUCN, Gland.
- Bird, W., Upham, L. (1980). *Barbary sheep and mule deer food habits of Large Canyon, New Mexico*. Pp. 92-96. En: Simpson C.D. (Ed.). Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Texas Tech. Univ. Press, Lubbock.
- Brentjes, B. (1980). *The Barbary sheep in ancient North Africa*. Pp. 25-26. En: Simpson, C. D. (Ed.). Symposium on ecology and management of Barbary sheep. Texas Tech Univ. Press, Lubbock.
- Cassinello, J. (1995). *Factors modifying female social ranks in Ammotragus*. Applied Animal Behaviour Science, 45: 175-180.
- Cassinello, J. (1996). *High ranking females bias their investment in favour of male calves in captive Ammotragus lervia*. Behavioral Ecology and Sociobiology, 38: 417-424.
- Cassinello, J. (1997a). *Identificación del sexo y clases de edad en las poblaciones españolas de arruí (Ammotragus lervia) - Relación con el manejo de poblaciones en libertad*. Bol. Inst. Estudios Almerienses, 14: 171-178.
- Cassinello, J. (1997b). *High levels of inbreeding in captive Ammotragus lervia (Bovidae, Artiodactyla): Effects on phenotypic variables*. Canadian Journal of Zoology, 75: 1707-1713.
- Cassinello, J. (1998a). *Ammotragus lervia: a review on systematics, biology, ecology and distribution*. Annales Zoologici Fennici, 35: 149-162.
- Cassinello, J. (1998b). *El Arruí Sahariano. Un Caprino Ancestral en Almería*. Textos y Ensayos, 2. Instituto de Estudios Almerienses, Almería.
- Cassinello J. (2000). *Ammotragus free-ranging population in the south east of Spain: a necessary first account*. Biodiversity and Conservation, 9: 887-900.
- Cassinello, J., Acevedo, P., Hortal, J. (2006). *Prospects for population expansion of the exotic aoudad (Ammotragus lervia; Bovidae) in the Iberian Peninsula: Clues from habitat suitability modelling*. Diversity and Distributions, 12: 666-678.
- Cassinello, J., Alados, C. L. (1996). *Female reproductive success in captive Ammotragus lervia (Bovidae, Artiodactyla). Study of its components and effects of hierarchy and inbreeding*. Journal of Zoology (London), 239: 141-153.
- Cassinello, J., Gomendio, M. (1996). *Adaptive variation in litter size and sex ratio at birth in a sexually dimorphic ungulate*. Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 263: 1461-1466.
- Cassinello, J., Serrano, E., Calabuig, G., Acosta, P., Pérez, J. M. (2003). *El Arruí, Ammotragus lervia Pallas, 1777*. En: Palomo, L.J., Gisbert, J. (Eds.). Atlas de Distribución de los Mamíferos Terrestres de España. SECEM-MIMAM, Madrid.
- Cassinello, J., Serrano, E., Calabuig, G., Pérez, J.M. (2004). *Range expansion of an exotic ungulate (Ammotragus lervia) in southern Spain: ecological and conservation concerns*. Biodiversity and Conservation 13: 851-866.
- Delibes, M. (1986). *Ammotragus lervia (Pallas, 1777) - Mähnschaf*. Pp. 423-431. En: Niethammer, F., Krapp, F. (Eds.). Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/II. Aula, Wiesbaden.

- Dickinson, T. G., Simpson, C. D. (1980). *Home range movements, and topographic selection of Barbary sheep in the Guadalupe Mountains, New Mexico*. Pp. 78-86. En: Simpson, C. D. (Ed.). *Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep*. Texas Tech Univ. Press, Lubbock.
- Geist, V. (1971). *Mountain sheep. A study in behaviour and evolution*. The University of Chicago Press, Chicago.
- González-Candela, M., León-Vizcaino, L. (1999). *Sarcoptic mange in Barbary sheep (Ammotragus lervia) population of Sierra Espuña Regional Park (Murcia)*. *Galemys*, 11: 43-58.
- González-Candela, M., León-Vizcaino, L., Cubero, M. J., Martín-Atance, P. (2001). *Sarcoptic mange (Sarcoptes scabiei) health control in the Barbary sheep (Ammotragus lervia) population of the Sierra Espuña Regional Park (Murcia, Spain)*. *Galemys*, 13: 59-73.
- Gray, G. G. (1985). *Status and distribution of Ammotragus lervia: a worldwide review*. Pp. 95-126. En: Hoefs, M. (Ed.), *Wild sheep. Distribution, abundance, management and conservation of the sheep of the world and closely related mountain ungulates*. Northern Wild Sheep and Goat Council, Whitehouse, Yukon.
- Gray, G. G., Simpson, C. D. (1980). *Ammotragus lervia*. *Mammalian Species*, 144: 1-7.
- Haas, G. (1959). *Untersuchungen über angeborene Verhaltensweisen bei Mährenspringern (Ammotragus lervia Pallas)*. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 16: 218-242.
- Johnston, D. S. (1980). *Habitat utilization and daily activities of Barbary sheep*. Pp. 51-58. En: Simpson, C. D. (Ed.). *Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep* Texas Tech Univ. Press, Lubbock.
- Katz, I. (1949). *Behavioural interactions in a herd of Barbary Sheep (Ammotragus lervia)*. *Zoologica*, 34: 9-18.
- Krysl, L. J., Simpson, C. D., Gray, G. G. (1980). *Dietary overlap of sympatric Barbary sheep and mule deer in Palo Duro Canyon, Texas*. Pp. 97-103. En: Simpson C.D. (Ed.). *Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep*. Texas Tech. Univ. Press, Lubbock.
- Ogren, H. (1965). *Barbary sheep*. *New Mexico Department of Game and Fish Bulletin*, 13, Santa Fe.
- Ornistudio, S.L. (1992). *Seguimiento del Arrui en el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente (La Palma, Islas Canarias)*. Informe no publicado. Parque Nacional de La Caldera de Taburiente, La Palma, Islas Canarias, España.
- Pence, D. B. (1980). *Diseases and parasites of the Barbary sheep*. Pp. 59-62. En: Simpson, C. D. (Ed.). *Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep* Texas Tech Univ. Press, Lubbock.
- Rodríguez-Piñero, J. C., Rodríguez-Luengo, J. L. (1992). *Autumn food-habits of the Barbary sheep (Ammotragus lervia Pallas 1777) on La Palma Island (Canary Islands)*. *Mammalia*, 56: 385-392.
- Serrano, E., Calabuig, G., Cassinello, J., Pérez, J. M. (2003). *Corología del Arrui (Ammotragus lervia Pallas 1777) en el Sudeste Peninsular*. *Galemys*.
- Simpson, C. D., Krysl, L. J., Hampy, D. B., Gray, G. G. (1978). *The Barbary sheep: a threat to desert bighorn survival*. *Desert Bighorn Council Transactions*, 22: 26-31.
- Wacher, T., Baha El Din, S., Mikhail, G., Baha El Din, M. (2002). *The current status of Barbary sheep in Egypt*. *Oryx*, 36: 301-304.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

HUMEDALES

Capítulo 28:

**APUNTES SOBRE ESTE
ECOSISTEMA EN ANDALUCÍA**

Héctor Garrido.

chiqui@ebd.csic.es.

1. HUMEDALES

Según un reciente informe de la WWF, en los últimos catorce años ha desaparecido más de la mitad de los humedales de mundo. Aún a pesar de esto, hoy en día se considera que existen en todo el planeta un total de 12,8 millones de hectáreas que pueden ser consideradas como humedales. El valor ambiental de las zonas húmedas es, a todas luces, innegable, pero de forma tradicional ha chocado frontalmente contra la necesidad de obtención de un beneficio económico inmediato. Resulta imprescindible hacer una apuesta clara por propiciar el desarrollo ordenado y sostenible en los humedales, compaginando, en consecuencia, su aprovechamiento económico con la conservación de sus valores naturales. Entre todos los aprovechamientos posibles que pueden llevarse a cabo en un humedal el que probablemente sea el más antiguo de todos es el que contempla esta publicación, la caza.

Pero, antes de comenzar a hablar de la caza, quizá es interesante concretar una serie de términos que de por sí pueden dar lugar a más de una interpretación. ¿Qué es un humedal? ¿Cuáles son los límites que encuadran su definición? Realmente no existe un único concepto de humedal y en muchas ocasiones el uso de este término puede considerarse confuso. De hecho, es habitual utilizar la palabra humedal para designar cualquier tipo de zona húmeda, sean cuales sean sus características. Sin embargo, las zonas húmedas en su conjunto pueden dividirse en varias clases, de las que los humedales constituyen sólo una, atendiendo a la definición más científica del término. Distintos autores han propuesto varias formas de clasificación de las zonas húmedas, y algunos modelos concretos se han ido imponiendo en las diferentes zonas geográficas del mundo en los últimos años. El Convenio de Ramsar, por ejemplo, en el punto 1 de su artículo 1, realiza una definición de humedal: “A los efectos de la presente Convención son humedales las extensiones de marismas, pantanos

y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros". Y en el punto 2 de dicho artículo define el concepto de ave acuática del siguiente modo: "A los efectos de la presente Convención son aves acuáticas las que dependen ecológicamente de los humedales".

