

Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus*)
y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*)

Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus*) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*)



Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus*) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*)

Alfonso San Miguel Ayanz¹ (Coordinador)

Autores:

Sandra Agudín Menéndez²; Paloma Garzón Heydt²; Francisco Guil Celada²; Javier Inogés García²; Fernando Silvestre Barrio²; Luis Mariano González García³; Francisco M^a García Domínguez³; Mariana Fernández Olalla¹; María Martínez Jaúregui¹; Jaime Muñoz Igualada¹; Carlos Rodríguez Vigal¹; Fernando Alda Pons⁴; Ignacio Doadrio Villarejo⁴; Mauro Hernández Segovia⁵

El presente manual se ha elaborado en el marco del proyecto LIFE/NAT/E/8617 "Conservación del Lince ibérico en Montes de Toledo-Guadalupe", realizado por la Fundación CBD-Habitat en colaboración con la E.T.S.I. de Montes de Madrid, el Museo Nacional de Ciencias Naturales y el Laboratorio Forense de Fauna Silvestre. El proyecto ha contado con la contribución financiera de la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, la Obra Social de Caja Madrid, Euronatur, Puleva, Fedenca, el Canal Caza y Pesca y La Almoraima. En su ejecución ha contado con la asistencia y apoyo de la Dirección General de Medio Natural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.



1 Departamento Silvopascicultura, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040 Madrid.

2 Fundación CBD-Habitat. C/ Nieremberg, 8, Bajo A. 28002. Madrid.

3 Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Gran Vía de San Francisco, 4. 28005 Madrid.

4 Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. C/ José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid.

5 Laboratorio Forense de Vida Silvestre. Edificio ALBA. C/ Rosa de Lima, 1. 28290 Las Matas (Madrid).

Publicación patrocinada por



Con la colaboración de:



Ilustraciones: Esther Merchán (2004).

CITA RECOMENDADA: San Miguel (Coord.). 2006. 1ª reimp.
Manual para la gestión del hábitat el lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck)
y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.).
Fundación CBD-Habitat. Madrid.

2006. 1ª Reimpresión

EDITA: Fundación CBD-Habitat.

ISBN: 978-84-69062-04-3.

Depósito Legal: M-25.903-2007

Imprime: Método Gráfico, SL.

Índice

1. INTRODUCCIÓN.....	9
2. EL LINCE IBÉRICO (LYNX PARDINUS TEMMINCK, 1827). ASPECTOS BÁSICOS DE SU BIOLOGÍA	15
2.1. Introducción	17
2.2. Taxonomía y distribución.....	17
2.3. Biología	19
2.3.1. Morfología. Señales de su presencia	19
2.3.2. Alimentación. Relaciones con otros predadores.....	20
2.3.3. Territorialidad.....	23
2.3.4. Reproducción	24
2.3.5. Dispersión	25
2.3.6. Dinámica de poblaciones y estrategias de reproducción de la especie	27
3. EL HÁBITAT DEL LINCE IBÉRICO	29
3.1. Introducción	31
3.2. Clima.....	33
3.3. Topografía, litología y suelo	34
3.4. Agua	36
3.5. Vegetación.....	37
3.5.1. Vegetación potencial.....	37
3.5.2. Vegetación real	39
3.6. Fauna.....	44
3.7. Infraestructuras	45
3.8. Actividad humana.....	46
4. EL CONEJO DE MONTE: LA PRESA PRINCIPAL DEL LINCE IBÉRICO	47
4.1. Introducción	49
4.2. Taxonomía y distribución	50
4.3. Morfología.....	51
4.4. Ecología	52

4.5. Utilización del territorio. Los vivares	54
4.6. Alimentación	57
4.7. Reproducción. Dinámica poblacional	60
4.8. Métodos de estimación de la abundancia de conejos	63
5. EL MARCO LEGAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO	67
5.1. Antecedentes históricos	69
5.2. El lince ibérico en la legislación internacional	71
5.2.1. Convenio CITES	71
5.2.2. El Libro Rojo de la UICN	71
5.3. El lince ibérico en la legislación europea	72
5.3.1. Convenio de Berna	72
5.3.2. Directiva 92/43/CEE. Red Natura 2000	72
5.4. El lince ibérico en la legislación española.....	76
5.4.1. Normativa vigente	76
5.4.1.1. Ley de Conservación de la Naturaleza y la Fauna y Flora Silvestres	76
5.4.1.2. Real Decreto 439/90	77
5.4.1.3. Estrategia Nacional para la Conservación del lince ibé- rico	78
5.4.1.2. Planes de recuperación	79
5.4.2. Normativa futura	81
5.4.2.1. Borrador de la nueva Estrategia Nacional para la Con- servación del lince ibérico.....	81
5.4.2.2. Anteproyecto de Ley del Patrimonio Natural y Biodi- versidad	84
5.4.3. Acuerdos de colaboración con fincas privadas.....	87
6. LA GESTIÓN DEL HÁBITAT DEL LINCE IBÉRICO	89
6.1. Introducción	91
6.2. Gestión de masas arboladas: selvicultura	91
6.2.1. Introducción. Tipos de tratamientos	91
6.2.2. Tratamientos de regeneración	93
6.2.2.1. Montes altos de frondosas	93
6.2.2.2. Montes bajos de frondosas.....	97
6.2.2.3. Plantaciones de coníferas	100
6.2.3. Tratamientos intermedios o de mejora	101
6.2.3.1. Frondosas	101
6.2.3.2. Coníferas.....	101
6.2.4. Tratamientos derivados.....	104
6.2.4.1. Poda	104
6.2.4.2. Descorche	107
6.3. Gestión de matorrales y arbustedos: fruticicultura.....	109

6.3.1. Tipología y características generales	109
6.3.2. Mantenimiento de estructura en mosaico.....	113
6.3.3. Desbroces	113
6.3.4. Repoblación con especies arbustivas o subarbustivas	117
6.4. Gestión de pastos herbáceos: pascicultura.....	118
6.5. Gestión de cultivos: agricultura.....	124
6.6. Gestión del suelo.....	127
6.7. Gestión del agua	129
6.8. Infraestructuras	132
7. FOMENTO DE LAS POBLACIONES DE CONEJO DE MONTE	133
7.1. Introducción	135
7.1.1. Poblaciones cazables (con densidad alta).....	137
7.1.2. Poblaciones eventualmente cazables (con densidad media)	138
7.1.3. Poblaciones no cazables (con densidad baja)	139
7.2. Gestión de poblaciones de alta densidad (cazables)	140
7.2.1. Introducción.....	140
7.2.2. Protección de vivares naturales y fomento de refugio para el conejo.....	141
7.2.3. Instalación, mantenimiento y mejora de puntos de agua	145
7.2.4. Instalación y mantenimiento de comederos artificiales para el conejo.....	147
7.2.5. Control epidemiológico de las poblaciones: vacunación de poblaciones naturales y desparasitación de madrigueras	151
7.2.6. Translocaciones dentro del mismo coto (captura y suelta)	152
7.3. Gestión de poblaciones de densidad media (eventualmente cazables) ..	153
7.3.1. Introducción.....	153
7.3.2. Construcción de refugios artificiales	154
7.3.3. Descripción de la tipología de refugios empleados.....	157
7.3.3.1. Refugios superficiales.....	158
7.3.3.2. Refugios subterráneos	164
7.4. Gestión de poblaciones no cazables	169
7.4.1. Consideraciones generales.....	169
7.4.2. Repoblaciones con cercado permanente	173
7.4.3. Repoblaciones abiertas.....	176
7.4.4. Principios de manejo enfocados a repoblación	179
7.4.5. Transporte y cuarentena de conejos	181
7.4.6. El manejo	184
7.4.7. La suelta de los conejos en el campo.....	185
7.4.8. Evaluación de las repoblaciones con conejos	187
8. GESTIÓN CINEGÉTICA.....	189
8.1. Introducción	191
8.2. Caza menor	192

8.3. Caza mayor	196
8.4. Control de predadores generalistas.....	198
8.4.1. Introducción.....	198
8.4.2. Marco normativo	198
8.4.3. Métodos autorizados para la captura de zorros.....	201
8.4.4. El control de la predación por zorros.....	203
8.4.5. Perspectivas futuras.....	204
9. LA GESTIÓN GANADERA	207
9.1. Introducción	209
9.2. Efectos del ganado sobre el hábitat del lince	210
9.3. Pautas generales de gestión del ganado en el hábitat del lince ...	211
10. GESTIÓN GENÉTICA E INMUNOLÓGICA PARA EL MANEJO DE LAS TRASLOCACIONES Y REINTRODUCCIONES DE CONEJO (ORYCTOLA- GUS CUNICULUS L. 1758) EN ESPAÑA.....	215
10.1. Introducción	217
10.2. Revisión de conocimientos.....	218
10.2.1. Introducción.....	218
10.2.2. Origen del conejo	219
10.2.3. Importancia del conejo.....	220
10.2.4. Aspectos genéticos.....	222
10.2.5. Enfermedades	223
10.2.5.1. Mixomatosis.....	223
10.2.5.2. Enfermedad Hemorrágica Vírica del Conejo ...	224
10.3. Aportaciones del proyecto de investigación "Estudio genético e inmunológico del conejo silvestre: implicaciones epidemiológi- cas y poblacionales de las traslocaciones y reintroducciones"....	226
10.3.1. Aspectos genéticos.....	226
10.3.2. Estructura genética de la población de la Península Ibérica.....	226
10.3.3. Enfermedades	231
10.3.3.1. Mixomatosis.....	231
10.3.3.2. Enfermedad hemorrágica vírica	233
10.3.4. Correlación entre virus y hospedador	234
10.4. Recomendaciones de gestión genético-sanitarias	235
10.4.1. Nociones generales sobre vacunas y desparasitaciones..	235
10.4.2. Recomendaciones concretas en traslocaciones y reintro- ducciones de conejos	238
10.4.2.1. Traslocaciones dentro de un mismo coto.....	238
10.4.2.2. Reintroducciones	238
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	243

Capítulo 1



Introducción



Capítulo 1 INTRODUCCIÓN

Alfonso San Miguel

Tanto los especialistas en biología de la conservación como los seguidores de la denominada "deep ecology" (Naess, 1984) afirman que sería injusto establecer diferencias o prioridades en la conservación de especies amenazadas. Para justificarlo se apoyan en diversos argumentos. Por una parte, alegan que no hay ética que justifique comportamientos diferenciales porque tampoco hay diferencias ontológicas entre las especies (Ramos, 1993; Sosa, 1994). Por otra, mantienen que la conservación de una especie amenazada de extinción es importante no sólo por sí misma sino por su "telos", su finalidad dentro del ecosistema, que con frecuencia no se conoce con suficiente precisión.

Para ilustrar esa situación se ha recurrido con frecuencia a comparar la función de las especies de un ecosistema con la de los remaches de un avión o los tornillos de una máquina (Terradas, 2001; Delibes y Delibes, 2005): su intervención individual puede ser, o no, esencial para el sistema, pero su importancia se incrementa con la desaparición de algunas, y su pérdida colectiva produce irremisiblemente la catástrofe. Por eso, muchos especialistas critican, de forma clara o velada, el establecimiento o la utilización de especies emblemáticas desde el punto de vista de la conservación.

Ese es el caso del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827), que lo es, entre otras circunstancias, porque ostenta el triste privilegio de ser el félido más amenazado del mundo (Nowell y Jackson, 1996) y, desde principios de siglo, el único incluido por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2002) en la máxima categoría de amenaza: en peligro crítico. En todo caso, sea por su belleza física, por el empleo de su imagen como emblema de organizaciones conservacionistas, por su utilización con fines políticos o, incluso, como han puesto de manifiesto algunos autores, por sus rasgos faciales relativamente parecidos a los humanos, es indudable que el lince ibérico, como el oso panda gigante, es

no sólo una especie seriamente amenazada de extinción, sino también un emblema para la conservación de la naturaleza, un magnífico ejemplo de las denominadas "especie-bandera" (flag-species). Miguel Delibes de Castro (Delibes y Delibes, 2005) plantea un símil parecido y lo compara con el "abanderado" de un ejército. Probablemente su importancia real, como especie, no sea superior a la de otras menos famosas, o incluso desconocidas; sin embargo, su significado moral sí lo es, y su pérdida sería un golpe demoledor para el "ejército" de los que trabajan por la conservación de la biodiversidad.

Sin embargo, la conservación del lince ibérico no es sólo necesaria por su importancia ecosistémica o por cuestiones de tipo ético; también lo es por imperativo legal, porque existen numerosas normas de ámbito internacional, europeo, español y autonómico que nos obligan a conseguirla. Por todo ello, resulta innegable que la conservación del lince ibérico es un asunto prioritario; que tenemos la obligación interesada, ética y también legal, de hacer todo lo materialmente posible por evitar su extinción, y que hay que actuar de forma rápida y decidida, porque la situación es, como afirma la UICN, crítica.

Los argumentos anteriores llevaron a la Comisión Europea a tomar conciencia del problema y, en consecuencia, a aprobar varios Proyectos LIFE orientados a la conservación del lince ibérico a finales de la década de los 90, proyectos que proporcionaron resultados muy desiguales. De entre ellos, por la originalidad y valentía de sus planteamientos, conviene destacar el LIFE99/NAT/E/006336 "Conservación del Águila imperial, Buitre negro, Cigüeña negra y Lince ibérico", coordinado por la Fundación CBD-Hábitat y apoyado y cofinanciado por la Dirección General para la Conservación de la Biodiversidad, que presentó la novedad, casi mundial, de proponer actuaciones de conservación en fincas de propiedad particular mediante el establecimiento de convenios con sus propietarios.

A pesar de las dificultades iniciales, provocadas por la falta de experiencia de todos y la lógica desconfianza de los propietarios, arraigada en su tradicional distanciamiento de las Administraciones y las políticas conservacionistas –que a veces sólo han sabido responder a una larga y cuidadosa gestión con prohibiciones y limitaciones de uso–, los resultados fueron muy esperanzadores. Lo fueron, en primer lugar, por la buena participación de propietarios, que supuso, por sí misma, un avance muy considerable; de hecho, lo verdaderamente difícil de ese planteamiento innovador era empezar, porque luego, vencida la inercia inicial, y gracias al ejemplo, ha resultado relativamente fácil conseguir nuevos convenios en fincas de interés.

Pero además, el Proyecto consiguió resultados objetivos y cuantificados en mejoras de hábitat, crecimiento de censos e incremento del éxito reproductivo de las especies mencionadas (Fundación CBD-Hábitat, 2003). Por ello, en la siguiente convocatoria de Proyectos LIFE, la Comisión Europea decidió establecer una política de coordinación de esfuerzos, que llevó a la aprobación de otros dos Proyectos LIFE orientados a la conservación del lince ibérico: uno en Andalucía, liderado por la Junta de Andalucía y con participación de la Fundación CBD-Hábitat, WWF-Adena, la Federación Andaluza de Caza y otras Instituciones, y otro en

Castilla-La Mancha, coordinado por la Fundación CBD-Hábitat. Precisamente en el marco de éste último se asumió el compromiso de la elaboración del Manual que ahora se presenta. Como cabía esperar de la experiencia acumulada con los anteriores Proyectos LIFE, estos últimos han empezado a proporcionar frutos de cierta relevancia.

Es ilusionante el nacimiento de lince en el marco del programa de reproducción "ex situ" del lince ibérico, programa que costó demasiado tiempo y trabajo comenzar, pero que afortunadamente han iniciado con notable éxito la Junta de Andalucía y el Ministerio de Medio Ambiente. Sin embargo, es evidente que ese programa de conservación "ex situ" no es la solución al problema, sino solamente un "colchón", una garantía de que si no se consigue la conservación del lince ibérico en su hábitat la especie no desaparecerá.

La verdadera solución, que puede y debe estar complementada por la anterior, es la conservación del lince ibérico "in situ", en el campo, y para conseguirla es absolutamente imprescindible proporcionarle un hábitat adecuado, tanto en calidad y oferta de alimento como en extensión y en pasillos de conexión entre sus áreas de reproducción. No basta con proteger directamente al lince, con establecer prohibiciones o limitar el empleo de actividades que puedan resultar perjudiciales para él; es necesario, además, pasar a la gestión activa. Al fin y al cabo el lince ibérico es, en buena medida, el representante mediterráneo de su género: un lince más pequeño que el eurasiático, que se ha especializado en la caza del conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758) y que se ha adaptado perfectamente a un hábitat en mosaico modelado por la actividad antrópica.