Concretamente para Andalucía se ha realizado un interesante estudio clarificativo durante la redacción del "Plan Andaluz de Humedales" que ha generado una definición científica de referencia del término humedal; es la siguiente: "un humedal es un ecosistema o unidad funcional de carácter predominantemente acuático, que no siendo un río, ni un lago ni el medio marino, constituye, en el espacio y en el tiempo, una anomalía hídrica positiva respecto a un entorno más seco. La confluencia jerárquica de factores climáticos e hidro-geo-morfológicos, hace que se generen condiciones recurrentes de inundación con aguas someras, permanentes, estacionales o erráticas y/o condiciones de saturación cerca o en la superficie del terreno por la presencia de aguas subterráneas, lo suficientemente importantes como para afectar a los procesos bio-geo-físico-químicos del área en cuestión. La característica esencial mínima para diagnosticar la existencia de un humedal es la inundación con aguas someras (formación palustre) o la saturación recurrente cerca o en la superficie del terreno (criptohumedal), lo que condiciona otras características fundamentales de apoyo al diagnóstico, como son la presencia de suelos hídricos y/o vegetación higrófila. Generalmente, estas propiedades se traducen también en la existencia de unas comunidades especiales de microorganismos y fauna, así como en aprovechamientos humanos diferentes y en un paisaje con un elevado grado de calidad visual respecto a su entorno".

Según propone el Plan Andaluz de Humedales –que ha servido de base para desarrollar la legislación correspondiente, como el Decreto 98/2004, de 9 de marzo, por el que se crea el Inventario de Humedales de Andalucía y el Comité Andaluz de Humedales (BOJA 66/2004, de 5 de abril)-, las zonas húmedas podrían dividirse a grandes rasgos en dos bloques, según su profundidad: zonas lacustres y zonas palustres.

Las zonas denominadas lacustres presentan una profundidad igual o superior a los ocho metros y una acusada estratificación térmica y lumínica que condiciona un distinto grado de existencia de vida a cada profundidad. De hecho, la influencia de la luz organiza el sistema en dos compartimentos estratificados verticalmente, uno superior autotrófico y otro inferior heterotrófico. Sus aguas son generalmente constantes o con bajo dinamismo temporal, como consecuencia de su profundidad. Su productividad es considerada media o baja con respecto a otros tipos de zonas húmedas. En Andalucía sólo una zona húmeda puede ser considerada según esta descripción como zona lacustre o lago: la laguna de Zóñar, en la provincia de Córdoba. Parece lógico, en consecuencia, cambiar la denominación tradicional de "laguna de Zóñar" por la más correcta "lago de Zóñar".

Las zonas denominadas palustres comprenden el resto de las zonas inundables o encharcables, siempre con una profundidad inferior a ocho metros. Dentro de este gran conjunto, de amplia representación en Andalucía, encontramos una última división que atiende también a su profundidad: podrían separarse en lagunas (entre dos y ocho metros de profundidad) y humedales propiamente dichos (profundidad menor de dos metros).

Son consideradas lagunas, dentro del marco del Plan Andaluz de Humedales, aquellas zonas húmedas que, como se ha indicado, se sitúan entre los dos y los ocho metros de profundidad y que, además, pueden sufrir importantes fluctuaciones temporales de nivel. Estas fluctuaciones de nivel así como también las térmicas, producen estratificaciones temporales muy

cambiantes o, al menos, poco estables. Otra característica interesante es que la luz del sol puede llegar al fondo, lo que ocasiona que los macrófitos puedan cubrir completamente la cubeta. Presentan una productividad biológica media/grande.

Por último, son consideradas humedales las zonas húmedas de poca profundidad, siendo ésta siempre menor a los 2 metros. No existe estratificación vertical. La luz llega siempre al fondo y en consecuencia la cubeta puede estar completamente cubierta de macrófitos. El nivel del agua es altamente fluctuante y es frecuente que exista una marcada temporalidad con periodos acusados de sequía completa. Se considera el sistema autotrófico por excelencia. La productividad biológica es muy alta, habiendo sido definida por algunos autores como la más alta en comparación con otros ecosistemas del planeta.

Por otra parte, el citado Decreto 98/2004 contiene su propia definición de humedal basada en el Plan de Humedales, en la que se propone un acercamiento entre los intereses sociales, económicos y ambientales: “los humedales, en general, constituyen un tipo de ecosistemas de muy elevado valor ambiental, económico, cultural y social, por lo que no sólo es necesaria su conservación y su gestión racional y sostenible, sino que es conveniente destacar los bienes y servicios que prestan a la sociedad, de modo que la opinión pública los conozca y los considere como parte de su patrimonio natural”.

2. LOS HUMEDALES ANDALUCES

El elenco de zonas húmedas andaluzas es muy importante dentro del conjunto europeo. Teniendo en cuenta la superficie inundable, Andalucía alberga el 56% del total de humedales inventariados para España. Atendiendo al número de zonas consideradas humedales, el porcentaje que alberga Andalucía sobre el total nacional es del 17%. La diversidad de humedales representados en Andalucía es muy grande. El 35% de ellos se consideran humedales litorales y el 65% restante queda dividido en humedales de campiña (salados 21% y dulces 37%), de alta montaña (3%) y kársticos (2%).

El total de superficie de zonas húmedas estimado para Andalucía asciende a 87.301,46 hectáreas, lo que supone algo más del 0,9% del territorio de la Comunidad Autónoma. La distribución por provincias de la superficie de los

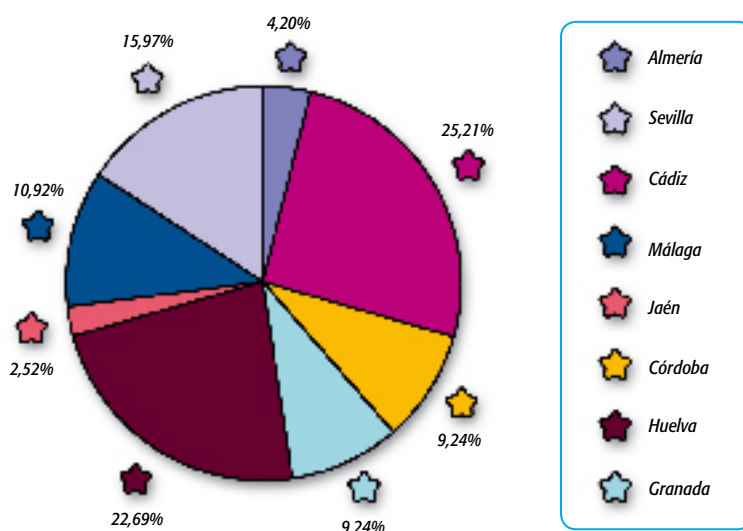


Gráfico 1: Distribución de la superficie de los humedales en las distintas provincias andaluzas.

humedales andaluces es muy desigual, estando concentrado el 96,65% de ellos en sólo tres provincias: Sevilla (42,49%), Huelva (35,54%) y Cádiz (18,62%). Atendiendo a la distribución del número de humedales por provincias el reparto es algo más uniforme, siendo las provincias con mayor representación las siguientes: Cádiz (25,21%), Huelva (22,69%), Sevilla (15,96%) y Málaga (10,92%).

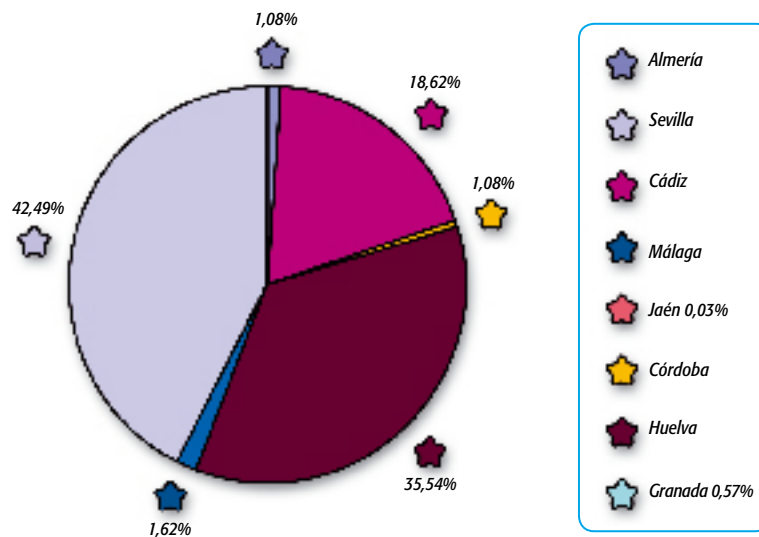


Gráfico 2: Distribución del número de humedales en las distintas provincias andaluzas.

El Plan Andaluz de Humedales divide a éstos en tres grandes bloques según su origen: humedales continentales, humedales costeros o litorales y humedales artificiales. Cada uno de ellos será tratado por separado a continuación.