En definitiva, en la situación actual, la conservación del lince "in situ" requiere una gestión activa, sustentada en el conocimiento científico de la biología de la especie, de sus presas y competidores, de sus causas de mortalidad y de la estructura y el funcionamiento de su hábitat, pero también de las técnicas necesarias para la gestión de ese hábitat y el aprovechamiento de sus recursos y servicios; una actividad complementaria de la biología de la conservación que podríamos denominar con propiedad Ingeniería para la conservación o Ingeniería de ecosistemas.

A ese tipo de actividad, orientada a la mejora de la calidad y la capacidad sustentadora del hábitat del lince ibérico, a su ampliación territorial y al establecimiento y mejora de los pasillos de conexión entre las áreas de reproducción (conectividad), se dedica este Manual.

Capítulo 2



El Lince Ibérico.
Aspectos básicos de su biología



Capítulo 2

EL LINCE IBÉRICO (*Lynx pardinus* Temminck, 1827). ASPECTOS BÁSICOS DE SU BIOLOGÍA

Alfonso San Miguel, Sandra Agudín y Fernando Silvestre

2.1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento de los aspectos básicos de la biología del lince ibérico resulta imprescindible para poder diseñar, con sólidos fundamentos, las medidas más adecuadas para la gestión de su hábitat. Por ello, aunque existe abundante información sobre el particular, hemos considerado conveniente dedicar el primer capítulo de este Manual a recopilar y sintetizar de forma específica la información que consideramos esencial para la consecución de ese objetivo.

2.2. TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN

El lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) es un felido de tamaño medio, cuyos machos adultos alcanzan, como media, unos 13 kg de peso, mientras que las hembras se sitúan en el entorno de los 9,5 (Rodríguez y Delibes, 1990; Beltrán y Delibes, 1993; Blanco, 1998; Rodríguez, 2002; Guzmán et al., 2005).



Figura 2.1. Lince ibérico adulto de Sierra Morena campeando.

El género *Lynx* comprende cuatro especies: dos americanas (*L. rufus* y *L. canadensis*) y dos eurasiáticas (*L. lynx* y *L. pardinus*), aunque existe una especie de aspecto parecido en África, el caracal (*Caracal caracal*), que no es un verdadero lince. Hasta hace relativamente poco se pensaba que el lince eurasiático, el más corpulento del género, y el ibérico, de tamaño medio, pertenecían a la misma especie. Sin embargo, estudios genéticos recientes han demostrado que son especies distintas, especies que han llegado a coexistir, al menos en parte, aunque sin hibridarse en el norte de España y el sur de Francia (Rodríguez y Delibes, 1990; Beltrán et al., 1996; García Perea, 1997; Blanco, 1998; Rodríguez, 2002; Palomares y Rodríguez, 2004).

De las dos, se ha afirmado que la más antigua, con diferencia, es el lince ibérico, que apareció hace unos 2,2 millones de años, a finales del Plioceno, cuando comenzó la expansión del clima y la vegetación mediterráneos en la Península Ibérica, mientras que el eurasiático lo hizo hace tan sólo 0,2 millones de años (Palomares y Rodríguez, 2004), en el Pleistoceno superior, coincidiendo con la glaciación Riss. Sin embargo, Johnson et al. (2004) afirman que la divergencia entre las dos especies de lince mencionadas y el canadiense (*L. canadensis*) se produjo, a partir de un ancestro común, hace 1,68 – 1,53 millones de años. En todo caso, parece que fue *Lynx lynx* el que, con su avance desde oriente hacia occidente a finales del Pleistoceno y en el Holoceno, y con ayuda de los cambios ecológicos producidos por sucesivas glaciaciones, fue reduciendo el área ocupada por el lince ibérico hasta relegarlo casi exclusivamente a la Península Ibérica.

Hasta mediados del siglo XIX la especie ocupaba prácticamente toda la Península (Graells, 1897). Sin embargo, desde entonces, su área se ha ido reduciendo a un ritmo creciente (Rodríguez y Delibes, 1990; Guzmán et al., 2005), y en la actualidad se limita a dos núcleos reproductores en la Sierra de Andujar y el entorno del Parque Nacional de Doñana y, probablemente, individuos aislados o pequeños grupos, más o menos divagantes, que podrían ocupar parte de sus antiguas áreas reproductivas en los Montes de Toledo, la cuenca del río Guadalmena y, quizás, algunas sierras andaluzas (Sevilla y Huelva), extremeñas (Monfragüe, Gata) y del suroeste de la Comunidad de Madrid (Guzmán et al., 2005; Fundación CBD-Hábitat, datos no publicados).

En definitiva, el lince ibérico es un lince eminentemente mediterráneo, de menor tamaño que el europeo, adaptado, al menos desde el Neolítico, a las profundas alteraciones que el hombre ha introducido en ese medio, y especializado en la predación sobre el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*), especie también ligada al hombre desde tiempo inmemorial. No es, por consiguiente, una especie netamente forestal, típica de bosques primarios, sino una perfectamente adaptada a los paisajes en mosaico, muchos modelados por el hombre, tan característicos de nuestro ambiente mediterráneo y que constituyen el hábitat de su principal presa: el conejo de monte (Rodríguez y Delibes, 1990; Palomares, 2001a).

De ese modo, los drásticos cambios de uso del suelo que, como consecuencia de la evolución social y económica, está sufriendo nuestro medio mediterráneo– intensificación en unos



casos y abandono de gestión en otros –están afectando negativamente a las poblaciones de conejo de monte y, por consiguiente, también a las de lince ibérico.

2.3. BIOLOGÍA

2.3.1. Morfología. Señales de su presencia

Como ya dijimos anteriormente, el lince ibérico es un félido de tamaño medio, con patas relativamente largas, cola muy corta (rabón) y con características patillas y pinceles faciales, más destacados en los adultos, que le confieren un aspecto inconfundible. Su pelaje es moteado, con fondo leonado y manchas negras, grandes o pequeñas, que responden a diversos tipos de diseño. Precisamente por ello, tanto el tamaño y la forma de las manchas como su distribución son características que se utilizan habitualmente para la identificación visual de los individuos, especialmente de los que aparecen en los muestreos realizados con trapeo fotográfico (Guzmán et al., 2005; Fundación CBD-Hábitat, datos no publicados).

Sus huellas son redondeadas, sin marcas de las uñas, como en la mayoría de los félidos (Figura 2.1), y también se utilizan para la detección de la presencia de linces en un territorio, aunque pueden llegar a confundirse con las del gato montés (*Felis sylvestris*). Las deyecciones, de forma cilíndrica y habitualmente con pelo y huesos de conejo, suelen aparecer en los bordes de caminos, a veces en grupos: letrinas (Figura 2.2).

Aunque su aspecto es relativamente parecido a las de gato montés, también se pueden utilizar para la detección de la presencia de la especie, e incluso para la identificación de individuos, mediante análisis de ADN.



Figuras 2.2. (izq) y 2.3. (der).- Las huellas de lince ibérico, redondeadas y sin marcas de uñas (izquierda), y sus deyecciones frescas, cilíndricas y casi siempre con pelo y huesos de conejo (derecha), son indicios que se utilizan con frecuencia para detectar la presencia de la especie.

2.3.2. Alimentación. Relación con otros predadores

Como muchos félidos, los lince son de carácter solitario y actividad preferentemente crepuscular. A pesar de su tamaño medio, el lince ibérico es un verdadero super-predador, especializado en la captura de conejos de monte que, según los estudio realizados sobre el tema (Delibes, 1980a, 1980b; Aymerich, 1982; Aldama et al., 1991; Aldama, 1993; Calzada y Palomares, 1996; Calzada, 2000; Rodríguez, 2002), constituyen, como media, el 80-90% de su dieta.

Cuando el lince ibérico captura un conejo, a veces lo transporta hasta un lugar que considera seguro y allí lo devora, empezando por la cabeza y dando la vuelta a la piel, que queda en el campo de ese modo, lo que también puede ser utilizado como evidencia de la presencia de lince (Figura 2.3). En general, el lince predica sobre conejos adultos, aunque, como es lógico, los jóvenes también forman parte de su dieta, especialmente durante su principal periodo de dispersión, a finales de primavera. De hecho, existen evidencias de que, durante toda su existencia, el lince ibérico ha co-evolucionado con el conejo de monte, adaptando tanto su peso, menor que el del lince eurasiático, como sus necesidades energéticas, equivalentes a un conejo adulto diario (unas 600 kcal), a la oferta de las poblaciones de ese lagomorfo en el ámbito mediterráneo (Aldama et al., 1991; Calzada, 2000). Precisamente por ese motivo, tanto el tamaño y la distribución de las áreas de campeo de los machos y las de reproducción de las hembras, como el éxito reproductivo de éstas últimas, dependen directa y estrechamente de la densidad poblacional del conejo de monte.

La densidad de conejo que se requiere para sustentar una población estable y reproductora de lince ibérico es de 1 conejo/ha en el momento de mínimo poblacional, en otoño, y 4-5 en el de máximo, a finales de primavera (Palomares et al., 2001). De ese modo, la drástica regresión de las poblaciones del lagomorfo, provocada por la aparición de la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica vírica, los cam-



Figura 2.4. Conejo devorado por un lince. Se puede observar que comienza por la cabeza y la piel queda vuelta.



bios de uso del suelo y el incremento relativo de la presión de los predadores y la caza, ha diezmado paralelamente las poblaciones de lince ibérico, colocándolo al borde de la extinción.

Aunque, como se ha expuesto, el lince ibérico es un predador especializado en el conejo de monte, de ello no se puede deducir que su presencia sea perjudicial para el lagomorfo. De hecho, sucede prácticamente lo contrario. Es verdad que un lince adulto consume, como media, un conejo de monte cada día, y dos o tres en el caso de hembras en periodo de lactación, pero también es verdad que se ha demostrado que el lince como súper depredador expulsa de su territorio a otros predadores generalistas, de territorios mucho menores y que con frecuencia predan sobre gazaperas y conejos jóvenes, con lo que sus efectos sobre las poblaciones de conejo de monte son mucho más perjudiciales (Valverde, 1963, 1967; Palomares et al., 1995; Fedriani et al., 1999; Palomares, 1999; Fundación CBD-Hábitat, 2006a, 2006b).

Por ello se puede afirmar que la presencia de lince favorece al conejo y otras especies de caza menor y, de ese modo, se crea una relación de mutua dependencia cuyo conocimiento resulta imprescindible para la conservación del félido. El lince ibérico necesita poblaciones abundantes de conejo de monte y, en la situación actual, el conejo de monte se ve beneficiado por la presencia del lince ibérico (Figura 2.4). Los trabajos desarrollados por la Fundación CBD-Hábitat (2006a, 2006b) han demostrado la importancia práctica de esa relación: por medio de diversos procedimientos, que serán descritos con posterioridad, se ha conseguido incrementar las poblaciones de conejo de monte en fincas donde sus densidades eran muy bajas por la abundancia de predadores generalistas, favorecidos por la ausencia de lince. El incremento de las poblaciones de conejo ha hecho posible la aparición natural del lince ibérico, y esa aparición ha provocado la reducción de las de predadores generalistas, lo que, a su vez, ha favorecido al conejo de monte y, consecuentemente, al lince ibérico, que ha empezado a reproducirse en la zona.

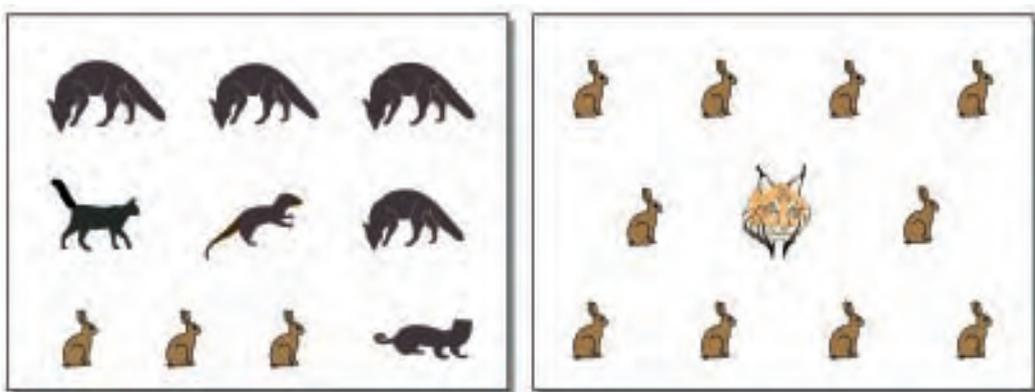


Figura 2.5. Gracias a su papel de súper-predador especializado, que desplaza de su territorio a otros carnívoros generalistas, de territorios menores, y por ello más abundantes, la presencia de lince favorece a las poblaciones de conejo y otras especies de caza menor.

A pesar de la estrecha relación existente entre lince ibérico y conejo de monte, cuando el lagomorfo es escaso, el lince también puede cazar otras presas, como micromamíferos, aves (perdices, palomas, y hasta ánsares en el entorno de Doñana) e, incluso ungulados (Rodríguez de la Fuente, 1970; Delibes, 1980a, 1980b; Aymerich, 1982; Aldama y Beltrán, 1991; Blanco, 1998). La predación sobre éstos últimos no es frecuente, pero tampoco excepcional. Se ha confirmado la predación del lince ibérico sobre ciervas y gabatos, a los que matan mediante un mordisco en la garganta e, incluso, sobre rayones de jabalí. Sin embargo, prefieren otros ungulados de menor tamaño, como gamos y muflones, especialmente hembras y crías. De hecho, en una de las fincas colaboradoras de la Fundación CBD-Hábitat, las hembras y jóvenes de muflón son presa frecuente en otoño en las áreas de campeo del lince. Sin embargo, es curioso, y puede responder a la experiencia acumulada durante milenios, que el lince no ataque generalmente a ovejas o cabras ni a sus crías, aunque sí ha llegado a hacerlo a conejos y aves de corral.

Cuando el lince ibérico caza un ungulado, después de ingerir parte de su cuerpo, lo coloca en una pequeña depresión y lo cubre, en la medida de lo posible, con arena y restos vegetales; luego, en días posteriores, vuelve a desenterrar el cuerpo y sigue consumiendo su presa, cuyos restos vuelve a enterrar en cada ocasión y defiende de otros predadores. Por ello, la posibilidad de compartir las presas sólo parece producirse cuando éstas son suficientemente grandes como para no poder ser consumidas por un único individuo.

Si la captura se produce cuando hay varios ejemplares de lince ibérico, primero come el macho y luego, cuando éste se ha saciado, puede permitir que también coma la hembra; si el grupo está constituido por una hembra con crías, primero come la hembra y luego, cuando ésta se ha saciado, permite que lo hagan las crías, generalmente de acuerdo con su escala jerárquica, lo que lleva a que, si las presas son escasas, la mortalidad de las crías sea alta y comience por las más pequeñas.

Los trabajos desarrollados por la Fundación CBD-Hábitat en el marco del Proyecto LIFE02/NAT/E/8609 han puesto de manifiesto la posibilidad de proporcionar alimento suplementario vivo al lince ibérico cuando éste es escaso de forma natural. Si la actuación se realiza de modo que esas presas no puedan ser capturadas por otros predadores generalistas, pero sí por el lince ibérico, la medida, que sólo debe tener carácter excepcional y realizarse en periodos de gran escasez de conejo de monte, puede mejorar el éxito reproductivo de la especie, reducir sensiblemente la mortalidad de las crías e, incluso, permite crear nuevas áreas de ocupación del lince ibérico en detrimento de las de otros predadores generalistas.

Para finalizar este apartado, destacaremos la importancia que los puntos de agua –ríos, arroyos, embalses, charcas– tienen para el lince ibérico, tanto para satisfacer sus necesidades hídricas como porque constituyen puntos obligados de concentración para sus presas y, por consiguiente, magníficos cazaderos para el félido, que los visita con frecuencia.



Figura 2.6. Hembra de lince ibérico con cría en su hábitat de Sierra Morena.

2.3.3. Territorialidad

El lince ibérico, como la mayoría de los félidos, defiende sus áreas de campeo tanto frente a otras especies de predadores como de individuos de su misma especie y sexo. A pesar de ello, las áreas de machos y hembras suelen solaparse. Las áreas de campeo de los linces adultos varían entre 3 km², en el caso de territorios excepcionalmente buenos desde el punto de vista de disponibilidad de presas, refugio y tranquilidad, hasta los 30 km², cuando el territorio presenta características mucho peores, pero todavía aptas para sustentar poblaciones estables de lince (Ferrerías et al., 1997; Blanco, 1998).

Las áreas de campeo de los machos suelen ser superiores a las de las hembras, pero son éstas últimas las más importantes desde la perspectiva de la gestión del hábitat para la conservación de la especie. Como ya se expuso anteriormente, las áreas reproductoras de las hembras de lince ibérico requieren densidades de conejo de monte que superen 1 individuo/ha en el momento de mínimo poblacional, otoño, y 4-5 en el de máximo: inicio de verano (Palomares et al., 2001). En general, las áreas de reproducción de las hembras de lince ibérico oscilan entre los 3 y los 20 km² (Rodríguez et al., 1994, 1995; Ferrerías et al., 1997; Fundación CBD-Hábitat, datos no publicados).

La delimitación de los territorios se materializa con fronteras olfativas, establecidas mediante la orina, que los lince nebulizan sobre plantas o rocas. De hecho, esa orina ha sido una de las sustancias que más se han utilizado para atraer a los lince –y, de forma indirecta, a otras muchas especies– hacia los dispositivos de trapeo fotográfico. Se ha citado que la orina llega a solidificarse, formando unas pequeñas estalagmitas que a veces han sido utilizadas para detectar la presencia de la especie, aunque no detectadas en Sierra Morena (Fundación CBD, datos propios).

2.3.4. Reproducción

El celo del lince ibérico suele producirse en pleno invierno, en general durante el mes de enero, aunque puede suceder durante todo el año (Rodríguez de la Fuente, 1970; Blanco, 1998; Pereira y Rodríguez, 2003). En esa época, en zonas linceras, todavía es posible escuchar los espeluznantes maullidos que profieren las hembras para atraer a los machos durante los días que dura el estro. Su comportamiento suele tender a la poliginia. Aunque el celo puede aparecer algo antes, las hembras empiezan a ser aptas para la reproducción a partir de los tres años y parecen serlo aproximadamente hasta los nueve. Algunas hembras crían todos los años, pero otras lo hacen en años alternos, o al menos no crían todos los años. La producción observada por hembra durante toda su vida reproductiva por Palomares et al. (2005) en el Parque Nacional de Doñana varió entre 11 y 19 cachorros. Esos mismos autores señalan que no parece existir una relación muy estrecha entre el comportamiento reproductivo de las hembras y la abundancia de conejos, aunque también afirman que algunas pueden no reproducirse si las relaciones de competencia con otras no les permiten ocupar un territorio suficientemente bueno, y la calidad del territorio se mide, sobre todo, en densidad de conejos.

El periodo de gestación es de unas 10 semanas, lo que implica que los partos se concentran a finales de invierno y principios de primavera, habitualmente durante el mes de marzo o principios de abril (Fernández et al., 2002; Palomares et al., 2005). Los lugares elegidos para el parto y el inicio de la lactación son variados, dependiendo de la oferta del medio: cuando existen berrocales –los terrenos graníticos son especialmente favorables para el conejo y, por consiguiente, para el lince ibérico– o roquedos de otro tipo, suelen ser éstos los lugares elegidos como madrigueras de cría; sin embargo, si escasean, es frecuente que los partos se produzcan en oquedades de grandes árboles, como fresnos o alcornoques, o en el interior de arbustos de gran tamaño y alta espesura (zarzas, lentiscos, brezales) (Rodríguez de la Fuente, 1970; Blanco, 1998; Fernández y Palomares, 2000; Fernández et al., 2002). Por ello, una adecuada gestión del hábitat del lince ibérico debe prestar especial atención a la conservación de arbustados evolucionados, árboles viejos de gran tamaño y entornos de roquedos, siempre respetando la deseable estructura en mosaico, que también resulta imprescindible para asegurar la disponibilidad de presas. El tamaño de la camada suele oscilar entre dos y cuatro cachorros, en cuyo cuidado no colabora el macho.



El periodo de lactación exclusiva dura pocas semanas, con frecuencia cinco o seis, durante las cuales la hembra suele cambiar la ubicación de sus cachorros, trasladándolos al interior de arbustos de gran tamaño y alta espesura (Fernández y Palomares, 2000; Fernández et al., 2002; Pereira y Rodríguez, 2003). Al cabo de ese tiempo, empiezan a recibir, además, restos de las presas que captura la madre. Como consecuencia, los requerimientos alimenticios de la hembra se incrementan durante el periodo de cría de los cachorros y la obligan a capturar una media de entre dos y tres conejos diarios, generalmente en un entorno muy próximo (Aldama et al., 1991; Aldama, 1993). Por ello, la escasez de conejos puede limitar fuertemente las posibilidades de supervivencia de las crías (Fundación CBD-Hábitat, datos no publicados).

La mortalidad de las crías de lince, sin embargo, no depende sólo de la disponibilidad de alimento, sino también de la predación y, parece que en cierta medida, de las peleas entre hermanos (Palomares et al., 2004), que comienzan a partir de la quinta semana de vida y pueden tener desenlaces fatales, como recientemente sucedió en el marco del programa de reproducción "ex situ" en Doñana.

A partir de los tres o cuatro meses las crías empiezan a acompañar a su madre, y a partir de ese momento es habitual que sólo dos de ellas sobrevivan (Fernández et al., 2002). Su inicio en la caza coincide sensiblemente con el periodo de dispersión de los gazapos provenientes de la principal paridera del conejo, a inicios de verano, aunque todavía pueden mamar de forma esporádica si la disponibilidad de alimento permite a la madre mantener su producción de leche. Durante el otoño los lince jóvenes empiezan a cazar por sí mismos, lo que resulta esencial para su supervivencia porque poco después, durante el invierno, cuando su edad alcance los 8-10 meses y hasta los dos años (Palomares et al., 2003; Palomares et al., 2005), comenzará su dispersión y tendrán que ser autosuficientes en un medio desconocido, con menor disponibilidad de alimento y con mayores riesgos para su vida.

2.3.5. Dispersión

La dispersión, definida como el desplazamiento de un animal desde el sitio de su nacimiento hasta aquel en el que establece su área de reproducción, es un proceso esencial para comprender la dinámica de poblaciones de una especie; y lo es con mayor intensidad cuando, como sucede con el lince ibérico, la estructura es metapoblacional (Ferrerías et al., 2004), con poblaciones fuente, que exportan individuos, poblaciones sumidero, que los importan, y un deseable flujo de individuos entre todas en el que, como señalan los autores mencionados, la dispersión constituye un elemento aglutinante y estabilizador del conjunto.

Como ya se expuso con anterioridad, los lince jóvenes permanecen con la madre al menos hasta los 7 - 8 meses, aunque, su grado de independencia va aumentando con la edad. Así, hasta los 7 meses permanecen con la madre el 60% del tiempo; con 9 meses lo hacen un 34% y, con 11 meses, sólo un 2% (Palomares et al., 2000).



Figura 2.7. Cachorro de lince ibérico en estación de fototrampeo. En poco tiempo este ejemplar deberá dispersarse a fin de buscar un territorio.

En general, la dispersión definitiva de los jóvenes se produce entre el primer y el segundo año de vida, aunque en el caso de los machos puede producirse antes. El periodo habitual de dispersión observado en la comarca de Doñana (Ferrerías, 1994; Ferrerías et al., 2004) es de enero a junio, precisamente cuando la abundancia de conejos empieza a aumentar, pero también cuando las relaciones sociales entre los lince se intensifican. Ello ha llevado a pensar a los autores mencionados que la disponibilidad de presas puede no ser el principal factor desencadenante de la dispersión y que la búsqueda de parejas o las relaciones jerárquicas pueden tener un papel de mayor trascendencia.

En general, los lince jóvenes, y muy particularmente las hembras, tienden a buscar territorios en las proximidades del área de reproducción de su madre. De hecho, las hembras jóvenes pueden llegar a compartir eventualmente el territorio con su madre e, incluso, a sustituirla en él (Fundación CBD, datos propios). Sin embargo, como es lógico, los reproductores adultos ya ocupan los mejores territorios desde el punto de vista de la disponibilidad de presas, refugio y seguridad, lo que obliga a los jóvenes a realizar desplazamientos a veces muy considerables y, generalmente, a establecerse en zonas con menor disponibilidad de presas o mayor riesgo de mortalidad. Por eso, el periodo de dispersión de los jóvenes es el más peligroso de la vida del lince ibérico y las tasas de mortalidad suelen ser muy elevadas y estar provocadas por actividades humanas: atropellos, disparos o trampas ilegales, sobre todo (González, 1998; Rodríguez et al., 1995; Ferrerías et al., 2004; Rodríguez y Delibes, 2004).

El periodo de dispersión observado en la comarca de Doñana por Ferrerías et al. (2004) varió entre 5 y 6 meses y las distancias entre el territorio de origen y el de establecimiento fueron relativamente pequeñas, del orden de 10-20 km (probablemente sean muy superiores en hábitats diferentes o, al menos, no incluidos en espacios naturales protegidos). Sin embargo, la distancia total recorrida hasta el asentamiento definitivo puede llegar a ser muy considerable,



ya que, incluso en el protegido entorno del Parque Nacional de Doñana ha sido estimada, como media, en 172 km (Palomares y Rodríguez, 2003).

2.3.6. Dinámica de poblaciones y estrategias de recuperación de la especie

Como ya se ha puesto de manifiesto con anterioridad, el lince ibérico presenta en la actualidad una estructura metapoblacional, con subpoblaciones denominadas fuente, que exportan individuos, subpoblaciones sumidero, que los importan, y un flujo de ejemplares entre todas que resulta imprescindible para garantizar la supervivencia de la especie (Gaona et al., 1998; Ferreras, 2001; Palomares, 2001a; Fernández, 2003).

De hecho, como también se ha afirmado, sólo existen dos poblaciones reproductoras confirmadas: una en la Sierra de Andujar y Cardena, y otra en el entorno del Parque Nacional de Doñana (Guzmán et al., 2005). Por ello, la estrategia de recuperación de la especie (Dirección General de Biodiversidad, 2006) se orienta, como con otros taxones amenazados, a alcanzar la Población Mínima Viable (PMV) y el Área Dinámica Mínima (ADM) (Primack y Ros, 2002), en este caso repartidas en varios núcleos conectados por un flujo constante de individuos. Para ello se requieren, al menos, tres tipos de actuaciones:

- unas orientadas a garantizar la supervivencia y la reproducción de los individuos existentes en las actuales áreas de reproducción; es decir, a afianzar las poblaciones reproductoras actuales.
- otras enfocadas a mejorar la calidad del hábitat (disponibilidad de presas, refugio y seguridad), preferentemente en el entorno de las actuales áreas de reproducción de la especie, o de crear nuevos territorios aptos para el establecimiento permanente de la especie y, si es posible, conseguir su reproducción. La finalidad de estas actuaciones es ampliar el número y la superficie de las actuales áreas reproductoras de lince ibérico, cuyo tamaño parece estar estrechamente relacionado con la viabilidad de las poblaciones que sustentan (Rodríguez y Delibes, 2003).
- finalmente, otras encaminadas a hacer posible la conexión entre subpoblaciones (conectividad), garantizando la existencia de pasillos ecológicos que proporcionen una adecuada oferta de refugio, seguridad y disponibilidad de presas en su entorno, pasillos que no tienen por qué ser necesariamente ecosistemas primarios. Estas actuaciones son imprescindibles para garantizar el flujo de individuos entre subpoblaciones y, en definitiva, para incrementar sustancialmente las probabilidades de supervivencia de la especie (Ferreras, 2001; Palomares, 2001).

Además de las actuaciones mencionadas, en las que se centrará el presente Manual, parece imprescindible dedicar una atención especial a otras dos líneas de trabajo:

- la orientadas a incorporar a más propietarios a la estrategia de conservación de la especie. En concreto, es esencial reducir, en la medida de lo posible, el miedo de los pro-

pietarios a revelar la presencia de lince ibérico en sus fincas. Como ya indicábamos en un trabajo previo (González y San Miguel, 2004), se debe tratar de conseguir que la presencia de lince ibérico en una finca no sea considerado por su propietario como una desgracia o una circunstancia desfavorable, sino como una verdadera suerte. En ese mismo sentido, también es importante establecer alicientes para que los propietarios que no tienen lince en sus fincas, pero pueden tenerlos, hagan todo lo posible para que ello suceda.

- la orientada a encontrar métodos selectivos de captura de predadores generalistas. Ello permitiría fomentar las poblaciones de especies de caza menor que, además son presas potenciales para el lince ibérico, como el conejo de monte, y reducir al mínimo el empleo de veneno o trampas ilegales, que han provocado y provocan un porcentaje significativo de muertes no naturales de lince (Rodríguez y Delibes, 2004).

Principales actuaciones para la recuperación del lince ibérico:

- Asegurar las poblaciones reproductoras existentes.
- Ampliar el número y el tamaño de las áreas reproductoras actuales.
- Recuperar áreas reproductoras perdidas.
- Asegurar la conectividad entre las poblaciones reproductoras, tanto actuales como potenciales.
- Mejorar la actitud de muchos propietarios con respecto a la presencia de lince en sus fincas.
- Poner a punto métodos de captura selectiva de predadores generalistas.

Capítulo 3



El hábitat
del lince ibérico

Capítulo 3

EL HÁBITAT DEL LINCE IBÉRICO

Alfonso San Miguel

3.1. INTRODUCCIÓN

Como ya señalamos en la Introducción, el lince ibérico es el representante mediterráneo de su género: un lince más pequeño que el eurasiático y especialmente adaptado tanto a la predación sobre el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) como a un hábitat modelado desde hace milenios por la actividad antrópica. En ese sentido, no es una especie característica de bosques primarios, sino de paisajes más diversificados, de mosaicos integrados por teselas de matorral o arbustedo con arbolado disperso, de pastos herbáceos y roquedos e, incluso, a veces, algunas de carácter agrícola. Sin embargo, como sucede con el oso pardo (*Ursus arctos*), el urogallo (*Tetrao urogallus*) o el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), el lince ibérico puede ser considerado como una especie "paraguas" (umbrella species): un taxón cuyos requerimientos de cantidad y calidad de hábitat permiten asociar su presencia a la de muchas otras especies animales y vegetales, también exigentes en calidad, aunque no tanto en extensión de sus dominios vitales. Por ello, la presencia de lince ibérico en un territorio indica un excelente nivel de conservación del hábitat y un alto grado de conservación de su biodiversidad (Figura 3.1).

Como sucede con otras especies amenazadas de extinción, el conocimiento profundo, detallado, del hábitat del lince ibérico es esencial para su conservación. No se puede desvincular la conservación de una especie de la de su hábitat, y el lince ibérico no constituye una excepción a esa regla. Por otra parte, de la constatación de ese hecho han surgido, precisamente, las Directivas Aves y Hábitats de la Unión Europea, que han dado lugar a la aparición de las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y los Lugares de Interés Comunitario (LIC). Por eso la caracterización del hábitat del lince ibérico es imprescindible para asegurar la viabilidad de las poblaciones reproductoras existentes, para ampliar el número y la exten-



Figura 3.1.- Típico hábitat del lince ibérico en la Sierra de Andujar (Jaen) con su característica estructura en mosaico.

sión de las áreas reproductoras actuales y para conseguir la recuperación de las que han desaparecido en un pasado reciente, pero todavía mantienen ejemplares no reproductores de la especie o capacidad de ser ocupadas a corto plazo. Y lo es, por último, para garantizar la existencia de una red de pasillos ecológicos que permitan asegurar la conexión entre las poblaciones actuales y entre ellas y las potenciales de la especie.