3. HUMEDALES CONTINENTALES

Según el inventario utilizado para la redacción del Plan Andaluz de Humedales, esta Comunidad Autónoma cuenta con más de 4.800 hectáreas de humedales considerados de tipo continental, lo que supone el 5,61% de la superficie total de humedales. Los humedales continentales están compuestos principalmente por lagunas de campiña. Generalmente suelen ser de pequeña extensión (valor medio 59,74 hectáreas), no superando las 100 hectáreas, excepción hecha por las lagunas de Fuentepiedra (Málaga) y Medina (Cádiz). Excepcionalmente se superan los dos metros de profundidad, siendo casos extremos la laguna de Zóñar (Córdoba), con 16 metros (por lo que, como ya se ha indicado anteriormente, debe ser considerada realmente como un lago) y las lagunas Grande y Chica (Málaga) con unos ocho metros.

3.1. HUMEDALES COSTEROS

Según se desprende del inventario utilizado para la redacción del Plan Andaluz de Humedales, en Andalucía existen 80.615,65 hectáreas de zonas húmedas de tipo costero o litoral, suponiendo el 92,34% de la superficie total de humedales de esta Comunidad Autónoma. Gran parte de ellos se encuentran situados en la provincia de Huelva, formando el sistema húmedo litoral del Abalarío-Doñana, un conjunto de casi 500 lagunas, la mayoría de ellas pequeñas y de carácter temporal, en la zona de arenas comprendida entre las desembocaduras de los ríos Tinto/Odiel y Guadalquivir.

3.2. HUMEDALES ARTIFICIALES

Se trata del grupo más heterogéneo ya que el aspecto del humedal depende exclusivamente de la finalidad (generalmente económica) para la que fuera construido en origen. Así, se encontrarán lagunas formadas sobre antiguas graveras o zonas de extracción de áridos, como la Cañada de las Norias, en Almería, o la Laguna de Tarelo, en el Parque Natural de Doñana (Cádiz). También existen embalsamientos de agua con fines sociales, como los embalses de Bornos y Arcos –Cádiz-, Malpasillo –Córdoba-, Dehesa de Abajo –Sevilla-, etc.), y alguno cuyo fin principal es la conservación de las aves y las tareas de educación ambiental, como es el caso de la Cañada de los Pájaros (Sevilla).

En el inventario utilizado para la redacción del Plan Andaluz de Humedales sólo aparecen representados siete humedales de origen artificial que suman unas 1.786 hectáreas; actualmente estos humedales son mucho más abundantes y están sometidos a un lento incremento. De hecho, algunas formaciones de origen antrópico han sido consideradas en dicho Plan de Humedales, si bien dentro de una de las categorías para las que no se ajustan muy adecuadamente. Ejemplo de ello son aquellas antiguas graveras, hoy lagunas, incluidas en grandes espacios protegidos y que no figuran como tales en el inventario. Tampoco han sido tenidos en cuenta los pequeños embalses y pantanetas construidas por particulares en toda la superficie de la región andaluza con el objeto de acumular agua para riego o, en los cotos de caza y fincas ganaderas, como abastecimiento de agua para los animales. Algunos de estos pequeños embalses han fraguado como interesantes zonas húmedas donde se producen similares procesos biológicos que en otras zonas naturales bien protegidas y catalogadas. De hecho, se ha podido comprobar la estancia e incluso la reproducción de especies de aves catalogadas en un buen número de ellas; es el caso de las pantanetas de Morón de la Frontera (Sevilla), donde es habitual la presencia de malvasías cabeciblancas (*Oxyura leucocephala*). También algunas charcas de tratamiento de aguas residuales urbanas, principalmente aquellas donde son utilizadas técnicas de depuración “ecológicas”, pueden ser consideradas zonas de alto valor ecológico, como es el caso de las lagunas del Gobierno, en la Lantejuela (Sevilla), donde se reproducen un buen número de especies catalogadas. Sería muy interesante incluir este tipo de zonas húmedas en el Inventario Andaluz de Humedales y mantener dicho inventario constantemente revisado y actualizado.

3.3 HUMEDALES RAMSAR

El convenio RAMSAR fue firmado en la ciudad de iraní de Ramsar en el año 1971 por 122 países, como conclusión a la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Hasta el año 2004 existían en Andalucía nueve humedales considerados sitios RAMSAR que sumaban una superficie total de 71.869 hectáreas, perteneciendo la mayor parte de esta superficie a Doñana (50.720 hectáreas). En enero de 2005 la Consejería de Medio Ambiente presentó al Comité Nacional de Humedales la inclusión de otros once nuevos enclaves andaluces y 53.700 hectáreas adicionales al área de Doñana (la zona comprendida por el Parque Natural de Doñana). Esta propuesta recibió el visto bueno en la XIIª Reunión del Comité Nacional para su incorporación al Convenio Ramsar. Serán considerados, por tanto, Sitios Ramsar en Andalucía 20 espacios, con un total de 131.500 hectáreas, cantidad que prácticamente duplica la de 2004.

Los humedales considerados Sitios Ramsar en Andalucía son: Albufera de Adra, Bahía de Cádiz, Parque Nacional de Doñana, Embalses de Cordobilla y Malpasillo, Laguna de Fuente de Piedra, Lagunas de Cádiz, Lagunas del Sur de Córdoba, Marismas del Odiel, Salinas de Cabo de Gata (estos hasta 2004), Punta Entinas-Sabinar, Lagunas de Espera, Lagunas del Conde, Tiscar y los Jarales, Laguna de Padul, Lagunas de Palos y las Madres, Lagunas Honda y del Chinche, Lagunas de Campillos, Brazo del Este y Parque Natural de Doñana (desde 2005).

4. LA CAZA EN LOS HUMEDALES ANDALUCES

El ejercicio de la caza en los humedales andaluces y, en general, en todo el territorio andaluz, está regulado por la Ley de Flora y Fauna (Ley 8/2003, de 28 de octubre – BOJA nº 218, de 12 de noviembre de 2003) que vino a complementar a la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (BOE nº 74, de 28 de marzo de 1989), por el Reglamento de Caza plasmado en el Decreto 182/2005, de 26 de julio y finalmente por el Decreto 98/2004, de 9 de marzo, por el que se crea el Inventario de Humedales de Andalucía y el Comité Andaluz de Humedales (BOJA 66/2004, de 5 de abril).

Además, con carácter anual la Consejería de Medio Ambiente publica la Orden General de Vedas, tras haber consultado al correspondiente Comité de Caza del Consejo Andaluz de Biodiversidad, con representación en cada una de las provincias. En estos grupos de trabajo se encuentran representados, entre otros, las sociedades de cazadores, los propietarios de cotos, las granjas cinegéticas, las asociaciones de conservación de la Naturaleza, organismos científicos y la Administración. Estos grupos trasladan a la Administración sus propuestas concretas para cada año con respecto a los periodos hábiles, las especies cazables, el número de ejemplares y las posibles prohibiciones zonales. Una vez oídas las partes a través de este Comité de Caza, la Consejería de Medio Ambiente emite y aplica la normativa para dicha temporada de caza.

Los periodos hábiles de caza son regulados, como se ha dicho, para cada temporada de caza por la correspondiente Orden General de Vedas. El periodo general para caza de aves acuáticas suele comprender aproximadamente desde el segundo domingo de octubre hasta el 31 de enero, y normalmente son hábiles todos los días de la semana, con la excepción que veremos a continuación.

La Orden General de Vedas regula de modo especial la caza de acuáticas en los terrenos considerados Marismas del Guadalquivir o “entorno de Doñana”, donde existe un Plan del Área Cinegética de Doñana. Este extenso espacio comprende los términos municipales de Sanlúcar de Barrameda y Trebujena (en la provincia de Cádiz), Almonte e Hinojos (en Huelva) y Aznalcázar, Puebla del Río, Villamanrique de la Condesa, Lebrija e Isla Mayor (en Sevilla). En este espacio el periodo hábil de caza se concreta tras proceder a la consulta de la Comisión de Acuáticas, dentro del Consejo Andaluz de Biodiversidad, soliendo estar comprendido entre el segundo sábado de noviembre y el 31 de enero. Dicha Orden de Vedas establece también los cupos para la zona del entorno de Doñana, dependiendo el volumen de las poblaciones de las diferentes especies de aves registradas cada año y el estado de inundación de la marisma que da refugio y alimento a éstas. Los últimos periodos de caza han establecido un cupo total de 15 piezas por cazador/día, de las cuales sólo 7 pueden ser ánsares. En el entorno de Doñana sólo son días hábiles de caza los sábados, domingos y festivos. Ocasionalmente la Orden General de Vedas puede prohibir la caza de acuáticas en toda una extensa área, como es el caso de la totalidad de la provincia de Almería (por ejemplo para la temporada 2004-2005).

En lo referente a las zonas protegidas, la caza está prohibida en todos los humedales incluidos en terrenos declarados como Reservas Naturales, y regulada en los Parques Naturales por sus Planes Rectores de Uso y Gestión (PRUGs) y por sus Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORNs). En todos los casos es imprescindible la existencia del correspondiente Plan Técnico de Caza del Coto en cuestión, aprobado por la Consejería de Medio Ambiente.