Sin embargo ¿qué debemos entender por hábitat del lince ibérico?: ¿el territorio donde ha vivido durante toda su historia, aquel en el que podría vivir en circunstancias favorables o el que ocupa en la actualidad? Evidentemente, existen razones que permiten apoyar cualquiera de esas propuestas porque, como sucede con el resto de las especies, tanto animales como vegetales, el dominio vital del lince ibérico no depende sólo de sus necesidades y de la oferta de recursos y servicios del medio, sino de su capacidad de competir eficazmente (Walter, 1977, Margalef, 1989; Terradas, 2001), capacidad que varía con el tiempo y en la que influyen otras especies y la actividad humana. En este caso, es evidente que el lince depende muy estrechamente de su principal especie-presa: el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*), un ejemplo paradigmático de las denominadas especies "clave" o "llave" (key species), cuya drástica regresión poblacional ha modificado, de forma rápida y sustancial, tanto el tamaño como las características del hábitat del lince ibérico (Rodríguez y Delibes, 1990). Evidentemente, el

hábitat de la especie a finales del Pleistoceno era muy diferente del que tenía a mediados del siglo XIX y ese, a su vez, del que ocupa en la actualidad. De acuerdo con la clásica Ley de la Tolerancia de Shelford, la respuesta de la especie a cada factor ecológico tiene un máximo y un mínimo, que serían los que determinarían el área potencial de la especie, pero también un óptimo, que es el que finalmente establece el área real. Como complemento, se pueden citar otras dos leyes o hipótesis que permiten perfilar más la situación: la de la Reina Roja de Van Valen y la del Mínimo, de Liebig. La primera afirma que, para persistir, una especie debe estar adaptándose de forma continua a las circunstancias rápidamente cambiantes del medio en que vive. La segunda establece que la existencia de una especie en un medio está determinada por el factor más limitante, en este caso muy probablemente la abundancia de conejo. Por ello, teniendo en cuenta la finalidad práctica de este Manual, creemos conveniente aclarar que el hábitat del lince al que nos vamos a referir es el que, siguiendo la Ley de la Tolerancia de Shelford, podríamos denominar "óptimo ecológico". Y, teniendo en cuenta las hipótesis citadas, nos referiremos al óptimo ecológico actual, el del año 2006, con sus correspondientes problemáticas de regresión de las poblaciones de lince y conejo, de transformación y fragmentación del hábitat y de entorno socio-económico y político. Con respecto a la organización de la información, utilizaremos, con pequeñas variaciones, la que se emplea de forma habitual para la descripción de ecosistemas. De ese modo, al analizar el papel de cada uno de los factores ecológicos, iremos destacando aquellos aspectos que con mayor intensidad afectan al lince y cuyo óptimo se puede tratar de conseguir mediante diversas modalidades de gestión del hábitat.

3.2. CLIMA

Es obvio que el lince ibérico puede vivir en condiciones climáticas muy variadas. De hecho, hay referencias bibliográficas que aportan pruebas de su amplia distribución en el Pleistoceno. Así, llegó a vivir en Francia y Alemania, además de en toda la Península Ibérica (Delibes, 1979), lo que pone en evidencia que, libre de las actuales amenazas, sus exigencias climáticas son muy moderadas. Sin embargo, al aumentar la presión ambiental, sea por competencia, por escasez de alimento o por la actuación antrópica, su área se ha reducido y sus poblaciones han quedado relegadas a territorios con condiciones ecológicas (entre ellas climáticas) óptimas. La primera causa de regresión de su territorio parece ser la competencia con el lince europeo (*Lynx lynx*), taxón más robusto que él y de aparición más reciente, que le desplazó de las áreas europeas y pirenaicas, con diferentes variantes de clima templado. Es probable que, de ese modo, el lince ibérico se especializase todavía más en los ecosistemas mediterráneos y en la predación sobre el conejo de monte. Más tarde, probablemente como consecuencia de la actuación antrópica, sus dominios se fueron reduciendo de noreste a suroeste. Así, aunque Graells (1897) afirma que a mediados del siglo XIX ocupaba casi todas las regiones de la Península Ibérica, poco después Cabrera (1914) lo considera extinguido en el norte y este. Cincuenta años más tarde la regresión continúa con la misma tendencia, como describe Valverde (1963), aunque todavía, incluso más tarde, existen algunas citas esporádicas en la

España de clima templado o submediterráneo (Grande y Hernando, 1982; Clevenger, 1987). En la actualidad, sus poblaciones viven en condiciones climáticas netamente mediterráneas: con veranos secos y relativamente largos, inviernos poco o moderadamente fríos y primaveras y otoños de temperaturas agradables y precipitaciones de cierta intensidad. En concreto, siguiendo la tipología bioclimática de Rivas-Martínez (URL: <http://www.globalbioclimatics.org>; Fernández-González, 2004), podemos afirmar que las actuales poblaciones de lince ibérico se concentran en zonas con bioclimas mediterráneos pluviestacionales oceánicos en los pisos termo- y mesomediterráneo, aunque existen evidencias de presencia esporádica (deyecciones) en el límite meso-supramediterráneo en los Montes de Toledo y las estribaciones de la Sierra de Alcaraz. Los ombroclimas son habitualmente secos o subhúmedos, con precipitaciones que generalmente tienen el siguiente orden decreciente de magnitud estacional: primavera, otoño, invierno, verano. El grado de continentalidad suele ser bajo, salvo en zonas de presencia esporádica o de las que ha desaparecido en un pasado reciente, como las mencionadas con anterioridad.

Todo lo expuesto con anterioridad permite afirmar que, en la situación actual, el lince ibérico es una especie de climas típicamente mediterráneos poco fríos, con precipitaciones moderadas y cierta oceaneidad ambiental. Los motivos que han conducido a que los territorios de la especie se hayan visto reducidos a esa situación son, con seguridad, variados y complejos. Sin embargo, muy probablemente estén determinados en gran medida por la evolución de las poblaciones de conejo de monte y la actividad antrópica. Con respecto a la primera circunstancia, tanto la mixomatosis como la enfermedad hemorrágica vírica y la presión humana y de los predadores han hecho que las mejores poblaciones de conejo de monte se encuentren en la actualidad en las condiciones climáticas mencionadas. Sin embargo ¿cuál es la razón de la ausencia del lince en la parte oriental y suroriental de la Península Ibérica? Creemos que, muy probablemente, el carácter de los suelos, que en ese caso son ricos en bases, lo que ha permitido el predominio de paisajes agrícolas, poco aptos para el lince, en detrimento de extensos arbustados y otras formaciones forestales, mucho más adecuadas para la existencia de la especie, que sí han persistido en la mitad occidental de la Península, donde la pobreza de los suelos les ha conferido una mayor vocación forestal-ganadera y ha permitido la existencia de grandes extensiones de mancha mediterránea.

3.3. TOPOGRAFÍA, LITOLOGÍA Y SUELO

Los aspectos relacionados con la topografía, la litología y el suelo rara vez son contemplados con profundidad en los trabajos que describen la ecología del lince ibérico. De hecho, en algunos han sido prácticamente omitidos, lo que ha llevado a estimaciones sesgadas o claramente erróneas de la potencialidad sustentadora de poblaciones de lince del medio natural. Probablemente sea cierto que su influencia directa sobre la especie es muy moderada. Sin embargo, al menos en la actualidad sí la tienen, y alta, sobre las poblaciones de su principal especie-presa, el conejo de monte, y como consecuencia también sobre el lince. Por ello

hemos considerado imprescindible dedicar al menos una pequeña atención a analizar el papel que esos factores ecológicos desempeñan sobre las poblaciones del felino.

El lince es un carnívoro de baja o media montaña, e incluso de zonas más o menos llanas de vocación forestal. Muy probablemente esa circunstancia se deba a su oferta de presas, especialmente conejo de monte. De hecho, Rodríguez y Delibes (1990) afirman que la presencia y abundancia de lince están estrechamente ligadas a las de ese lagomorfo. Sin embargo, también es evidente que ese no es el único factor importante, ya que la densidad de conejo de monte es alta en muchas localidades del este peninsular que presentan esas características topográficas donde ni hay ni ha habido lince en tiempos recientes. Entonces ¿qué otros factores pueden influir en la presencia y abundancia de lince? Muy probablemente sean factores litológicos y edáficos relacionados con otros dos importantes requerimientos de la especie, el refugio y la tranquilidad, que trataremos de explicar a continuación.

Los sustratos litológicos ricos en bases permiten la existencia de paisajes en los que los valles, vegas y otras zonas llanas se dedican a la agricultura, mientras que las de topografía más abrupta mantienen su carácter forestal. Son paisajes en mosaico en los que la oferta de refugio puede llegar a ser adecuada para el lince, pero en los que el tamaño de las teselas suele ser demasiado pequeño para los requerimientos de tranquilidad y áreas de campeo del felino. Por ello, creemos que su óptimo ecológico se sitúa sobre sustratos litológicos pobres en bases, sustratos que dan lugar a suelos con escasa o nula aptitud agrícola. En ellos predominan los paisajes de vocación forestal-ganadera, y muy especialmente grandes fincas dedicadas tradicionalmente al aprovechamiento de las leñas, la caza mayor y el pastoreo extensivo de caprino; fincas donde hasta hace poco la escasa densidad de ungulados (en especial jabalí) y la presencia humana dispersa, con sus pequeñas zonas de cultivo, diseñaban paisajes en mosaico que permitían la abundancia de conejo de monte y, a la vez, el dominio de grandes manchas mediterráneas que brindaban un refugio excelente al lince ibérico.

En la actualidad, la drástica regresión de las poblaciones de conejo de monte ha puesto de manifiesto que no todos los sustratos litológicos ácidos, pobres en bases, son igualmente adecuados para la presencia de lince ibérico. En concreto, sólo los más favorables para el conejo, los que por su textura y profundidad facilitan la construcción de vivares –y, por consiguiente, el refugio y la reproducción del lagomorfo– son favorables para el lince ibérico. Eso sucede, por ejemplo, con las litologías de tipo granítico, que dan lugar a suelos arenosos, sueltos y profundos, especialmente favorables para el conejo, y que además suelen presentar grandes berrocales que ofrecen refugio y zonas aptas para la reproducción al lince. Como consecuencia lógica, en ellos se concentra la amplia mayoría de los actuales territorios linceros (González y San Miguel, 2004; Gil et al., 2006). Sin embargo, no ocurre lo mismo con las litologías constituidas por cuarcitas, esquistos o pizarras, que suelen dar lugar a suelos más duros y superficiales, con menos posibilidades para la construcción de vivares (Figura 3.2.); suelos donde las poblaciones de conejo son menos subterráneas, más de superficie (los denominados conejos “trompiteros”), más dependientes de la protección de la vegetación y están más expuestas a los ataques de carnívoros y jabalí, que afectan con gran intensidad a las gazape-



Figura 3.2. Los sustratos litológicos de cuarcitas, esquistos y pizarras originan con frecuencia suelos relativamente duros y superficiales, en los que resulta muy difícil la excavación de vivares de conejo.

ras. Por ello, después de la aparición sucesiva de mixomatosis y enfermedad hemorrágica vírica, las poblaciones de conejo se han reducido con gran rapidez en esos territorios, y lo mismo ha sucedido con las de lince, que en la mayoría de los casos han desaparecido de ellos.

En definitiva, y a modo de resumen, creemos que el óptimo ecológico del lince ibérico se sitúa, en la actualidad, en zonas de baja o media montaña, con topografía ondulada, sobre sustratos litológicos ácidos, y muy preferentemente sobre rocas y suelos de tipo granítico. Ello es importante tanto para planificar la gestión orientada a ampliar el número y la superficie de las actuales zonas linceras como plantear, en un futuro próximo, la re-introducción de linces procedentes de captura o reproducción en cautividad.

3.4. AGUA

A pesar de su carácter netamente mediterráneo, al menos en la actualidad, el lince ibérico es un carnívoro que depende en buena medida del agua. Depende, como es lógico, para satisfacer su necesidad de beber pero, sobre todo, porque los puntos y cursos de agua constituyen magníficos cazaderos para el felino, cazaderos en que suele ser observado con frecuencia. Sin embargo, probablemente una de las funciones más importantes de los cursos de agua, tanto permanentes como estacionales, sea la de proporcionar una formaciones vegetales ripa-

rias, hábitats que ofrecen refugio y, sobre todo, vías de desplazamiento, corredores ecológicos, absolutamente imprescindibles para la persistencia de sus poblaciones (recordemos su típica estructura metapoblacional).

Por todo lo expuesto con anterioridad, otra de las características habituales del hábitat actual del lince ibérico es la buena disponibilidad de agua, tanto en número de puntos como en calidad y homogénea distribución en el espacio y el tiempo.

3.5. VEGETACIÓN

3.5.1. Vegetación potencial

La vegetación potencial que corresponde a las condiciones biogeográficas, climáticas, topográficas y litológicas descritas para el hábitat óptimo del lince ibérico en la actualidad se puede definir, de forma genérica, como monte mediterráneo acidófilo. En concreto, se incluye muy mayoritariamente en la clase *Quercetea ilicis*, de bosques, arbustedos y matorrales esclerófilo-perennifolios o marcescentes termo- a supramediterráneos y, dentro de ella, en el orden *Quercetalia ilicis*, al que corresponden los micro- y mesobosques. No obstante, en las vaguadas y zonas con freatismo, aparecen las geoserias riparias, dominadas por vegetación edafohigrófila, en las que adquieren un protagonismo especial las clases *Salici purpureae-Populetea nigrae*, de choperas, saucedas y otros bosques y arbustedos riparios caducifolios, y *Nerio-Tamaricetea*, de microbosques, arbustedos y comunidades de grandes hierbas permanentes característicos de arroyos temporales, ramblas y sistemas temporhigrófilos similares. Para su caracterización, se pueden consultar las obras de Rivas-Martínez (1987, 2006), Valle (2003) y Costa (2004).

En la Sierra de Andujar-Cardena, donde se concentra la más importante población de lince ibérico, así como en los Montes de Toledo y la cuenca del río Guadalmena, la inmensa mayoría del territorio corresponde a la serie mesomediterránea luso-extremadureña seco-subhúmeda silicícola de la encina: *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* S. No obstante, se presentan dos variantes bien definidas: una típicamente mesomediterránea, más fresca, de la que el lince ha desaparecido casi completamente en los últimos años, y otra termófila, del límite termo-mesomediterráneo, caracterizada principalmente por el lentisco (*Pistacia lentiscus*). Ésta última adquiere especial protagonismo, tanto porque es la que acapara mayor superficie de territorios de lince ibérico como por la importantísima función de refugio que desempeña el lentisco no sólo para el felino sino también para su principal presa: el conejo de monte. En los territorios más cálidos del suroeste, la serie anterior es sustituida por otras termomediterráneas, especialmente *Myrto communis-Quercus rotundifoliae* S., serie mariánico-monchiquense y bética, seca, silicícola de la encina. En general, la primera etapa de sustitución del bosque de ambas es una mancha mediterránea, bien típica, con madroño (*Arbutus unedo*), labiérnago (*Phillyrea angustifolia*) y brezo blanco (*Erica arborea*), bien de coscojar (*Quercus coccifera*) o, incluso de retamar-escobonal (*Retama sphaerocarpa*, *Cytisus scopar-*

rius y otras genisteas retamoides). La segunda es un jaral, que puede presentar diferentes variantes, en función del termo- y el ombrotipo, pero que suele estar dominado por *Cistus ladanifer*, *C. salvifolius* y otras jaras. Finalmente, la última etapa de sustitución está constituida por pastizales terofíticos pioneros, que por pastoreo intenso y continuado pueden evolucionar a majadales de *Trifolium-Poetum bulbosae*.

En las zonas de mayor humedad y oceaneidad climáticas las series de los encinares dan paso a las de los alcornoques, cuya superficie se va incrementando hacia occidente como consecuencia de la influencia del Océano Atlántico. La más ampliamente representada en los territorios linceros, aunque a mucha distancia de la de la encina, es la mesomediterránea luso-extremadureña subhúmeda-húmeda: *Sanguisorbo agrimonioidis-Quercus suberis* S. No obstante, hacia el suroeste, en zonas más cálidas, aparecen las termomediterráneas del alcornoque: la luso-extremadureña subhúmeda-húmeda, *Myrta communis-Quercus suberis* S. y la lusitano-andaluza litoral sabulícola seco-subhúmeda, *Oleo-Quercus suberis* S., que es la que domina en los territorios linceros del entorno de Doñana. En general, su primera etapa de sustitución es una mancha mediterránea rica en madroño, labiérnago, brezo blanco y, en este caso, durillo (*Viburnum tinus*), aunque a veces pueden ser sustituidos por comunidades de genisteas retamoides de la clase *Cytisetea scopario-striati*. La segunda etapa de sustitución corresponde a formaciones matas y arbustos heliófilos dominadas por *Cistus populifolius* y diversas especies de brezos; son los denominados jaral-brezales. Finalmente, la última etapa de sustitución, o la primera de progresión, según se mire, corresponde, como en el caso anterior, a pastos terofíticos acidófilos, que por pastoreo intenso y continuado pueden evolucionar a majadales de *Trifolium-Poetum bulbosae*. Especial mención merecen los alcornoques de la zona de Doñana, cuya orla y primera etapa de sustitución es un espinar dominado por héguen (*Calicotome villosa*) o espino negro (*Rhamnus oleoides*). La segunda etapa de sustitución, de matorral heliófilo, corresponde al denominado monte blanco o, con más frecuencia, al monte negro. La última, como en los casos anteriores, a pastos terofíticos en este caso sabulícolas (de arenales).

La vegetación potencial edafohigrófila, característica de vaguadas y otras zonas sometidas a fenómenos de freatismo permanente o temporal, corresponde mayoritariamente a la geoserie edafohigrófila meso-termomediterránea Mediterránea Ibérica Occidental silicícola. En ella, en las zonas con humedad edáfica permanente pueden aparecer saucedas o alisedas, más raramente olmedas o alamedas blancas, aunque todas ellas son comunidades relativamente escasas y mal conservadas en los territorios actuales o pasados del lince ibérico. A pesar de ello, algunas de sus mejores manifestaciones en Sierra Morena se encuentran precisamente en esos territorios. Muchas veces, debido a la oscilación de la capa freática, esas comunidades se intercalan con las tempohigrófilas de fresnos de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*), que sí son abundantes, y en las que suelen ser frecuentes los zarzales de *Rhamno-Prunetea*. Por el mismo motivo, y cuando el freatismo es típicamente estacional, suelen ser abundantes los adelfares (*Nerium oleander*), entremezclados con los zarzales ya citados, o los tamujares de *Flueggea tinctoria*. Ambas formaciones son muy frecuentadas por el lince ibérico por su

oferta de refugio para él y para el conejo de monte y porque constituyen magníficos corredores ecológicos que permiten el flujo de individuos entre diferentes teselas del territorio. Sin embargo –y es importante ponerlo de manifiesto– se trata de comunidades que, por la aceptable calidad de su ramón, han sufrido una drástica regresión en las últimas décadas como consecuencia del brutal incremento de las cargas de ungulados en las fincas de caza mayor. El resultado –muy negativo– ha sido una reducción paralela en la oferta de refugio para el conejo de monte, especialmente sobre suelos poco aptos para la excavación de madrigueras.

3.5.2. Vegetación real

A pesar de la relativa uniformidad que presenta la vegetación potencial en los actuales dominios del lince ibérico, probablemente la característica más destacable de la estructura real de la vegetación sea su heterogeneidad, su configuración de mosaico, con representación de todas las comunidades correspondientes a las series o geoseries descritas. De hecho, resulta evidente que, como ya dijimos, nuestro lince no es un felino característico de bosques cerrados, de ecosistemas primarios; que necesita una representación adecuada de teselas de vegetación muy diferentes, desde bosques, pasando por arbustedos y matorrales hasta pastizales y roquedos. Los micro- y mesobosques, así como los arbustedos, matorrales y roquedos contribuyen a proporcionarle refugio, mientras que las teselas de pastizal, o las pequeñas manifestaciones agrícolas, ofrecen alimento a sus presas y, de ese modo, también, indirectamente, al lince. Como ya indicamos con anterioridad, esa estructura en mosaico era la característica de las grandes fincas de caza mayor, relegadas a ese uso por no haber sido aptas para otros (agricultura, ganadería, selvicultura) durante siglos. A pesar de ello, la presencia humana dispersa que ha existido en ellas hasta hace pocas décadas ha introducido pequeñas teselas agrícolas, de pastizal y de dehesa que, junto con las bajas cargas de ungulados, permitieron la proliferación del conejo de monte. Por ese motivo, y por la ausencia de perturbaciones antrópicas de intensidad, ése ha sido y sigue siendo el hábitat óptimo del lince ibérico. En definitiva, hoy está claro que el lince ibérico es una especie tan perfectamente adaptada a nuestros ecosistemas mediterráneos con un moderado grado de modelado antrópico, que esas actuaciones extensivas que durante siglos han configurado su tradicional estructura en mosaico resultan hoy necesarias para el mantenimiento de esos paisajes y, por consiguiente, para la conservación del lince.

Ahora bien, aunque queda claro que la estructura en mosaico es la ideal para el lince ibérico, ¿cuál debe ser el tamaño, la estructura interna y la disposición de las teselas de ese mosaico?. Se trata de un tema de ecología del paisaje que resulta trascendental para la supervivencia de la especie, por lo que lo analizaremos con cierto detalle.

Como ya se ha afirmado anteriormente, el lince ibérico no es una especie de bosque cerrado, sino más bien zonas desarboladas y de masas claras, en las que cobran un especial protagonismo tanto los arbustedos y matorrales como el pastizal o, incluso, el cultivo agrícola, éstos últimos en masas adehesadas. Por ello, aunque es habitual que en las áreas de campo del lince existan teselas arboladas, ni suelen ser de gran extensión ni exhiben grados de espe-

sura incompatibles con el desarrollo de esas comunidades arbustivas a las que hemos hecho referencia (Figura 3.3.). De hecho, tanto Rodríguez y Delibes (1990) como Palomares (2001) y otros muchos científicos, han puesto de manifiesto la incompatibilidad del lince con grandes extensiones de bosque cerrado, por ejemplo las extensas repoblaciones forestales que se realizaron en el inicio de la segunda mitad del siglo XX. Por todo ello, las actuaciones selvícolas suelen resultar prácticamente imprescindibles para garantizar tanto la ya mencionada estructura forestal en mosaico como la deseable baja espesura del arbolado, muy especialmente en el caso de las teselas de repoblación que frecuentemente aparecen en las fincas linceras y que o no han sido objeto de tratamientos selvícolas (clareos, claras y podas) desde su implantación o lo han sido con una intensidad y frecuencia muy moderadas. Los grandes árboles viejos, con oquedades, deben ser respetados, tanto porque de forma general contribuyen a incrementar la biodiversidad como porque, en particular, son utilizados a veces por el lince ibérico para su reproducción, sobre todo cuando faltan grandes roquedos donde puedan ubicar sus madrigueras de cría.

Las comunidades arbustivas y de matorral sí son especialmente importantes para el lince ibérico, y muy especialmente las más evolucionadas (lentiscares, coscojares, manchas mediterráneas, zarzales o tamujares), que les proporcionan refugio, tranquilidad y a veces sitios de cría, y cuya existencia y buen grado de conservación parecen estrechamente ligadas a las mejores poblaciones del felino. Las de carácter colonizador, heliófilo (jarales, brezales, jaral-brezales, cantuesares, romerales), de diversidad muy inferior, parecen mucho menos interesantes tanto para el lince como para el conejo de monte. Esa afirmación ha sido corroborada por los trabajos de Palomares et al. (2000), Palomares (2001) y Palomares y Rodríguez (2004) en el área de Doñana, donde han encontrado una correlación positiva entre el área de campeo del lince ibérico y el porcentaje de matorral heliófilo, mientras que esa correlación es negativa con los arbustedos más evolucionados. Del mismo modo, afirman que los territorios con lince residentes tienen menor cobertura de arbolado, árboles más bajos, sotobosque más denso, arbustos más altos y mayor abundancia de conejo que los territorios que o no tienen lince o los tienen con carácter no permanente. A diferencia de lo que expusimos para las formaciones arbóreas, las arbustivas y de matorral sí pueden y suelen cubrir grandes superficies en los dominios del lince ibérico, aunque a menudo suelen estar salpicadas por pequeñas teselas de pastizal o cultivos agrícolas, que contribuyen a proporcionar diversidad estructural al sistema y alimento de calidad al conejo de monte (Figura 3.4.). En concreto, Palomares y Rodríguez (2004) afirman que en el 75% de las zonas donde el lince vive y se reproduce de forma estable predomina el matorral mediterráneo, con una cobertura cuyo promedio es de un 55%. Por lo general, las comunidades de carácter climatófilo –es decir, aquellas no afectadas por fenómenos de freatismo– son las que cubren mayores extensiones de terreno y suelen presentar un aceptable grado de conservación, aunque la intensa presión de los ungulados les afecta con intensidad desde hace varias décadas. En ellas, y por los motivos mencionados, probablemente lo más interesante sea garantizar la persistencia de las comunidades más evolucionadas –lo que implica necesariamente la ordenación de las cargas de ungulados, silvestres o domésticos– y, si es posible, facilitar la evolución de las heliófilas hacia ellas. Las comunidades edafohigrófilas (zarzales, tamujares,

Figura 3.3.- Hábitat óptimo de lince ibérico mostrando la espesura clara y el pequeño porte del arbolado, así como el desarrollo relativamente bueno del sotobosque arbustivo, de matorral y herbáceo.



adelfares), suelen ser más escasas, dada su vinculación con ríos, arroyos, vaguadas o manantiales (Figura 3.5.). Sin embargo, como ya pusimos de manifiesto, su importancia para el lince ibérico y el conejo de monte es trascendental. En general, su situación es mucho peor que la de las comunidades climatófilas porque, al estar ligadas a los puntos de agua y al presentar un ramón de cierta calidad (el de los zarzales es excelente) se ven muy afectadas tanto por el ganado como por la caza mayor. Como consecuencia, es habitual que o hayan desaparecido o presenten niveles de degradación apreciables. Por ello, su protección, restauración o, a veces, reintroducción son tratamientos que deben ser contemplados con carácter habitual en los planes de conservación del lince ibérico.

Las teselas cubiertas por vegetación herbácea sin cobertura leñosa están presentes con asiduidad en el hábitat del lince ibérico, ya que constituyen la principal fuente de alimento para su presa básica: el conejo de monte. Suelen haber sido creadas por medio de laboreo y fuego, y se han mantenido gracias a la presión de los herbívoros, sobre todo domésticos. Sin embargo, su extensión suele ser pequeña, generalmente inferior a 5 ha. A menudo aparecen dispersas en el interior de manchas arboladas, arbustados o matorrales y contribuyen a incrementar su diversidad biológica y a crear ecotonos que tienen un enorme interés tanto para el lince como para los conejos. De hecho, la desaparición de la presencia humana y el ganado de muchas fincas dedicadas a la caza mayor o, incluso a la conservación (el Parque Nacional de Doñana es un buen ejemplo), ha provocado el cerramiento de la vegetación arbustiva y la desaparición de esas teselas de pastizal. Las consecuencias han sido muy negativas, tanto para el conejo de monte como para el lince, e incluso para otras muchas especies que dependían de esa estructura en mosaico; además, se ha reducido la diversidad biológica total y se ha incrementado el riesgo de incendios de grandes proporciones. Por ello, incluso en el citado Parque Nacional se ha emprendido una política de desbroces en pequeñas superficies orientada a recu-



Figuras 3.4. (izq.) y 3.5.(der.). Los lentiscars (izquierda) son comunidades arbustivas muy evolucionadas que proporcionan un magnífico hábitat tanto para el lince ibérico como para el conejo de monte. En la imagen se muestra uno adhesionado. A la derecha se observa un típico tamujar que protege y bordea un arroyo de Sierra Morena y que proporciona refugio, alimento y vías de comunicación al lince ibérico.

perar la diversidad estructural y biológica y, en particular, las poblaciones de conejo de monte y lince ibérico (Moreno y Villafuerte, 1995).

Como es lógico, habida cuenta de las características básicas que hemos descrito para el hábitat ideal del lince ibérico, en él las teselas de carácter agrícola o no existen o son escasas y de pequeña superficie. Sin embargo, lo habitual es que existan, ya que fueron creadas por la dispersa población humana que vivió durante siglos en y de los recursos del monte. En la actualidad, aunque la Política Agraria Común ha fomentado el abandono de los terrenos agrícolas marginales –estos lo son casi siempre–, muchos se han mantenido precisamente gracias a las subvenciones existentes para la agricultura extensiva o por dedicarse no ya al consumo humano sino a fines cinegéticos o a cubrir los baches alimenticios de una ganadería extensiva que ya no trashuma. En general, se puede afirmar que la presencia dispersa de esas pequeñas teselas agrícolas, bien ubicadas, en zonas de escasa o nula pendiente, donde no existe riesgo de erosión, contribuye a incrementar la diversidad estructural y biológica del hábitat, a mejorar en cantidad y calidad la oferta de alimento para las presas del lince ibérico y, en definitiva, a hacer más fácil la vida del felino en ese territorio.

Para finalizar, analizaremos dos aspectos de particular importancia para la conservación del lince ibérico: la superficie mínima de hábitat óptimo que necesita la especie en cada núcleo poblacional y la conectividad entre esas áreas de hábitat óptimo.

Dada su condición de superpredador, el lince posee áreas de campeo y de reproducción de gran superficie, normalmente de entre 3 y 20 km², en función de las características del hábitat y la abundancia de conejo de monte. Si se considera, además, el número mínimo de hembras reproductoras que se necesita para mantener una población estable, se puede llegar a la

conclusión de que la superficie de hábitat óptimo que se requiere para garantizar la existencia de esa población es muy grande, de al menos 90-600 km² (Figura 3.6.). Por ese motivo, el lince ibérico se ve afectado de forma negativa e intensa por la fragmentación de su hábitat, especialmente por las carreteras que, como desgraciadamente se ha podido comprobar en los últimos años provocan una alta mortalidad en la especie. Por otra parte, ya se ha afirmado que el lince ibérico posee una típica estructura metapoblacional, y que la conectividad entre los núcleos de esas subpoblaciones resulta imprescindible tanto para incrementar la probabilidad de conservación de la especie como para asegurar la imprescindible diversidad genética que ello requiere (Ferrerías, 2001). Por eso, como ya se ha afirmado anteriormente, la gestión del hábitat del lince no se puede limitar a los territorios ocupados por la especie, sino que debe prestar una atención muy especial tanto a garantizar la existencia de pasillos ecológicos que permitan desplazarse a los individuos entre las poblaciones como a crear, mantener o mejorar las características de teselas del territorio con posibilidad de albergar, al menos temporalmente, a esos individuos divagantes. En ese sentido, tanto Ferrerías (2001) como Rodríguez y Delibes (2003) ponen de manifiesto que la distancia entre los núcleos metapoblacionales es el primer factor relacionado con la conectividad y que, por consiguiente, si se desea evitar la extinción de la especie es necesario tratar de mantener poblaciones relativamente próximas (se menciona una distancia máxima de 30 km), incluso aunque algunas de

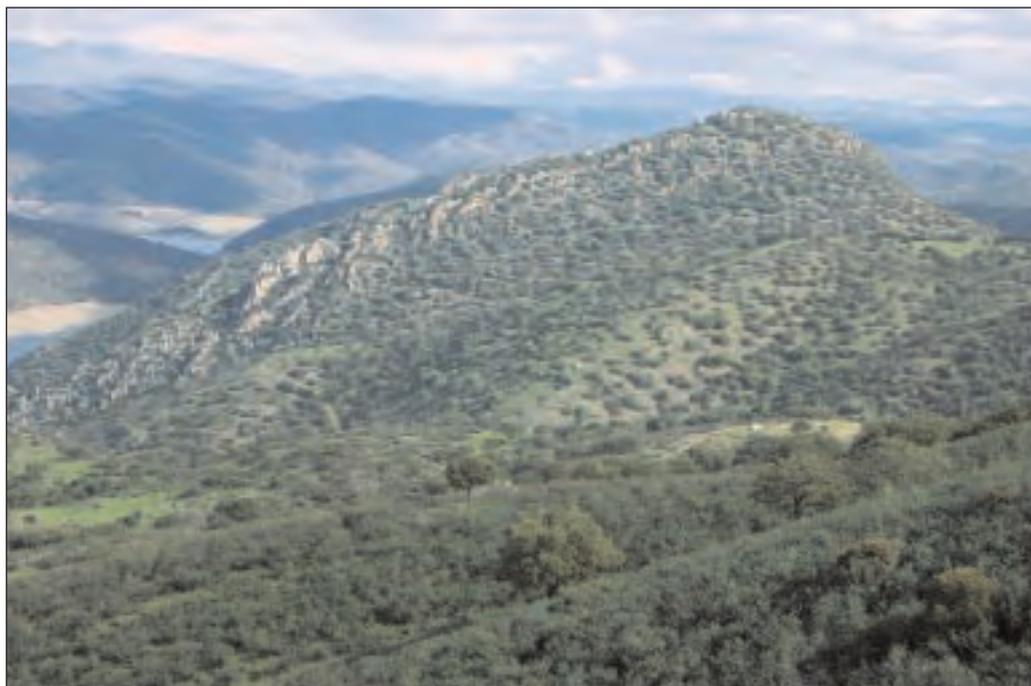


Figura 3.6. Las poblaciones estables de lince ibérico necesitan grandes territorios de hábitat óptimo, con muy pequeña densidad y actividad humana, como sucede en la parte de la Sierra de Andújar que se muestra en la fotografía.

ellas sean muy pequeñas. En definitiva, como los medios, tanto materiales como humanos, son limitados, se propone la concentración de esfuerzos para el mantenimiento o el establecimiento de nuevas poblaciones en el entorno de las ya existentes. Para todo ello la ecología del paisaje puede y debe constituir una magnífica herramienta de planificación y diseño de actuaciones.

3.6. Fauna

Aunque la mayor parte de los trabajos que describen el hábitat ideal de una especie se concentran en el medio físico y la vegetación, la fauna desempeña, a menudo, un papel que no puede ser olvidado, y mucho menos en el caso del lince ibérico. Por ello, hemos considerado imprescindible dedicarle una mínima atención en este apartado.