Existen además un buen número de embalses, pantanetas y arroyos que no están catalogados por la RENPA y que quedan situados dentro de cotos de caza. En ellos se puede practicar la caza de aves acuáticas siempre y cuando el

propietario o representante del coto lo haya hecho constar en el correspondiente Plan Técnico de Caza y éste haya sido aprobado por la Consejería de Medio Ambiente. Generalmente se tratará de un aprovechamiento secundario del coto y será necesario especificar la modalidad con la que se realizará la actividad, el número de piezas por especie, etc.

El anexo III Ley 8/2003 de Flora y Fauna Silvestres recoge la lista revisada de especies de aves acuáticas cazables en la Comunidad Autónoma de Andalucía así como los períodos hábiles de caza, que ya han sido reseñados más arriba.

5. ANEXO III

ESPECIES DE AVES ACUÁTICAS CAZABLES

- Ánsar común (*Anser anser*)
- Ánade real (*Anas platyrhynchos*)
- Ánade rabudo (*Anas acuta*)
- Ánade friso (*Anas strepera*).
- Ánade silbón (*Anas penelope*)
- Pato cuchara (*Anas clypeata*)
- Cerceta común (*Anas crecca*)
- Pato colorado (*Netta rufina*)
- Porrón común (*Aythya ferina*)
- Focha común (*Fulica atra*)
- Agachadiza común (*Gallinago gallinago*)

El artículo 22 de la Orden de 22 de mayo de 2000, por la que se fijan las vedas y períodos hábiles de caza en el territorio de la Comunidad Autónoma de Andalucía (BOJA 75/2000, de 1 de julio) regula la posible modificación a la lista de especies cazables si concurren circunstancias excepcionales de tipo biológico, ecológico o climatológico. Es ésta una de las funciones de las Comisiones Técnicas del Consejo Andaluz de Caza (ahora Consejo Andaluz de Biodiversidad), además de las propuestas de cambios en el período hábil y del ejercicio y práctica de modalidades de caza. Ocasionalmente se pueden establecer convenios con los cotos de caza que contemplen la moratoria para alguna determinada especie durante temporadas concretas, con el fin de favorecer el incremento de sus poblaciones o de las de otra especie ligada a la primera por cualquier razón. Es el caso de las dos especies de fochas en los cotos de caza de la zona de Sanlúcar de Barrameda: durante la temporada de caza 2004-2005 no se caz, por ejemplo, la focha común para evitar la eliminación de ejemplares de focha moruna por confusión, como había ocurrido en alguna ocasión en temporadas anteriores. La regulación de las funciones del Consejo Andaluz de Biodiversidad se encuentra recogida en el Decreto 530/2004, de 16 de noviembre (BOJA 242/2004, de 14 de diciembre).

Actualmente el uso y la tenencia de munición a base de plomo están completamente prohibidos en todas las zonas húmedas andaluzas, vencida la moratoria que se aplicó en los primeros años de vigencia de esta normativa, de acuerdo con la Disposición Final Cuarta del Decreto 230/2001, de 16 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento de Ordenación de la Caza (BOJA nº 122, de 20 de octubre de 2001 y Ley 8/2003 –Anexo I).

Por último, el Decreto 272/1995, de 31 de octubre, regula el examen del cazador y pescador, el Registro Andaluz de Caza y de Pesca Continental y la expedición de Licencias.

6. APUNTES SOBRE LA PROBLEMÁTICA DE LOS HUMEDALES ANDALUCES

La totalidad de los humedales recogidos en el inventario utilizado para la realización del Plan Andaluz de Humedales están protegidos dentro de la RENPA (Red de Espacios Protegidos de Andalucía), englobados en 49 Reservas Naturales, 20 Parajes Naturales, 8 Parques Naturales y 1 Parque Nacional. Sin embargo, existen otros humedales en Andalucía que no están recogidos en dicho inventario y, por tanto, no ostentan ningún grado de protección. Según la Red de Seguimiento y Evaluación de Humedales de Andalucía, estas áreas no protegidas podrían suponer hasta un 36 % del total. De hecho existen ausencias notables dentro de esta Red de Espacios Protegidos, como la Cañada de las Norias, en la provincia de Almería, humedal de incontestable importancia que sufre gravísimas amenazas que podrían destruirlo por completo en breve tiempo. Las Lagunas de Bonanza, en Sanlúcar de Barrameda, (Cádiz) o la laguna del Prado de la Redondela, en la Redondela (Huelva), son también ejemplos de zonas donde se observan con alta frecuencia especies catalogadas y que sería conveniente proteger y, en su caso, restaurar.

Algunos otros humedales andaluces hace años que dejaron de existir, como la Laguna de la Janda (Cádiz), que sólo hace un siglo era una de las lagunas de mayor importancia de Europa occidental. Hoy se encuentra completamente drenada y cultivada. Su restauración (parcial o total) es técnicamente posible y generaría, además del consiguiente valor ecológico, un beneficio adicional innegable a la comarca en forma de atractivo turístico.

Otro grave problema presente en Andalucía es la caza ilegal de aves acuáticas, que se practica hoy en día en algunos humedales. Sin embargo puede afirmarse que esta actividad es extremadamente rara o inexistente en los espacios protegidos por la RENPA, si bien llega a ser preocupantemente frecuente en las zonas que no ostentan ninguna figura de protección. En la marisma del Guadalquivir, por ejemplo, fuera de las áreas donde esta actividad está restringida, cada año se cazan con escopetas o con perros miles de aves acuáticas dentro de los cultivos de arroz y en los caños adyacentes (calamones, polluelas, camadas de patos, etc.), sin que exista una evaluación del daño real que se está causando en las comunidades de aves acuáticas. De hecho, aquellas zonas inundables, consideradas humedales o no, que quedan fuera de los espacios protegidos y también de los cotos de caza (que suelen contar con vigilancia propia), pueden suponer también importantes sumideros de aves acuáticas por la práctica de la caza ilegal.

La adecuada regulación del uso del agua es quizás el elemento esencial para el correcto funcionamiento de muchos de los humedales andaluces. Sin embargo en un buen número de casos confluyen demasiados intereses alrededor de estos espacios como para que esta regulación pueda llevarse a cabo de forma independiente por los organismos de gestión. Es el caso, por ejemplo, de la confrontación mantenida durante años entre conservacionistas y ganaderos en la marisma del Parque Nacional de Doñana sobre el nivel adecuado de agua que debe permanecer durante el invierno y la primavera. También en el área de Doñana han sido en ocasiones los propios cangrejeros los que han regulado los niveles del Brazo del Este y de la Torre, mediante el manejo de las compuertas. En estos dos Brazos del Guadalquivir se da la circunstancia adicional de que una buena parte de sus aportes de agua procede de los cultivos de arroz colindantes y que, por tanto, su nivel de inundación depende, en buena medida, de la actividad arrocería y no de los gestores de los espacios protegidos.



Otros problemas de los humedales andaluces son la colmatación (lagunas en general, marisma natural de Doñana...), alteración de la calidad del agua por presencia de pesticidas y herbicidas (lagunas litorales de Huelva, Cádiz y Almería, por ejemplo), pérdida o deterioro de la cubierta vegetal (Brazo del Este y de la Torre), etc.

Finalmente, el dinamismo social en torno a los humedales andaluces es muy bajo, sobre todo si lo comparamos con los países limítrofes. No se ha generado, o al menos consolidado aún, en las poblaciones próximas a los humedales una cultura de uso respetuoso del humedal, y a veces se aduce que es la propia figura de protección la que coarta de alguna



forma el impulso que naturalmente podrían tener los habitantes próximos a asomarse a los humedales. Quizá sea el odio que se generó y mantuvo durante años en España contra lo que eran focos de infección y malaria que debían ser destruidos. En todo caso, hoy en día es muy importante potenciar las actividades recreativas respetuosas en los humedales andaluces. Los humedales andaluces son todo un potencial en sí mismos para el desarrollo de labores de concienciación y educación ambiental, hoy todavía infrutilizados.





LA GESTIÓN EN
ECOSISTEMAS ANDALUCES

HUMEDALES

Capítulo 29:

**GESTIÓN DE LA
CAZA MENOR**

Javier Hidalgo.

*Grupo de Biología Evolutiva, Etología y Gestión Cinegética, Universidad de Extremadura, 10071 Cáceres.
javierhidalgo@lagitana.es.*

1. HUMEDALES. GESTIÓN DE LA CAZA MENOR

Las zonas húmedas han jugado un papel importante en los valores tradicionales y culturales de las comunidades humanas, muchas de las cuales han dependido de aquellas para su subsistencia. A menudo han representado el equilibrio entre el hombre y la Naturaleza, y en muchos casos los usos tradicionales de estos espacios han contribuido a la conservación de los mismos y de las especies que en ellos habitan. Sin embargo, en la historia moderna de la humanidad, pocos hábitats han sufrido tan drásticamente el abuso del hombre como las áreas húmedas, que han sido consideradas como insalubres e improductivas y por ello frecuentemente condenadas a la desaparición.