Son múltiples los trabajos de investigación (Delibes, 1980a, 1980b; Rodríguez y Delibes, 1990; Aldama, 1993; Ferreras et al., 1997; Palomares, 2001a; Palomares et al., 2001; Fernández, 2003) que relacionan la calidad del hábitat del lince ibérico con la abundancia de especies-presa, y muy en particular con la del conejo de monte. De hecho, no se conoce la existencia de poblaciones de lince ibérico en territorios donde el lagomorfo no sea abundante. Por ello, a día de hoy, y con los conocimientos actualmente disponibles, se puede afirmar que la abundancia de ese lagomorfo resulta un requisito imprescindible para la existencia de la especie, y con mayor motivo para su reproducción. En concreto, como ya se expuso en el capítulo anterior, se estima que la densidad mínima de conejo de monte en las áreas de reproducción debe ser de 1 ejemplar/ha en el momento de mínimo poblacional (otoño) y 4-5 en el de máximo (finales de primavera). La abundancia de otras posibles presas, como la perdiz roja, los micro-mamíferos o, incluso, ungulados silvestres podría, quizás, suavizar ese requerimiento pero, por el momento, no se ha podido confirmar esa posibilidad.

Con respecto a las especies de caza mayor, las relaciones son menos claras. El jabalí (*Sus scrofa*) ha convivido con el lince durante siglos, pero en densidades poblacionales muy bajas. En la actualidad la situación ha cambiado, y se puede afirmar que las altas densidades del suido, cada día más frecuentes, son muy desfavorables para la presencia del lince. El principal motivo es que el jabalí es un predador habitual de crías y ejemplares jóvenes de conejo de monte, especialmente en las gazaperas, lo que, unido a la presión de las enfermedades y otros predadores llega a convertirse en un obstáculo insalvable para la recuperación de las poblaciones del lagomorfo ("trampa del predador"), en particular sobre suelos poco aptos para la excavación de vivares (Calzada, 2000). El resto de ungulados silvestres no parecen tener una relación similar con el lince ibérico; de hecho, se ha confirmado la predación de éste sobre hembras y jóvenes de la mayor parte de las especies (muflón, gamo, ciervo) y no se ha podido demostrar que la competencia trófica de éstas con el conejo de monte constituya un problema grave para el lagomorfo. Sin embargo, existe una relación indirecta de carácter negativo a la que no podemos dejar de referirnos. Consiste en que, en las circunstancias socio-económicas y políticas actuales, la caza mayor resulta con frecuencia más atractiva

para los propietarios de fincas que la menor o la ganadería. Esa circunstancia ha motivado el cambio de uso de muchas grandes fincas en las que habitaba el lince para dedicarlas a ese aprovechamiento. Como consecuencia, y dejando al margen el ya comentado problema del jabalí, se han abandonado muchas actividades tradicionales que permitían mantener la estructura en mosaico del hábitat y que favorecían con claridad al conejo de monte: apertura, conservación y mejora de zonas de pastizal o cultivo, sobre todo. De ese modo la vegetación leñosa se ha cerrado y la estructura del paisaje se ha homogeneizado, con la consiguiente reducción de la biodiversidad y el incremento del riesgo de incendios de grandes proporciones. Pero además ha perjudicado al conejo de monte y ha favorecido a algunos de sus depredadores terrestres, con la excepción del lince ibérico.

En algunos casos, el cambio de uso del suelo se ha orientado hacia el aprovechamiento ganadero extensivo. Esa actividad ha sido también compatible con la presencia del lince ibérico durante siglos, pero de forma muy extensiva y frecuentemente temporal (trashumancia). En la actualidad, la práctica desaparición de la trashumancia y los pastores y la Política Agraria Comunitaria, que ha considerado ganadería extensiva hasta 1,4 Unidades de Ganado Mayor por hectárea (UGM/ha) y que ha favorecido al bovino frente al ovino, han hecho cambiar drásticamente la situación. Cada día resultan más frecuentes las explotaciones semi-intensivas que, aparte de tener cargas ganaderas manifiestamente no sustentables por el medio, abusan de la alimentación suplementaria, de los desbroces y de los cultivos agrícolas. El resultado es una brusca regresión de la vegetación leñosa y una simplificación de las estructuras que a menudo resultan incompatibles con la presencia del lince.

Para finalizar, recordaremos que, como superpredador, el lince ibérico mantiene relaciones de competencia y exclusión con otros depredadores, especialmente con el zorro, al que en buena medida expulsa de sus territorios (Fedriani et al., 1999; Palomares, 1999; Fundación CBD-Hábitat, 2006). Ello ha llevado a considerarle, con propiedad, como un magnífico aliado para la caza menor (Palomares, 1999). Sin embargo, la situación no parece tan clara con otros, como el tejón. En todo caso, esa relación de mutuo beneficio entre el lince y la caza menor puede dar lugar, como ya pusimos de manifiesto en el caso del jabalí, a situaciones que podríamos calificar de "bucles sin salida". En concreto, la abundancia de depredadores generalistas puede convertirse en un obstáculo insalvable para la existencia de poblaciones abundantes de conejo de monte en un territorio y, de ese modo, impedir el establecimiento de lince divagantes en el mismo, lo que, a su vez, resultaría favorable para los depredadores generalistas. Afortunadamente, la experiencia reciente (Fundación CBD-Hábitat, 2006) ha demostrado que una buena gestión del hábitat puede permitir salir de ese tipo de situaciones, y con más motivo si fuese acompañada de un control selectivo de depredadores generalistas.

3.7. INFRAESTRUCTURAS

En apartados anteriores se ha afirmado que el lince ibérico es un claro ejemplo de un depredador adaptado a un medio natural modelado por el hombre. Sin embargo, esa capacidad tie-

ne un límite, y el felino se ve afectado de forma muy intensa y negativa por las infraestructuras más modernas, especialmente carreteras (autopistas y autovías, sobre todo, pero también carreteras de categorías inferiores) y vías férreas (el AVE es un buen ejemplo). Esas infraestructuras constituyen barreras a veces infranqueables para la especie, lo que contribuye a aislar los núcleos poblacionales y a facilitar la desaparición de algunos. En otros casos, llegan a ser permeables al paso de individuos, pero en entonces se plantea el grave problema de la mortalidad por atropellamiento. Como desgraciadamente hemos podido comprobar en los últimos años, las carreteras, incluso las de categorías más bajas, donde la velocidad está limitada, provocan una alta mortalidad de lince, especialmente jóvenes dispersantes, que la especie no puede soportar en su dramática situación actual.

3.8. ACTIVIDAD HUMANA

La actividad humana también afecta directa e intensamente al lince ibérico. La especie ha sido capaz de convivir con el hombre durante siglos, pero con una población humana muy escasa y dispersa cuya influencia sobre el felino era mínima. De hecho, se puede afirmar con seguridad que el lince ibérico es un predador con unos altos requerimientos de tranquilidad –probablemente los más altos de todos los carnívoros españoles– en sus áreas de campeo y reproducción, que como ya dijimos son muy amplias. Necesita grandes territorios de monte mediterráneo con escasa influencia humana. Precisamente la ausencia de esas grandes superficies en la mitad oriental española, dominada por paisajes agrícolas, sea la causa de su temprana desaparición de esa parte de nuestra geografía. A pesar de ello, llama la atención que, en las áreas donde está presente, su comportamiento, cuando se encuentra con el hombre, sea relativamente confiado, incluso mucho más que el de especies con menores exigencias de tranquilidad, como el zorro.

Capítulo 4



El conejo de monte:
la presa principal del lince ibérico



Capítulo 4

EL CONEJO DE MONTE: LA PRESA PRINCIPAL DEL LINCE IBÉRICO

Alfonso San Miguel, Jaime Muñoz-Igualada,
Francisco Guil, Fernando Silvestre

4.1. INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior afirmamos que la conservación del lince ibérico estaba estrechamente ligada a la de su hábitat y que, por eso, el conocimiento del mismo resultaba imprescindible para la conservación del felino. Algo parecido sucede con el conejo de monte (Figura 4.1), que constituye su presa principal, hasta tal punto que llega a suponer el 100% de su dieta y habitualmente supera el 85% (Delibes, 1980a, b; Aymerich, 1982; Aldama et al., 1991; Aldama, 1993; Calzada y Palomares, 1996; Blanco, 1998). De hecho, como también afirmamos en el capítulo anterior, la abundancia del lagomorfo se considera una condición indispensable para la presencia, y con mayor motivo la reproducción, del lince ibérico. Por eso, buena parte de las actuaciones orientadas a su conservación tratan de conseguirla por medio del fomento de las poblaciones del conejo. Como consecuencia, siguiendo un razonamiento similar al expuesto con anterioridad, creímos necesario incluir en este Manual un pequeño capítulo destinado a resumir los



Figura 4.1. Conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) adulto.

aspectos más básicos de la biología y ecología del conejo de monte, aspectos cuyo conocimiento consideramos imprescindible para el diseño de actuaciones orientadas a su fomento. Para un conocimiento más detallado de la especie, se puede recurrir a los trabajos de Soriguer (1981), Thompson y King (1994); Villafuerte (1994), Blanco (1998); Gea et al. (2004); González y San Miguel (2004) o Muñoz-Igualada (2005).

4.2. TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN

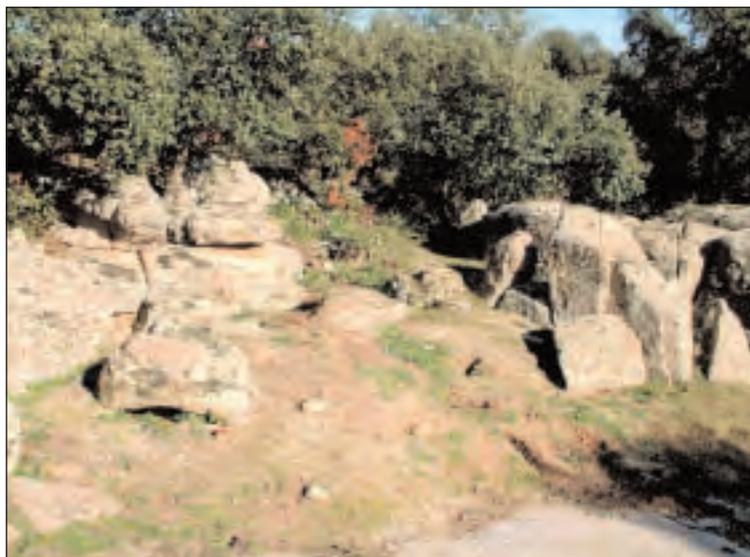
El conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.) es un lagomorfo de la familia Leporidae, a la que pertenecen liebres y conejos, que se caracteriza precisamente por su carácter excavador, aspecto al que alude su nombre específico, ya que *cuniculus* parece ser una voz de origen ibérico que pasó al latín y significa, precisamente, madriguera, vivar (Corominas, 1987). De tamaño medio (en España, el peso de los adultos suele oscilar entre 800 y 1500 g y en el Reino Unido y Australia llegan a superar los 2 kg) y gran prolificidad, constituye una presa básica para la mayor parte de los carnívoros, y muy particularmente para el lince ibérico, que se ha especializado en su consumo y parece haber co-evolucionado con el lagomorfo, llegando a depender fuertemente de su dinámica poblacional.

Oryctolagus cuniculus es el único conejo europeo. Su origen, relativamente reciente, ya que data del Pleistoceno medio (López Martínez, 1977), está en la Península Ibérica, donde colonizó prácticamente todas las regiones y pronto adquirió tal protagonismo por su abundancia que, de hecho, España es un término de origen fenicio que significa "tierra de conejos". Su prolificidad y tamaño medio le llevaron a ser domesticado por los romanos, que lo expandieron por todos sus dominios. Esa tarea continuó durante siglos por gran parte de Europa (las primeras evidencias de su presencia en el Reino Unido datan del siglo XII), donde se asilvestró con facilidad. Posteriormente fue exportado a muchas colonias europeas, sobre todo a Australia, donde, dada la ausencia de predadores especializados, pronto adquirió el carácter de plaga. Precisamente como consecuencia de esa circunstancia, a principios del siglo XX se aisló el virus de la mixomatosis, que afectaba de forma benigna al género americano *Sylvilagus*, y se decidió utilizarlo como medio de control de esa plaga. En 1950 se introduce en Australia y poco después (1952), en Francia, desde donde se extendió rápidamente por toda Europa, diezmando las poblaciones con una impresionante eficacia. Posteriormente, en 1988, aparece en Europa otro virus, el de la enfermedad hemorrágica, que constituyó un complemento letal de la mixomatosis para la mayor parte de las poblaciones españolas y, paralelamente, para las de los predadores más especializados en su captura, en especial el lince ibérico (*Lynx pardinus*), el águila imperial (*Aquila adalberti*) y el águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*).

En la actualidad, se admite la existencia de dos subespecies del conejo de monte europeo: *O.c. algirus* (Loche, 1858), de tamaño pequeño y característico de la mitad occidental de la Península Ibérica (poblaciones situadas al oeste de una línea imaginaria que uniese La Coruña con Almería), norte de África e islas mediterráneas, y *O.c. cuniculus* (L. 1758), de mayor tamaño, que ocupa el resto de Europa occidental. La diversidad genética parece ser muy superior en



Figura 4.2. Los sustratos graníticos son especialmente favorables para el conejo de monte porque dan lugar a suelos fácilmente excavables y proporcionan protección para los vivares



las poblaciones de la subespecie *algius*, lo que en principio supondría una ventaja adaptativa frente a perturbaciones graves, y en particular frente enfermedades como la mixomatosis o la hemorragia vírica, que también tienen su propia diversidad genética y capacidad de mutación.

Aunque el conejo de monte se extiende prácticamente por todo el territorio español, hoy sólo cuenta con poblaciones verdaderamente abundantes en comarcas de Madrid, Castilla-La Mancha, Murcia y Andalucía; comarcas donde las características litológicas y de utilización del territorio le han permitido reproducirse con la intensidad suficiente para sobreponerse a la incidencia de las enfermedades, los predadores y la caza.

4.3. MORFOLOGÍA

Como ya dijimos, el conejo de monte es un mamífero de tamaño medio, cuyos adultos suelen pesar entre 800 y 1500 g en España, aunque no hay diferencias significativas entre sexos. Parece adaptarse perfectamente a la Ley de Bergmann, ya que el tamaño de sus individuos se incrementa de forma más o menos regular desde el sur hacia el norte. Del mismo modo, como sucede con otros mamíferos, el peso de los adultos parece sufrir variaciones estacionales provocadas por la disponibilidad de alimento de calidad, ya que es máximo en primavera, va descendiendo durante el verano y alcanza el mínimo en otoño, antes de que los pastos herbáceos rebroten con la llegada de las primeras lluvias de esa estación (Soriguer, 1981). Se trata del mismo patrón que, por ejemplo, se puede observar en el ciervo (*Cervus elaphus*) en el mismo hábitat (datos no publicados).

Como corresponde a su carácter de especie-presa, de base de las pirámides tróficas de los ecosistemas en los que vive, el conejo de monte ha adaptado la típica estrategia reproducti-

va de la r, que le lleva a sobrevivir gracias a una intensa dinámica reproductiva, que describiremos posteriormente, y un precoz desarrollo de sus jóvenes. De ese modo, a los pocos meses de vida, los conejos jóvenes adquieren no sólo el tamaño de los adultos sino también la capacidad de reproducirse, y eso resulta trascendental para su supervivencia y también para planificar medidas orientadas al fomento de sus poblaciones.

4.4. ECOLOGÍA

El conejo de monte es una especie eurióica, con una muy amplia valencia ecológica, que puede adaptarse a hábitats muy variados, de lo que da fe su amplia distribución actual por todo el mundo. Sin embargo, su óptimo corresponde a paisajes en mosaico, dominados por matorrales o arbustados, tanto con arbolado como sin él, pero salpicados de pequeñas tesselas de pasto herbáceo o cultivo agrícola, que son las que contribuyen a proporcionarle alimento de calidad. En ese hábitat satisface sus necesidades de refugio y alimento. También, como es lógico necesita agua, y con mayor intensidad en el ámbito mediterráneo, donde responde con claridad a su oferta en charcas o bebederos (Fundación CBD-Hábitat, 2006). Sin embargo, es capaz de vivir y ser abundante en zonas de clima árido, como la costa de Murcia y Almería, con precipitaciones inferiores a 180 mm, aprovechando tanto la humedad de las precipitaciones horizontales (rocío) como la incluida en la vegetación que ingiere.

En general, se puede afirmar que las mejores poblaciones españolas de conejo se ubican en territorios con clima mediterráneo, en los pisos termo- y mesomediterráneo (llega, pero con menor abundancia al supramediterráneo y, de forma puntual, al orosubmediterráneo) y con ombroclimas que oscilan entre el semiárido y el subhúmedo (aunque vive desde el árido hasta el hiperhúmedo). No parece ser muy sensible a la continentalidad climática ni a la ordenación estacional de la cuantía de las precipitaciones.

Con relación al sustrato litológico y los suelos, el conejo muestra un comportamiento igualmente eurióico. Puede vivir sobre prácticamente todos los tipos de sustratos y suelos. Sin embargo, la incidencia de la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica virica, unidas a la presión de los predadores y los cazadores han hecho que sus mejores poblaciones queden restringidas a aquellos sustratos litológicos y suelos en los que la excavación de madrigueras (vivares) resulta más fácil y en los que, por consiguiente, cuentan con mejores defensas frente a los predadores y mayor capacidad reproductiva. Del resto en muchos casos han llegado a desaparecer o se mantienen en unos niveles mínimos que no les permiten recobrar su abundancia inicial: es la ya mencionada "trampa del predador". Ello sucede, por ejemplo, sobre sustratos de pizarras, esquistos o cuarcitas, muy abundantes en Extremadura, Andalucía y gran parte de los antiguos dominios del lince ibérico. Los sustratos graníticos (Figura 4.2), las margas, calizas e incluso los yesos resultan los más favorables para el conejo en las circunstancias actuales. No obstante, es necesario poner de manifiesto que cuando los suelos son profundos y ricos en bases y la topografía es favorable, la actividad agrícola afecta a la práctica totalidad del territorio y dificulta o impide la construcción de vivares y con ello la reproducción del cone-

jo. Ello sucede, por ejemplo, en gran parte de las mesetas de Castilla y León y Castilla-La Mancha y en los vertisuelos andaluces del valle del Guadalquivir.

Las series de vegetación que mejor se adaptan a los requerimientos ecológicos del conejo de monte son las que tienen como etapa más evolucionada comunidades de la clase *Quercetea ilicis*, tanto en sus variantes de bosque (orden *Quercetalia ilicis*) como de matorral o arbustedo (orden *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*). En concreto, sobre sustratos pobres en bases, coinciden con las ya descritas para el hábitat óptimo del lince ibérico.

La vegetación real corresponde al mosaico descrito anteriormente. En él los matorrales y arbustedos desempeñan una labor esencial de oferta de refugio y protección al conejo, aunque también se lo ofrecen a sus predadores. Por ello, y por la proliferación del jabalí, el conejo suele ser escaso en zonas donde esas comunidades son muy cerradas y cubren amplias superficies: el conejo de monte necesita pequeños claros de pastizal o cultivo agrícola. En verano, cuando los pastos herbáceos se agostan, y en invierno, cuando producen muy poco por frío, el conejo llega a depender en buena medida del ramón y los frutos de la vegetación leñosa. Sin embargo, como luego describiremos, el conejo necesita alimento de calidad para reproducirse, y ello le impide depender exclusivamente del ramón. Por ello, requiere pequeños claros de pastizal o cultivo agrícola, que al menos de forma estacional le proporcionen ese alimento rico en Materias Nitrogenadas Digestibles (MND) que necesita para reproducirse. Por eso, incluso en el medio mediterráneo, el conejo de monte ha sido y sigue siendo una especie estrechamente ligada a la actividad humana; y por eso, entre otras cosas, ha desaparecido o está desapareciendo de aquellos en los que esa actividad o ha desaparecido o casi lo ha hecho, como sucede en muchas fincas de caza mayor o en el ya mencionado Parque Nacional de Doñana.

En el caso de terrenos adherados, el problema no reside en el exceso de vegetación arbustiva o de matorral, sino en su ausencia, en la escasez de refugio. Por ello, las matas que, pro-



Figura 4.3. Las matas que, procedentes de brotes de raíz, surgen con frecuencia en la base de los pies arbóreos de las dehesas, proporcionan un refugio que resulta esencial para la supervivencia del conejo en ese tipo de hábitat.



Figura 4.4. Vivar de conejo de monte construido bajo la protección de un arbusto de lentisco (*Pistacia lentiscus*).

cedentes de brotes de raíz, aparecen a menudo en la base de los pies arbóreos, desempeñan una excepcional función de oferta de refugio para el conejo, aunque compitan con la copa del árbol (Figura 4.3). Algo parecido sucede con los pequeños rodales de vegetación arbustiva o de matorral que, a pesar de reducir la superficie de pasto herbáceo, contribuyen a ofrecer refugio tanto al lagomorfo como a la regeneración del arbolado.

En los terrenos dominados por el cultivo agrícola, la presencia de pequeñas manchas de matorral o arbustedo, los setos, ribazos o juncales, desempeñan una labor insustituible de oferta de refugio para el conejo de monte y otras especies de caza menor.

4.5. UTILIZACIÓN DEL TERRITORIO. LOS VIVARES

Anteriormente hemos afirmado que el conejo es un típico estratega de la r; que para subsistir, por selección natural, ha desarrollado una estrategia orientada a reproducirse con la mayor precocidad, rapidez y eficiencia posibles. También hemos afirmado que esa actividad reproductora está estrechamente ligada a la construcción de vivares, que también le proporcionan refugio frente a los predadores y un microclima menos extremado que el del exterior. Por eso, en la situación actual, con la presión brutal de las dos enfermedades víricas que le afectan con intensidad, y con la de los predadores, que proporcionalmente son cada vez más abundantes (sus poblaciones probablemente se mantengan o incrementen, pero las de conejo disminuyen), la única esperanza de conseguir poblaciones abundantes de conejo es garantizar una oferta adecuada de vivares o refugios que desempeñen una función similar. Sin embargo, dados los procedimientos de transmisión de las enfermedades que afectan al lagomorfo (por parásitos y vía aerógena), los vivares constituyen lugares propicios para que se produzca esa transmisión. Por ello, el conocimiento de la ubicación y las características esenciales de los vivares resulta de una importancia trascendental para el fomento de las poblaciones

de conejo y, por consiguiente, la recuperación del lince ibérico.

Las características de los vivares varían con el tipo de suelo y dependen de la compleja organización jerárquica de las poblaciones de conejo. Sus aspectos más importantes han sido descritos en España por Soriguer (1981), Silvestre et al. (2004) y Gea et al. (2005), entre otros, por lo que ahora nos limitaremos a resaltar los aspectos de mayor relevancia.

En general, la ubicación de los vivares tiende a centrarse cerca del ecotono matorral o arbustedo-pastizal o cultivo agrícola, buscando algún tipo de protección física: rocas, árboles, arbustos (Figura 4.4). Del mismo modo, evita los lugares fácilmente inundables, en los que los gazapos perecerían por ahogamiento, así como los que son objeto de cultivo agrícola.

En el vivar o madriguera vive una comunidad de conejos, generalmente de carácter poligínico, con una compleja pero estricta jerarquía, tanto entre machos como entre hembras. Así, sólo las hembras dominantes (generalmente de 1 a 3) crían en el interior del vivar, excavando nuevas cámaras de cría antes de cada parto, lo que se puede observar por la extracción de tierra (Figura 4.5), mientras que las dominadas a veces se ven obligadas a iniciar la apertura de pequeños nuevos vivares (gazaperas) en las proximidades (Mykutowycz, 1959). En esas gazaperas, que a menudo consisten simplemente en una pequeña galería y una cámara de cría, ellas paren y alimentan una vez al día a sus crías, retornando posteriormente al vivar, donde viven. Como cabe suponer, las gazaperas son objeto de excavación y predación con mucha mayor facilidad que los verdaderos vivares, y cuando los suelos no son suficientemente profundos y los predadores (jabalí incluido) son abundantes, su éxito reproductivo es prácticamente nulo (Figura 4.6). Cuando las crías nacidas en la gazapera son suficientemente grandes para trasladarse al vivar principal, lo hacen, y permanecen en él hasta que su desarrollo corporal y sexual y la presión de los adultos dominantes les obligan a iniciar la dispersión. A partir de las tres semanas de edad, cuando empiezan a tomar alimento sólido, es frecuente que los gazapos se asomen a las bocas de los vivares e incluso que salgan por sus proximidades (Figura 4.7). De ese modo, por medio de sus deyecciones se puede detectar la presencia o ausencia de crías en esos vivares.

La dispersión es un proceso esencial en la configuración y estabilización de las poblaciones de conejo, contribuye a incrementar su diversidad genética y garantiza un flujo permanente de información entre comunidades próximas (Webb et al., 1995). Sin embargo, consti-



Figura 4.5. Boca de un vivar en la que se observa la extracción de arena, que indica que al menos una hembra está criando en su interior.



Figura 4.6. Gazapera excavada y expoliada por un predador.

tuye la etapa más peligrosa de su vida, ya que la supervivencia del conejo se fundamenta en un conocimiento muy detallado de su espacio vital, lo que hace que la tasa de mortalidad de los individuos dispersantes sea extremadamente alta. Por ello, resulta de especial importancia garantizar una adecuada oferta de refugio en las proximidades de los mejores núcleos reproductores de conejo y en las cercanías de los lugares donde se lleven a cabo repoblaciones con el lagomorfo. La dispersión afecta muy mayoritariamente a conejos jóvenes, de entre 3 y 5 meses de edad, "gazapones" que han adquirido un tamaño corporal similar al de los adultos y, así mismo, la madurez sexual, pero que todavía tienen muy poca experiencia en su nuevo hábitat y en prevenir los ataques de los predadores. Hay que tener en cuenta que la mayor parte de los movimientos dispersivos los realizan los machos, que llegan a desplazarse hasta 1.500 m desde el vivar de origen (Parer, 1982), distancia que disminuye cuando la presencia de refugio adecuado es menor (Vitale, 1989). Por lo tanto, será necesario que la mayor parte de las actuaciones de fomento del conejo y en especial los refugios, se concentren en el entorno del área de actuación o de las zonas de buena densidad de conejo (hasta 300-500 m). Esto contribuirá a disminuir las distancias de dispersión y el consecuente riesgo de predación.



Figura 4.7. Gazapos de poco más de tres semanas de edad en la boca de un vivar.



El conejo de monte suele marcar su territorio tanto con señales olfativas como con letrinas o cagarruteros (acúmulos de excrementos) y escarbaduras superficiales del suelo, generalmente acompañadas de orina y algunas heces. También, dada la intensa actividad digestiva del lagomorfo, es habitual encontrar excrementos más o menos dispersos o concentrados en pequeños grupos, que no tienen esa finalidad de marcaje del territorio, pero que dan una idea de la preferencia del conejo por diferentes tipos de hábitat. En ambos casos, esas concentraciones de heces pueden ser utilizadas para detectar la presencia de la especie y estimar su grado de abundancia poblacional (ver apartado 4.9).

4.6. ALIMENTACIÓN

Los lagomorfos (conejos y liebres) son fitófagos que, por selección natural, han desarrollado dos sistemas para aprovechar con la máxima eficiencia los recursos de los que se alimentan, y también para adaptar a ellos su reproducción. Por su interés e importancia para el fomento de sus poblaciones y la conservación del lince ibérico los describiremos brevemente.

Todos sabemos que los rumiantes (vacas, ovejas, cabras o ciervos, por ejemplo) tienen un aparato digestivo dividido en cuatro compartimentos. Así pueden aprovechar eficientemente no sólo los principios inmediatos de los alimentos que ingieren –que generalmente son muy voluminosos, pero pobres en energía y proteína– sino también los de los micro-organismos (bacterias, hongos, protozoos) que “cultivan” en su rúmen para que les ayuden a descomponerlos por medio de sus enzimas celulolíticas. De esa forma se han adaptado a poder vivir de recursos alimenticios vegetales de mediocre calidad. Conejos y liebres se han enfrentado a un problema similar, pero agravado por dos motivos: porque no son rumiantes y porque el alimento pasa con mayor rapidez por su aparato digestivo. Por eso, no podrían subsistir con alimentos de baja calidad, como los que normalmente encuentran en el campo. Sin embargo, por selección natural han desarrollado un ciego muy alargado y voluminoso en el que, como los rumiantes, “cultivan” micro-organismos, ricos en proteínas que les ayudan a descomponer los alimentos ricos en fibra y a utilizar mejor la proteína de baja calidad. El problema es que el ciego está al final del aparato digestivo, donde ya no es posible aprovechar suficientemente bien los recursos de esos alimentos ni los de los micro-organismos. Por ello, lo que hacen es producir dos tipos de heces: unas normales, duras, ricas en fibra y pobres en proteína y nutrientes, que son efectivamente materias de deshecho, y otras blandas, que están recubiertas de una película de micro-organismos y son ricas en proteínas, ácidos grasos volátiles y minerales. Estas últimas las vuelven a ingerir, pasan de 6 a 8 horas en el estómago, que también es bastante voluminoso, y de ese modo aprovechan con la máxima eficiencia las posibilidades de los alimentos que ingieren (Blas, 1989). Así, mediante ese curioso sistema de alimentación denominado cecotrofia, se han adaptado a sobrevivir con alimentos vegetales de baja calidad, especialmente en proteína y minerales.

La segunda “estrategia” que mencionamos es la que permite a los lagomorfos adaptar su reproducción a la calidad de su dieta, y se manifiesta con especial intensidad en el caso del

conejo de monte. Consiste en que las hembras sólo ovulan e inician su periodo de gestación cuando la calidad de su dieta es suficientemente alta; en concreto, cuando la proteína digestible supera un determinado umbral (Villafuerte et al., 1997). En concreto, ese umbral ha sido situado por numerosos autores en un 17% de Proteína Bruta o Materias Nitrogenadas Totales (Blas, 1989), umbral que superan la mayoría de las leguminosas, tanto en su fase de crecimiento vegetativo como en las de inicio de floración y floración, pero al que sólo llegan las gramineas durante su fase de crecimiento vegetativo, ya que al iniciarse la floración, el porcentaje de proteína cae muy por debajo de lo que demandan las conejas de cría (Figura 4.8). De hecho, si la calidad de la dieta se reduce mucho o si hay problemas de estrés, son capaces de reabsorber sus propios fetos incluso después de superado el 75% del periodo de gestación. En definitiva, una buena alimentación, una dieta rica en proteína digestible, permite incrementar la productividad de las poblaciones de conejos y liebres y, por consiguiente, las posibilidades cinegéticas del territorio que se gestiona.

La capacidad de ingestión del conejo varía, como en el resto de los animales, con su peso metabólico (peso elevado a 0,75) y con su fenología. En el conejo doméstico oscila entre los 39 g/día al mes de vida, cuando se produce habitualmente el destete (la producción de leche cae 5-10 días antes del parto y el periodo de gestación dura 30 días) y los 190 g a los 100 días, cuando ya se puede considerar prácticamente adulto (Blas, 1989). Estableciendo las proporciones correspondientes a las diferencias de peso metabólico y considerando la influencia que tiene el contenido en fibra de la dieta en la ingestión (Blas, 1989), se podría estimar que, como media, un conejo de monte adulto puede ingerir entre 100 y 150 g/día de Materia Seca. Sin embargo, en el caso de las hembras de cría, las fluctuaciones en la ingesta son muy notables, desde los 100 g/día inmediatamente antes del parto hasta unos 400 en el momento de máxima producción de leche, unos 20 días tras el parto (Blas, 1989). En el caso de las conejas de monte, hechas las correcciones mencionadas, podríamos estimar unos consumos respectivos de 60 g/día en el mínimo, antes del parto, y 240 g/día en el máximo del periodo de lactación. De ese modo, una buena población de conejos, que llegue a los 10 individuos/ha en los momentos mejores y baje hasta los 2 en los peores (el doble de lo que permite el sustento de una hembra reproductora de lince) puede consumir unos 250 kg/ha de Materia Seca, una cantidad relativamente pequeña, ya que equivale a la quinta parte de lo que produce una dehesa media. Sin embargo, los problemas de alimentación de las poblaciones de conejos no son de cantidad sino, como veremos, de calidad y distribución temporal de la oferta de alimento herbáceo de calidad.