Algunas poblaciones de aves acuáticas constituyen una fuente natural de recursos susceptibles de ser aprovechados, siendo la caza la forma más ancestral y habitual de encauzar dicho aprovechamiento. El ejercicio de la caza se entiende y asume hoy, en gran parte del ámbito geográfico hispano, no sólo como una actividad de recreo o deportiva, sino como una fuente de producción de riqueza complementaria de la rentabilidad agraria de los terrenos en donde se realiza. Y como tal fuente de riqueza, la caza debe ser promovida y potenciada en todos los aspectos posibles, siempre bajo los fundamentos de la sostenibilidad.



Ansar comùn.

La actividad cinegética no es intrínsecamente un factor que pueda incidir de forma importante en la conservación de las aves acuáticas, las cuales dependen mucho más de la integridad de su hábitat, de estas áreas húmedas. Aún cuando la caza fuera totalmente eliminada, las poblaciones de acuáticas no sobrevivirían si su hábitat es alterado con reiteración e intensidad. De hecho, hoy día la mayoría de las reservas húmedas que poseemos deben su existencia a la circunstancia de que por siglos en el pasado fueron protegidas y manejadas para su utilización como cazadero, habiendo significado por tanto la caza, primordialmente, su mayor defensa.

Sin embargo, las aves acuáticas son especialmente sensibles a alteraciones del medio, y en ocasiones es así aunque éstas sean mínimas o parezcan que no tienen mucha entidad; tal es el caso de derivación de cauces, cambios de niveles de agua, polución, etc. Es aquí donde la intervención y manejo de zonas húmedas inciden directamente sobre la producción de caza.

En cada caso el manejo y la gestión de la zona húmeda dependerá principalmente de la naturaleza del sitio y del objetivo que se persigue. Esta gestión puede incluir, entre otros, el control del nivel del agua y de la vegetación, la construcción de islas para la nidificación, fertilización, plantación de vegetales como fuente de alimentación y defensa para la caza, el control de la polución del agua, la reintroducción de especies desaparecidas o cuyas poblaciones hayan sufrido una intensa disminución numérica, etc. Además, la intervención para gestionar la caza puede consistir en la creación de nuevas

áreas húmedas o en la restauración de las que antiguamente han sido destruidas o alteradas. Siempre el manejo deberá estar en consonancia con otros intereses que puedan incidir en el espacio y que sean diferentes al de la caza, por ejemplo la investigación biológica, pesca, agricultura, actividades deportivas y de recreo, etc.

La necesidad del control de predadores hay que afrontarla con realidad. Muchos problemas que a los predadores les son imputados han sido resueltos con la simple mejora del hábitat, y el control de los mismos se ha hecho necesario solamente cuando el hombre ha alterado el equilibrio predador/presa o cuando ha introducido nuevos predadores en el sistema. En general, y como no puede ser de otra manera, los predadores naturales deben ser considerados como una parte integrante del ecosistema.

La reintroducción de especies cinegéticas en aquellas zonas húmedas de donde desaparecieron o donde han resultado muy disminuidas, suele ser una intervención que produce buenos resultados, pero en todos los casos se debe tratar de individuos genéticamente idénticos a los preexistentes y valorando previamente las condiciones que el medio posee con el fin de prever el resultado de esa actuación o de otras ligadas a la mejora del mismo. La introducción de especies foráneas es inaceptable y entraña riesgos para la fauna y la flora nativas.

A pesar de las drásticas alteraciones que han sufrido los humedales españoles en general, Andalucía cuenta aún con un buen número de estos espacios que juegan un papel primordial en la conservación de una amplia variedad de especies. Por su situación geográfica, típicamente mediterránea, al contingente de las poblaciones de aves residentes, ya de por sí rico y diverso, de aves residentes, se suma el censo de las aves invernantes y de aquellas que utilizan nuestras zonas húmedas como punto de escala en sus movimientos migratorios entre Europa y África.

Gran parte de estas zonas, tanto públicas como privadas, poseen figuras o normativas de protección por parte de las autoridades medioambientales; sin embargo, existen otras muchas enclavadas en cotos de caza que son susceptibles de ser mejoradas como hábitats de especies cinegéticas y no cinegéticas.

Los avances de la técnica y la agricultura moderna hacen posible hoy día la regeneración de humedales perdidos y la habilitación de otros de reciente creación con fines agropecuarios, como embalses para riego, abrevaderos para el ganado, etc., con el fin de albergar comunidades de fauna salvaje.

2. LA CAZA EN LOS HUMEDALES

Es bien conocido por los biogeógrafos el hecho de que entre los ecosistemas más ricos en productividad biológica del mundo están las zonas húmedas costeras en las franjas de latitud intermedia entre el ecuador y los polos, que en nuestro Hemisferio abarcarían una región que corre desde California a Japón, un fragmento de la superficie terrestre entre los paralelos 30 y 40, que incluye la cuenca baja del Mediterráneo, donde precisamente están enclavados los humedales andaluces.

Desde el origen de su existencia, las comunidades humanas han utilizado estos espacios como una auténtica fuente de proteínas, de la que han obtenido piezas de caza y pesca, huevos, pasto para el ganado, etc. Y los han considerado tan importantes para su subsistencia que frecuentemente se han asentado en sus proximidades dando lugar a los fundamentos

de las ciudades que hoy día existen y que están localizadas próximas a los estuarios de los ríos. En la actualidad estas fuentes productoras de proteínas apenas son consideradas como tales, aunque la caza, transformada en una actividad de ocio por el hombre moderno, constituye un aprovechamiento natural que aporta valores añadidos a la propiedad donde se practica.

Sir Peter Scott (1909–1989), fundador y presidente de The Wildfowl and Wetlands Trust y creador del International Waterfowl Research Bureau, que es un organismo internacional para el estudio de las aves acuáticas, escribió: “Como recurso natural, las aves acuáticas deben considerarse una cosecha legítima y cazar es la manera tradicional de recogerla. Sólo hemos de asegurar que siga habiendo cosecha para poder recolectar”.

Scott, hijo del famoso Capitán Scott, explorador de la Antártida, fue uno de los fundadores en 1961; fue presidente honorario del Consejo Internacional del World Wide Fund for Nature (WWF) y presidió la Comisión de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) durante 18 años. Cuando redactó aquel párrafo vivía en un faro de la costa nororiental de Inglaterra, siempre cerca de las aves acuáticas, y por entonces no habían aflorado problemas tan serios como el de la contaminación del agua o los drenajes masivos. Pero su tesis entrañaba una realidad: la propiedad privada y las actividades de ella derivadas, como el aprovechamiento de los recursos naturales, no tienen por qué ser nocivos para la conservación. Asegurar que siga habiendo cosecha para poder recolectar es una forma de expresar lo que se ha hecho a lo largo de generaciones por parte de la propiedad privada en el mantenimiento de vastos espacios naturales que han devenido luego en zonas protegidas dedicadas a la conservación bajo la tutela de la Administración estatal o autonómica.

Es por tanto conveniente y justo reconocer el papel jugado por ciertos aprovechamientos como la caza en la salvaguarda de estos espacios, actuando como una auténtica herramienta útil en la difícil tarea de su preservación. No es algo que guste admitir siempre en muchos sectores de la sociedad, pero puede afirmarse con rotundidad que la caza en Andalucía ha servido para disminuir o retrasar la desaparición de muchos humedales. Un ejemplo claro de ello lo tenemos en nuestra maltratada Marisma. Mientras que los terrenos del complejo Doñana-Marismas fueron en su gran mayoría de propiedad privada, se mantuvieron intactos en base al aprovechamiento ordenado de sus recursos: caza, pesca, ganadería extensiva, carbón, leña, miel, piñones, etc. Algunos propietarios incluso protagonizaron valientes actuaciones frente a proyectos estatales de desecación y transformación. Sin embargo, cuando tras la declaración de Parque Nacional vino la desprivatización más o menos forzada, los habitantes de los pueblos vecinos la interpretaron como un pasaporte para la libre invasión de las fincas e introdujeron su ganado sin oposición ni control por parte de los gestores de aquel espacio. Fue exactamente lo que nunca debió ocurrir. Ya no se cazaba pero el furtivismo llegó a constituir un serio problema. La pesca ilegal del cangrejo americano supuso la muerte de más de 50.000 crías de aves acuáticas en las nasas por año, según estimaciones del entonces Conservador del Parque, entre ellas ejemplares de especies amenazadas, como la cerceta pardilla o la focha moruna. El ganado, en número incontrolado, comenzó a dañar la vegetación, destruyó colonias enteras de aves acuáticas por efecto del pisoteo y, por si fuera poco, al no efectuarse sobre las reses ningún control veterinario, transmitió la tuberculosis a los gamos y de éstos pasó a su predador, el lince, cuya población era lo único que necesitaba tras la aparición de la neumonía vírica que acabó con los conejos. Una vez más comprobamos lo que nos había dicho siempre Tono Valverde, quien fuera fundador de la Estación Biológica e inspirador del Parque Nacional: “todas las escopetas juntas del entorno marismeño hacen menos daño a las poblaciones de aves acuáticas que la apertura incontrolada de una compuerta, la derivación de un cauce o la fumigación del arrozal”.

3. GESTIÓN DE LA CAZA Y CONSERVACIÓN

La utilización de la cosecha natural de una zona húmeda ha de llevarse a cabo con el mismo criterio básico con que se lleva un huerto familiar. En éste, una parte de la producción de lechugas se destina al consumo, el excedente es aprovechado por el ganado y una tercera porción de la producción se emplea para obtener las semillas que asegurarán la continuidad de la cosecha en el próximo año.

Pero este criterio de aprovechamiento es aplicable una vez se ha conseguido que haya cosecha. Cuando se pueden establecer grandes áreas protegidas, la Naturaleza puede cuidar de sí misma y el único manejo necesario es aquel que está encaminado a controlar el impacto humano en la zona reservada. En la gran mayoría de las zonas húmedas, el hombre ha ejercido tan profunda influencia a través de actuaciones tales como drenaje y roturación de tierras, que el ecosistema se ha visto seriamente afectado. La flora y la fauna han sido transformadas, muchas especies han desaparecido y otras han sido introducidas, procedentes de sistemas distintos. Aunque la primera y primordial medida de intervención en estos casos debe ser la encaminada a conservar los relictos naturales existentes, el manejo se hace necesario para reparar el daño causado, para detener e invertir el proceso de desaparición de los humedales afectados o para crear otros nuevos a partir de actuaciones humanas relacionadas con otras actividades.

En Norteamérica, los mejores ejemplos de recuperación y fomento de la caza acuática están protagonizados por la sociedad Ducks Unlimited, de carácter privado y con más de 400.000 miembros, en su mayor parte cazadores. Su objetivo principal es la regeneración de las zonas húmedas y el control de los niveles de agua adecuados para la caza. Desde su fundación en 1937 hasta 1987 realizó, con fondos privados de sus miembros, más de 1.500 proyectos de control y manejo de aguas y regeneró más de un millón de hectáreas de humedales para las aves acuáticas. Pero estas áreas recuperadas para la vida salvaje han servido como hábitat no sólo para las especies cazables de patos y gansos sino para un total de 250 especies de aves, 60 de mamíferos y 19 de peces.

Quizás sea la Camarga, esa región de marismas de la boca del Ródano, en el sureste de Francia, el ejemplo más cercano de una intervención humana multipropósito para la racional explotación de una zona húmeda. Allí, la caza ha constituido un tradicional y bien explotado recurso. Pero junto a ello, en Camarga se da la cría del ganado caballar y vacuno, la pesca de diversas especies, el cultivo del arroz, la explotación salinera y la investigación biológica. Todo ello a veces en enclaves separados pero siempre dentro de los límites de ese sistema húmedo que forma la desembocadura del río. Los intereses de la caza han reivindicado un lugar y un puesto decisivos en este complejo acuático, con un acoplamiento satisfactorio en todos los sectores. El agua que circula por canales, esteros y lagunas camargueses, es manejada por el hombre. Pero este manejo se ciñe a un criterio equitativo para combinar satisfactoriamente todos los objetivos de la región, entre ellos la caza.

Actualmente en Andalucía se pueden cazar un total de once especies de aves acuáticas: ocho de patos, una de ganso, la focha común y la agachadiza común. Algunas de ellas son residentes como el pato real y la focha, el porrón común o el friso; sin embargo la mayoría de ellas, o bien son invernantes (ánsar común, agachadiza, pato cuchara, silbón, rabudo, etc.) o bien crían en cantidad poco significativa; a las poblaciones locales se les suma en invierno una gran cantidad de aves migradoras de la misma especie pero de localidades centro o norteeuropeas. Muchos de estos ejemplares migrantes pueden usar nuestros humedales temporalmente y luego continuar en sus desplazamientos. Todos ellos constituyen un importante activo cinegético que se puede incentivar con el manejo adecuado de las zonas húmedas.



Agachadiza común.

Casi sin excepción, la primera medida a adoptar para la gestión adecuada de un espacio húmedo con el propósito de su mejora o recuperación, deberá ser la de constatar el régimen hídrico existente y determinar qué actuaciones serán necesarias para crear o mantener las condiciones deseadas. Por ello la posibilidad de manipular los niveles de agua resulta de primerísima importancia, no sólo para establecer las condiciones adecuadas para una especie o grupo de ellas, sino también para asegurar los ciclos naturales en espacios alterados por el hombre. En zonas húmedas cuyos ciclos naturales de inundación y sequía han sido interrumpidos, el control de los niveles puede volver a restablecerlos.

Muchos humedales, especialmente los estuarios, reciben una importante cantidad de residuos de diversos tipos, generado por el hombre y que se disuelven en el agua; es lo que conocemos como contaminación del medio acuático. Su efecto sobre las especies de caza varía considerablemente según qué producto se trate, qué concentración sea vertida, en qué época del año, en qué condiciones ambientales, etc. Adoptar medidas para prevenir estos efectos es vital en cualquier programa de manejo de zonas húmedas. Lo que es claro es que cualquier técnico cinegético deberá tener muy presente la calidad del agua en el medio que se pretende gestionar.

Aparte de la caza, otros usos tradicionales han demostrado ser compatibles con la conservación de los sistemas; la pesca es uno de ellos. En las Marismas del Guadalquivir el aprovechamiento de mújiles y anguilas constituyó históricamente una renta añadida a la propiedad. Sin embargo la introducción del cangrejo americano, y posteriormente su pesca, trajo consecuencias muy negativas para las poblaciones de aves acuáticas y para los peces autóctonos. Aquí el gestor juega un papel fundamental a la hora de controlar esos aprovechamientos y la introducción de especies foráneas en el sistema.

Por su parte, la utilización de los pastos por el ganado no tiene por qué ser negativa para los intereses de la caza en los humedales. Muy al contrario, en algunos casos, la presencia del ganado favorece a especies de aves acuáticas que aprovechan los residuos vegetales arrancados por las reses o se alimentan de invertebrados que viven sobre el estiércol producido por aquellas.

Igualmente, la gestión de una zona húmeda debe abarcar la vigilancia de otras actividades, bien recreativas, como puede ser la práctica de deportes náuticos o la pesca deportiva, o incluso la investigación científica. Aún sin pretenderlo, hay casos en que estas actividades producen perturbaciones de consecuencias graves para la reproducción de las aves acuáticas.

El control de los predadores no suele ser necesario en los espacios bien conservados, como se ha mencionado antes. Sin embargo las alteraciones producidas por el hombre pueden traer un desequilibrio entre las poblaciones de predadores y presas que hacen necesaria la intervención para restituirlo. La introducción de especies exóticas en el humedal, como el citado caso del cangrejo americano, el black-bass o el mismo visón americano, tiende a desestabilizar las poblaciones de especies autóctonas y por ello debe evitarse a toda costa.

Puede decirse que el manejo adecuado de las zonas húmedas con el objetivo de potenciar las especies cinegéticas, no sólo redundará en beneficio de estas especies sino que favorece a las otras y contribuye a la conservación de todo el sistema ecológico.

4. POTENCIAL DE LOS HUMEDALES ANDALUCES

Andalucía es una de las pocas regiones mediterráneas que aún cuenta con un importante número de humedales. Un inventario llevado a cabo en los años 80' del siglo pasado, enumera 506 de cierta entidad y de muy diversos tipos: salinas, marismas, pantanos, lagunas, etc., situados principalmente en las provincias occidentales. Son de suma importancia no sólo para las aves acuáticas residentes sino para un gran número de aves migratorias que los utilizan como estaciones de paso. En general están sometidos a fuertes periodos de sequía durante el verano y tradicionalmente han soportado una fuerte presión negativa por parte de las actividades humanas. Su potencial como hábitat para especies cinegéticas está infravalorado en gran medida, y por tanto sus posibilidades a este respecto, sin explotar aún.

En una época reciente se han ido construyendo muchos depósitos colectores de agua de escorrentía para utilizarla luego en el regadío y se han represado pequeñas corrientes para abastecer tanto al ganado como a las especies de caza mayor. Está demostrado que con una mínima intervención en estos pantanos, charcas y depósitos, se obtienen grandes resultados en la cosecha de caza. En Gran Bretaña se ha hecho con las graveras y a partir de ello se ha desarrollado una práctica nacional de fomento del ánade real, principalmente, como especie de caza en estos espacios de nueva creación.

Hay muchas y variadas técnicas para la mejora de la caza en humedales artificiales, y la experiencia enseña que cualquier iniciativa a este respecto produce resultados muy compensatorios. Algo tan simple como añadir paja al fondo de una gravera de reciente excavación, facilita la creación de una capa de materia orgánica que impermeabiliza el fondo y genera productividad biológica para sustentar las fuentes de alimento y permitir la cría de las aves acuáticas.



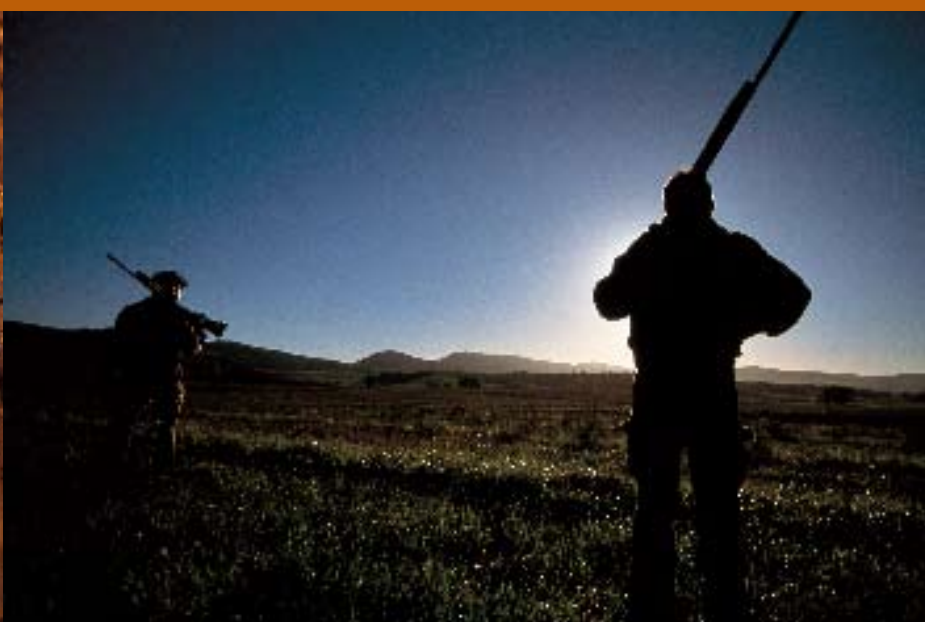
Ánade azulón.

En Inglaterra, en el condado de Norfolk, se ha comprobado cómo una gravera situada a un par de kilómetros de la costa, donde existen marismas mareales, puede atraer a gran número de patos residentes e invernantes por el simple procedimiento de cebarla con grano de cereal. De esta manera, en una superficie inferior a media hectárea, se pueden cazar con frecuencia a lo largo de la temporada, patos reales, frisos y cercetas que acuden cada tarde a la pequeña charca.

A la hora de represar un arroyo o una gavia de desagüe para almacenar agua para el riego o para el ganado, se pueden proyectar zonas de poca profundidad para los patos esencialmente nadadores y se deben dejar espacios emergidos, como islas, para facilitar lugares de cría.

Pero cualquier actividad encaminada a potenciar las posibilidades cinegéticas de una zona húmeda, bien sea de origen natural o de creación artificial, debe contar con la concienciación y el convencimiento de su necesidad por parte de los propietarios o titulares del enclave y de las autoridades administrativas regionales y locales responsables del medio ambiente. No olvidemos que esta práctica tiene muchos y notables precedentes en otros países y que por tanto el camino está marcado.





LA GESTIÓN EN ECOSISTEMAS ANDALUCES | **CAZA Y CONSERVACIÓN**

Mario Sáenz de Buruaga.

1. CAZA Y CONSERVACIÓN

Vivimos sin lugar a dudas un momento de eslóganes, y la publicidad es un escenario desde el que nos intentan seducir con una frase, sea para comer, vestir o alimentarse. La asunción de un lema no tiene por qué conllevar mayor compromiso que decir éso, que se está de acuerdo con él, y así, hacerlo de uno mismo puede ser asunto de un día o de un calentón más o menos reposado. Hay lemas que son de cajón, sencillos para identificarnos con ellos; por ejemplo, No a la Guerra: hay que ser muy bélico o sencillamente imbécil para confesar gusto por la bomba y la metralla. Sin embargo decir que los que no se colocan este lema con la chapa en la solapa están a favor de matar a la población de Bagdad sería cuando menos una osadía inasumible. La pancarta no es siempre sencilla, no lo es al menos el debate que puede suscitar, y lo contrario suele buscar el aplauso fácil. La caza es una actividad bastante fiscalizada por la opinión pública de tal forma que es muy frecuente que quien no es cazador no sea indiferente sino que si se le pregunta al respecto de qué le parece esta actividad contestará que es más bien "anticaza". Curiosamente el posicionamiento de estas personas hacia agresiones directas como son el uso de pesticidas en el campo, las concentraciones parcelarias al uso de las sufridas en los últimos años, el acortamiento de los ciclos de las especies cultivadas mediante ingeniería genética... es aquí de indiferencia, generalmente por ignorarlas, o simplemente por no considerarlas un importante factor de amenaza para espacios y especies. Valgan entonces estas palabras para introducirnos en la reflexión acerca de la caza y la conservación, torpemente resumida por el eslogan "sí a la caza" o "no a la caza".

Las dos últimas décadas del siglo XX han supuesto en los países más industrializados del planeta una etapa en la que la conciencia de la conservación de la Naturaleza se ha impuesto como una de las prioridades futuras, al menos en las tribunas y compromisos ambientales, en el modelo de crecimiento y desarrollo de aquellos. Pero es precisamente en estos países donde la riqueza generada ha despreciado habitualmente el respeto al marco natural, a su conservación, habiendo sido ya muchas las consecuencias que este maltrato ha generado en cuanto a la degradación de la calidad de vida, y lo que es más preocupante, en cuanto a suponer un riesgo real, e inmediato ya en algunos casos, para poder seguir viviendo bajo los miopes condicionantes económicos que en tantos aspectos sustentan, sólo a corto plazo, un desarrollo digno.

Quizá sea pecar de euforia o de ingenuidad si asignamos de forma general a la sociedad esa nueva conciencia ambiental, ya que es verdad que queda lejos aún el momento en que todos y cada uno de los pilares que edifican el desarrollo urbano y rural estén presididos por el exitoso término de la sostenibilidad. Pero no sólo por querer ser optimistas sino por mera confianza en la inteligencia del ser humano, podemos afirmar que la base para aplicar los fundamentos del desarrollo sostenible está, en estos países (los que por otra parte más responsabilidad tienen en ello ante los impactos ocasionados y en virtud de su estatus económico) cuajando progresivamente, al menos con mucha más fuerza y rapidez que lo hiciera hace diez o quince años.

Las inercias y reivindicaciones en estas geografías más ricas, para que las horas de vida laboral vayan irreversiblemente decreciendo en favor de las dedicadas al ocio y a las relaciones humanas en el sentido más amplio del término, van a seguir consolidando un hecho ya muy contrastado en los últimos años: el que los ciudadanos encuentren en el medio natural uno de los mayores atractivos para su reposo, serenidad y disfrute.

Bajo estas dos premisas indicadas y que podríamos simplificar en dos términos, conservación y ocio, hay actividades entroncadas desde siempre en la Naturaleza que tienen que demostrar, más que nunca en estos inicios del siglo XXI, que son acordes con esa nueva conciencia ambiental. Sin duda, una de estas actividades, quizá la más importante a tenor de la entidad numérica, social, económica, legal... que moviliza, es la caza.

La caza aprovecha una parcela de los recursos naturales y como tal está obligada legal y moralmente a practicarse bajo el denominador de la planificación, de una gestión que implique, antes que nada, la conservación de ese recurso y del hábitat del y en el que vive. La caza es, en estos países a los que venimos refiriéndonos, una actividad lúdica, muy alejada ya de lo que significó antaño como fuente alimenticia, motivo que le diera su origen hace miles de años y que ha supuesto, incluso hasta bien entrado el siglo XX, una parte importante del objetivo de la caza contemporánea en algunas latitudes de Europa occidental.

Actualmente, la práctica venatoria se ve enmarcada por argumentos muy diversos: sociales, económicos, ecológicos, recreativos... y no todos son ni mucho menos comprendidos en una sociedad que concluye a menudo que una actividad donde la muerte del animal es el final del lance, no puede por menos ser repudiada. Debemos estar de acuerdo en que este diagnóstico suele ser muy romo, y que responde más a una gran deficiencia de información e incluso de formación que a otra cosa, pero no es menos cierto que este rechazo que la caza suscita en ciertos sectores de la sociedad debe ser encauzado en cierta forma como lupa hacia la propia actividad.

La mayor parte de los cazadores pensarán, al menos debieran hacerlo, que la caza, gestionada con criterios sostenibles, es una actividad que se entronca con el aprovechamiento racional de los recursos naturales, y que incluso puede promover la conservación de lo aprovechado y de su entorno. Dentro de estos últimos, los hay que, acertadamente, creen que esas frases son huecas o se vacían si no van más allá de un mero ejercicio oral. Entre los no partidarios de la caza, hay quienes no se amoldarán a una sola explicación de las que intentan argumentar el por qué se puede cazar y en qué condiciones, y no lo harán por el mero hecho de que es el propio lance cinegético lo que rechazan; esta posición se puede incluso entender, otra cosa es si sus defensores militan en la reprochable agresividad e intolerancia que algunos exteriorizan ante los cazadores. Y es aquí donde abunda la miopía en muchas acusaciones hacia lo venatorio y donde éstas pecan de inercia por lo vulnerable que la actividad tiene (recordemos por ejemplo al respecto los mensajes anti-caza directos o subliminales que tan frecuentemente se arrojan desde televisión, cine, escuelas...).

El cazador del siglo XXI no tiene por qué cazar con sentido de culpabilidad, la que muchos detractores de la caza quieren adjudicarle, pero no por ello el esfuerzo en explicar o justificar esta actividad debe ser traducido como un peaje, como una forma de asumir pecado alguno, y sí más bien como una manera de explicar con hechos el compromiso del gremio por una caza moderna, por una caza donde es sólo el conocimiento de las especies y sus hábitat, y la prioridad de la conservación de ambos, la que debe marcar la planificación de cualquier extracción.

La caza es un mundo complejo porque son muchas las relaciones que mantiene no sólo con el medio natural sino con otros sectores económicos y sociales que están arraigados en aquel o que poseen sus expectativas en el mismo. La agricultura, la ganadería y la producción forestal como sectores primarios, y otros originados en los últimos años y con clara proyección en el futuro como son el senderismo, el ala delta, los paseos a caballo, la bicicleta de montaña... dependen del medio para su desarrollo, y muchos deberán ser los esfuerzos a realizar para conseguir convergencia de todos ellos en el espacio y en el tiempo. Dentro de estas actividades la caza se torna como la que más tejido social y económico arrastra, y es ya una realidad el que, a tenor de las nuevas políticas agrarias comunitarias y de la mala demografía rural española, la renta cinegética ha sustituido a la agraria en algunas latitudes y en todo caso supone un complemento muy importante de la economía local en muchos pueblos españoles.

Por ello desde luego, y por lo que significa aprovechar un recurso natural, los inicios del siglo XXI deben marcar, ya lo están haciendo en buena medida, el que la caza se ejerza desde la planificación, desde el conocimiento, desde la ética y desde el compromiso con la conservación; en definitiva desde la aplicación de lo que hemos venido en llamar las Buenas Prácticas Cinegéticas que no son sino cazar bajo la aplicación de los fundamentos de la planificación, correcta gestión y compromiso con la conservación, fundamentos que se erigen básicos en el pasaporte hacia lo que inspira la Certificación de Calidad de Caza, un marchio europeo que avale esas prácticas.

Así es, la concepción actual de la caza, entendida como aprovechamiento sostenible de ciertas especies de la fauna silvestre, tiene poco que ver con la explotación irracional de los recursos o con una actividad exclusivamente extractiva regulada por el mercado y la ley de la oferta y la demanda. Hablar hoy de caza es poner medios técnicos a disposición del análisis de poblaciones y ecosistemas, de economía y empleo ligados a los equipamientos e infraestructuras, de una actividad deportiva y de ocio, de, en fin, un hecho social y cultural, un conjunto de interacciones que descansan sobre unas especies y unos medios cuya conservación y mejora son, como parece evidente, el objetivo prioritario de la gestión cinegética.

La Estrategia Española para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica así lo reconoce, señalando al aprovechamiento cinegético como una actividad más de las que se desarrollan en el medio natural y que, como otras, tiene potencialmente efectos positivos y negativos sobre el mismo, siendo la gestión aplicada la que determina la verdadera sostenibilidad de la actividad. La filosofía inherente a todas estas actuaciones es la consideración de que la caza queda justificada cuando se ejerce de acuerdo con los considerandos del aprovechamiento sostenible, tal y como los enuncia la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza:

1. No reducir el potencial de uso futuro de la población objeto de explotación ni perjudicar su viabilidad.
2. Ser compatible con el mantenimiento y estabilidad a largo plazo de los ecosistemas en los que vive la especie.
3. No reducir el potencial de uso futuro ni amenazar la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de otras especies.

Para que esto sea factible el aprovechamiento debe basarse en:

- Información sobre la especie objeto de caza, el medio en el que vive, los usos actuales y futuros y los factores sociales y económicos que puedan afectarles.
- Un sistema de gestión que sea capaz de responder rápida y eficazmente al cambio de las condiciones o a la mejora de la información disponible.
- Incentivos económicos y sociales para los habitantes de las zonas en las que se realiza la explotación.
- Aplicar el principio de precaución y otros sistemas de seguridad para asegurar la conservación de las especies y los ecosistemas.

Mucho se ha hablado de la importancia económica y social de la caza en España y en Andalucía en particular, pero el discurso economicista debe completarse con la importancia de la actividad cinegética en la conservación de los usos tradicionales del medio rural, contribuyendo al mantenimiento del patrimonio cultural en el sentido más amplio de este término, y reservando un lugar relevante al papel de la caza en el mantenimiento y recuperación de los ecosistemas y especies.



Caza al salto.

Las especies de ungulados, caza mayor, atraviesan en general, en el ámbito peninsular y en el andaluz en particular, un momento demográfico muy próspero, y ello no es porque lo hayan hecho bien los cazadores, las Administraciones o los técnicos, sino que responde a la estructura que los montes españoles tienen después de los cambios acaecidos a lo largo de las tres últimas décadas: éxodo de la población rural hacia las urbes, especialmente en áreas de montaña, descenso de la ganadería extensiva, aprovechamiento de leñas casi testimonial, y en definitiva un menor trasiego que está enmarañando paulatinamente los montes, los cuales exhiben condiciones inmejorables, e impensables hace sólo 30 años, para albergar a estas especies. Así pues, y a expensas de discutir, ensalzar o denunciar los modelos de gestión llevados a cabo en este momento dulce para la caza mayor, lo cual es ya otro cantar, podemos decir que no ha habido en

*Mouflón.*

España desde hace dos o tres siglos tantos ciervos, corzos, gamos, jabalíes y cabras monteses como ahora. Para el gran público esta afirmación es, cuando menos, una grata sorpresa, máxime cuando las noticias de extinciones, de pérdidas de la biodiversidad, son moneda corriente.

Por el contrario y refiriéndonos a la caza menor en el panorama peninsular más global, para perdices, codornices y conejos (por indicar tres especies cinegéticas de gran importancia), las cosas son radicalmente distintas, o sea les va mal de verdad. La pregunta es inmediata, esta penuria ¿es culpa de la caza?, ¿qué parte de responsabilidad tienen en ella los cazadores? Pues seamos serios, hablando siempre en términos generales, decididamente la respuesta es no o muy limitada en comparación con otras causas. En estos momentos la caza no está siendo el factor decisivo para que haya más perdices o conejos; más correctamente si se quiere, la caza es un factor muy secundario en la responsabilidad que se detecta en cuanto a la escasez de aquéllas y de tantas otras especies en el agro andaluz. Repasar y analizar los resultados de muchos

estudios al respecto no le corresponde a este capítulo, pero después de haber leído este Manual estaremos de acuerdo en que la diana hacia la que hay que apuntar para buscar responsabilidad de la penuria cinegética de la menor la comparten esencialmente las actividades, usos, inercias y vicios que consentimos y promovemos en cuanto a la destrucción, alteración y envenenamiento del hábitat. Y aquí, entonces, la pancarta aquella del principio a la que aludíamos se nos complica. ¿Por qué no decir No al Uso masivo de los Pesticidas?, ¿y No al Abuso de Fertilizantes?, ¿y No a la Destrucción de Ribazos y Linderos?, o ¿por qué No al Regadío Generalizado?, ¿y No a la Recogida Inmediata de Rastrojos después de la Cosecha? Está claro que ante estas preguntas y muchas otras en esta línea que pueden plantearse, el problema se escora esencialmente hacia los modelos de desarrollo agrícola y de consumo que hemos implantado. Y digámoslo, para esta exigencia, para personarse como acusación en estos marcos tan, éstos sí, tradicionalmente asumidos, no se encuentran muchos aliados. Es la sangre del perdigón la que revienta las retinas, y se puede entender, pero hay que saber que la muerte masiva y anónima para alas y dientes viaja fundamentalmente escondida en el aire, en el agua, en el suelo.

Un cazador debería dejar de cazar inmediatamente cuando los censos o el éxito de la reproducción de las especies no lo permiten, y si no lo hace de oficio debería prohibirse y denunciarse el quebranto de la norma. Pero quedarse exclusivamente en este lógico planteamiento supone una comodidad inadmisiblemente actual ya que las verdaderas causas, las más importantes, que impiden conservar a estas poblaciones, están en las condiciones del hábitat, en su estructura, en la imposibilidad de completar todas las fases del ciclo biológico, en la densidad de los predadores generalistas, en el estado sanitario... La mayor parte de las consignas, aún cuando no se compartan, son legítimas, y que sean declamadas y exteriorizadas es lógico. Ahora, lo que a uno le gustaría es que cuando hay razones y criterios para ser discutidos y valorados, la cerrazón del coloquio no sea en banda por parte de nadie, y más aún, sería saludable que si ese lema levanta ligeramente la epidermis del debate y encuentra debajo raíces profundas, complejas, verdaderas causas del tumor, no se abandone sino que se anime a seguir en el quirófano, esto es, acuñe eslóganes más atrevidos, más comprometidos, menos cómodos.

Los diez objetivos generales que contempla el Plan Andaluz de Caza y que este documento enumera como esenciales, supone trabajar decididamente en este marco de la caza y conservación, pero son todos los actores de la obra los que deben aportar su porción de compromiso con aquellos. Los objetivos finales de cazadores y conservacionistas, dejando de lado a la parte integrista de ambos colectivos que nada aportan al debate constructivo, son básicamente los mismos, y únicamente cabe apostar por que los medios para conseguirlos sean compatibles con otros intereses sectoriales y que éstos lo sean, claro está y a su vez, con el objetivo global de conservación y aprovechamiento sostenible de la fauna silvestre.