Las principales fuentes de alimento de que dispone el conejo de monte son habitualmente los pastos herbáceos naturales, generalmente pastizales, los cultivos agrícolas y la vegetación leñosa. Los pastos herbáceos naturales proporcionan alimento de calidad en primavera-al florecer y secarse pierden la mayor parte de su calidad nutritiva –y otoño, tras las primeras lluvias de esa estación, si se producen pronto. Luego, el descenso de las temperaturas ralentiza el crecimiento de la hierba, y la oferta invernal de los pastos naturales es de alta calidad, pero muy escasa. A los cultivos agrícolas les sucede algo similar, aunque obviamente

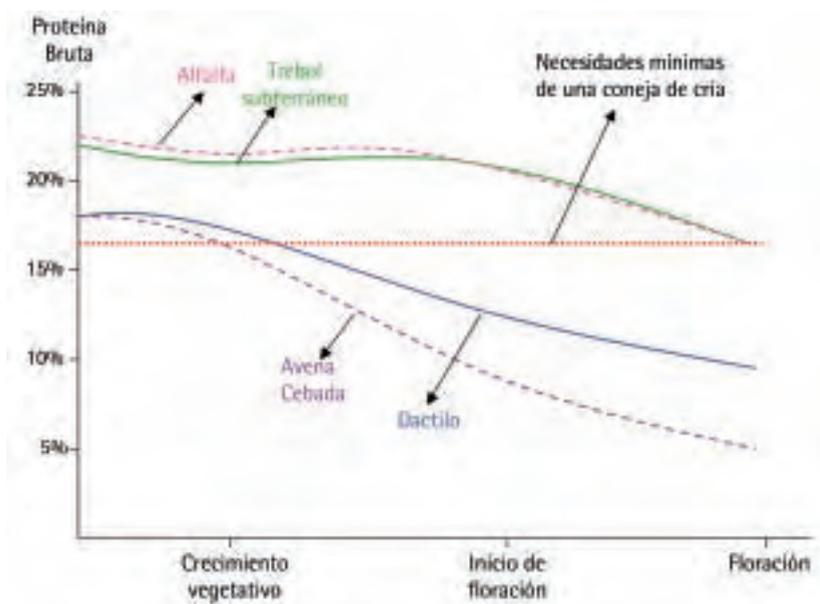


Figura 4.8. Evolución del contenido en proteína bruta del forraje de dos leguminosas, alfalfa y trébol subterráneo, y tres gramíneas, dactilo y cebada o avena, comparada con las necesidades mínimas de una coneja de cría. Como se puede observar, las leguminosas siempre superan el umbral necesario para la cría, pero las gramíneas sólo lo hacen durante la fase de crecimiento vegetativo. Datos bromatológicos tomados de Blas et al. (1986).

existen diferencias dependientes de su tipología. En general, las siembras de cereal son utilizadas a finales de invierno, cuando el alimento natural escasea y las siembras han adquirido una biomasa aceptable, y en verano, cuando el grano ha madurado y los pastos herbáceos naturales están agostados (ver apartados 6.4 y 6.5 de este trabajo). En esa época, cortan las cañas y consumen el grano en el suelo (Muñoz-Igualada, 2005). Si las siembras son de leguminosas, son utilizadas también en primavera y pueden consumir los henascos y las semillas durante el verano. La vegetación leñosa ofrece un alimento abundante, pero de calidad muy mediocre, que sólo es utilizado por el conejo cuando el alimento herbáceo es escaso o de muy baja calidad: en verano e invierno. En concreto, el conejo ramonea con intensidad las hojas y ramillos de las plantas leñosas más palatables y menos ricas en defensas químicas, como la encina o la coscoja, y es bien conocida su preferencia por las semillas de leguminosas (retama, carretones, tréboles), así como por las bellotas, que consume con avidez en otoño, especialmente si las lluvias llegan tarde y el rebrote otoñal de la hierba se retrasa (Zamora et al., 1985) (Figuras 4.9, 4.10 y 4.11).

Dada su vulnerabilidad frente al ataque de predadores cuando se encuentra al descubierto, el conejo de monte no suele realizar grandes desplazamientos para alimentarse. Así, existen estimaciones de radios de acción de 300 m (Cooke, 1981) y de territorios medios de 2,5



Figuras 4.9. y 4.10. Retama sphaerocarpa (izquierda) rodeada por ortigas (color verde) que se han desarrollado como consecuencia de la abundancia de deyecciones de los conejos que se alimentan de sus semillas. A la derecha se observa una mata de encina (*Quercus rotundifolia*) ramoneada por los conejos hasta una altura de unos 50 cm.

ha (Calvete et al., 1997). Como es obvio, ello debe ser tenido en cuenta a la hora de planificar actuaciones orientadas al fomento de las poblaciones del lagomorfo.

Las experiencias de mejora e implantación de pastos que hemos llevado a cabo para favorecer a las poblaciones de conejo de monte (Muñoz-Igualada, 2005) han puesto de manifiesto que, efectivamente, esos lagomorfos seleccionan en cada época los que satisfacen sus necesidades de forma más eficiente. De ese modo, todos los tipos de pastos herbáceos son utilizados por el conejo, pero cada uno en el momento más adecuado, y se complementan entre sí para satisfacer de forma óptima sus requerimientos, tanto alimenticios como de refugio. Otra conclusión importante es que, a diferencia de lo que sucede con la oveja, la vaca o el ciervo, que mejoran los pastos con su pastoreo, al conejo puede no sucederle lo mismo, sobre todo si las densidades poblacionales son muy altas. La principal diferencia se debe a que el conejo no se limita a consumir la biomasa aérea; también, si existen esas altas densidades, excava buscando las semillas enterradas en el suelo y de ese modo puede llegar a agotar el banco de las correspondientes a las especies de mayor calidad (generalmente leguminosas), con lo que el pasto termina por degradarse. En los apartados 6.4 y 6.5 de esta obra se puede encontrar información más detallada sobre el particular.

4.8. REPRODUCCIÓN. DINÁMICA POBLACIONAL

Ya hemos afirmado anteriormente que el conejo de monte es un típico estratega de la r; una especie cuya supervivencia se apoya en su precocidad, rapidez y eficiencia reproductiva. Por ello, el conocimiento de los aspectos básicos de esa faceta de su biología resulta esencial



Figura 4.11. Conejo de monte adulto consumiendo una bellota verde a principios de otoño.



para la gestión y el fomento de sus poblaciones. En este apartado trataremos de resumir aquellos que consideramos más importantes.

Las conejas españolas alcanzan la madurez entre los 3 y los 5 meses de edad, dependiendo de su desarrollo corporal y, por consiguiente, de la calidad del alimento de que hayan dispuesto. En comparación con las del resto de Europa y Australia, exhiben una mayor precocidad sexual, aunque tienen camadas menos numerosas (Soriguer, 1981). El periodo de gestación es de 30 días y pueden volver a ovular inmediatamente después del parto, lo que les permite tener un gran número de camadas cada año (Figura 4.12). Aunque Williams y Moore (1989) han demostrado que, con una alimentación de calidad "ad libitum" una hembra puede llegar a producir 38 gazapos por año, lo normal en España es que el número de camadas sea de 2-3(4), dependiendo de la oferta de alimento de calidad. Como el número de crías oscila entre 2 y 5, con una media de 3, la producción media de gazapos por hembra se puede estimar en 6-9. Si las lluvias otoñales llegan pronto, se puede producir un parto de otoño tardío (noviembre), aunque ello no es frecuente. Si el otoño es bueno, pero no suficientemente para que exista paridera, es posible que el primer parto del año hidrológico se produzca a principios o mediados de invierno, aunque sin afectar a todas las hembras fértiles. Lo que sí es habitual es el parto de finales de invierno o inicio de primavera, coincidiendo con la aceleración del desarrollo vegetativo de los pastos herbáceos, que es el más seguro de todo el año. De ese modo, si la otoñada es buena, la secuencia de partos sería: noviembre – febrero – abril, mientras que si es mala, sería enero – abril. Tras la primavera, si los pastos no son suficientemente buenos y no hay cultivos agrícolas o alimentación suplementaria, la floración y el posterior agostamiento de la hierba suponen el inicio del periodo de inactividad reproductiva en el conejo. Si, por el contrario, existen pastos de calidad o cultivos, o si se proporciona alimento suplementario, las conejas pueden tener otros dos partos, hasta bien entrado el verano. De ese modo, una coneja puede llegar a producir hasta 15-18 gazapos por año, y ello sin tener en cuenta los que pueden producir las hembras procedentes de sus primeros partos. Esas hem-



Figura 4.12. Nido de conejo de monte en el que se puede observar la presencia de dos gazapos entre el pelo del abdomen de la madre que los recubre.

bras pueden llegar a parir en la siguiente primavera, por lo que resulta de especial interés garantizar una alimentación de calidad en otoño. La principal consecuencia para el fomento de las poblaciones de conejo y la conservación del lince ibérico es que una adecuada oferta de alimento puede duplicar o triplicar la productividad de las hembras y, por consiguiente, permitir salir a la especie de la ya mencionada "trampa del predador" y alcanzar poblaciones estables y con alta densidad, que puedan permitir la presencia y reproducción del lince ibérico.

La dinámica poblacional del conejo de monte no es sino la consecuencia directa de la estrategia reproductiva que acabamos de describir, ya que la vida media de los individuos suele ser muy corta: la esperanza de vida se ha estimado en 1,2 años (Silvestre et al., 2004). El mínimo poblacional se alcanza a finales de otoño o principios de invierno. Los primeros partos de finales de otoño o invierno, siempre dependientes de la climatología y la oferta de alimento de calidad, permiten incrementar ligeramente las densidades poblacionales del lagomorfo antes del inicio de la primavera. Las camadas procedentes de esa estación, que siempre existen, hacen que el máximo poblacional de la especie se sitúe siempre a finales de primavera o inicios de verano, coincidiendo con la dispersión de los individuos jóvenes. De ahí en adelante, dependiendo de la gestión que se lleva a cabo, se inicia un periodo de descenso poblacional, que siempre se produce como consecuencia de las altas tasas de mortalidad de los jóvenes dispersantes y la ausencia o escasez de reproducción estival (ver capítulo 7). Como es lógico, todo ello se ve afectado, y con intensidad, por la incidencia de las enfermedades, que a su vez también dependen de la climatología y la densidad poblacional. De ese modo, es habitual que las densidades poblacionales de conejo de monte sufran intensas fluctuaciones no sólo intra- sino también inter-anales (Figura 4.13). Así, por ejemplo, nuestras observaciones (Fundación CBD-Hábitat, 2006) ponen de manifiesto que, aunque los años más secos resultan desfavorables desde el punto de vista de la oferta de alimento, son relativamente buenos para el lagomorfo, quizás porque la incidencia de las enfermedades es más baja. Sin embargo, años más lluviosos, que proporcionan una mayor oferta de pasto de calidad, pue-

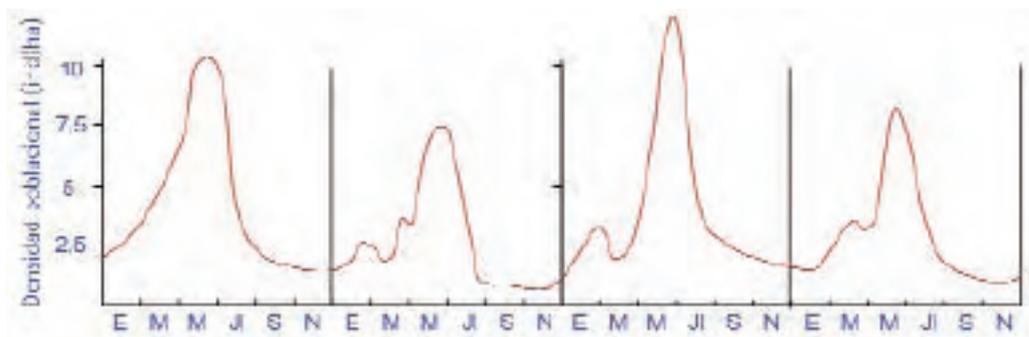


Figura 4.13. Las densidades poblacionales del conejo de monte sufren bruscas fluctuaciones intra- e interanuales dependientes del variable clima, que afecta con intensidad a la cantidad, calidad y distribución temporal de la hierba verde que ofrecen los pastos naturales y los cultivos. También influyen, y con gran intensidad, los ataques de mixomatosis y EHV, que parecen ser especialmente graves en años húmedos.

den llegar a ser desfavorables por la mayor incidencia de la enfermedad hemorrágica vírica (típica de finales de invierno) y la mixomatosis (favorecida por la mayor densidad del lagomorfo y de sus parásitos).

4.9. MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE CONEJOS

Dado su carácter semi-subterráneo y las bruscas oscilaciones estacionales de sus poblaciones, la estimación de la densidad de conejos de un territorio es una tarea difícil. En general, se suelen utilizar dos procedimientos que pueden considerarse complementarios y que no permiten estimar con precisión el tamaño de la población, pero sí, al menos, detectar sus fluctuaciones tanto intra- como interanuales y establecer comparaciones con otros hábitats similares. Uno de ellos es el denominado **Índice Kilométrico de Abundancia (IKA)**; el otro consiste la realización de **transectos a pie**.

El método IKA (Villafuerte et al., 1997; Palomares, 2001b; Calvete, 2002), el más sencillo y recomendable, permite estimar la abundancia relativa de conejo de monte y analizar su variación a lo largo del año, pudiendo detectar el momento de los brotes de enfermedad o las repercusiones de situaciones climáticas extremas u otras catástrofes. Es decir, no se conoce la abundancia real de conejos, pero sí se puede conocer si ésta aumenta o disminuye y en qué cuantía relativa. El empleo de este tipo de censo, a la hora de actuar sobre las poblaciones de lince, de las que conocemos sus requerimientos absolutos, puede presentar inconvenientes. El segundo método, de transectos a pie con conteo de cagarruteros, permite, además, estimar la abundancia absoluta de conejos de un territorio (Palomares, 2001b).

El muestreo IKA es un muestreo lineal, en coche, a escasa velocidad (10-20 km/h) y por pistas poco frecuentadas, por un recorrido prefijado y característico de la zona cuya abun-

dancia de conejo se quiere estimar. El recorrido se planifica de forma que atravesase todos los tipos de hábitat que contiene la finca con una longitud proporcional a su abundancia en la misma. Por ese motivo, se estratifica, dividiéndolo en tramos homogéneos desde el punto de vista del hábitat que atraviesa: dehesa, monte denso, monte claro y pastizal, por ejemplo. En el recorrido, que se suele hacer al amanecer o anochecer, siempre por las mismas personas y en días sin anormales perturbaciones climáticas o de otro tipo, se cuentan los conejos avistados, clasificándolos en adultos o jóvenes, según su aspecto y tamaño, así como las perdices, ungulados y predadores. El recorrido, o transecto, queda definido por su longitud y por dos franjas paralelas al eje del mismo: una de 20 m de anchura (10 a cada lado del eje) y otra constituida por el resto del monte. De esta manera, cada animal visualizado durante el recorrido lleva asociado el tramo del transecto en el que ha sido localizado y su ubicación en la franja correspondiente: menor de 10 m ($D \leq 10m$) o mayor de 10 m ($D > 10m$) (Figura 4.14) (Villafuerte, 1997; Palomares, 2001). El índice utilizado es el número de conejos avistados en cada tramo dividido por el número de kilómetros recorridos, y la realización de un muestreo mensual permite obtener un conocimiento razonable de cómo varían las poblaciones del lagomorfo dentro de cada año y entre años.

El método de transectos a pie consiste en realizar un conteo de conejos mientras se recorre a pie un itinerario preestablecido. Los itinerarios tienen entre 1 y 2 km de longitud, y transcurren preferiblemente por caminos o sendas. Al recorrerlos se anota el número de individuos visualizados y si se encuentran a menos o a más de 10 metros de distancia con respecto a la vertical del recorrido, a ambos lados del mismo. Además, y aprovechando el itinerario, el observador anota si se trata de un individuo joven, adulto, o incluso si se han visualizado otras especies, como perdices, liebres o ungulados.

Cada finca puede tener varios transectos, con el objetivo de que el conjunto de ellos represente la totalidad de hábitats presentes. Cada transecto recorre un tipo de hábitat más o menos homogéneo. Los recorridos se hacen al amanecer o atardecer. La estima de la densidad se puede realizar utilizando un trabajo de Palomares (2001b), que propone, para estimar la abundancia absoluta de conejos en el área de Doñana, la siguiente fórmula:

$$N^{\circ} \text{ conejos total} = 0,57 \times (n^{\circ} \text{ conejos a distancia menor de } 10 \text{ m} / n^{\circ} \text{ km recorridos})$$

Esta fórmula es válida para bajas densidades de conejo, con un límite máximo de 16 individuos por kilómetro de transecto. Como es obvio, la fórmula propuesta por Palomares et al. (2001) sólo es válida para la zona correspondiente a su estudio. Por ello, su empleo fuera de la misma no ofrece garantía resultados válidos. Sin embargo, sí puede ser interesante para obtener una buena idea de cómo varían las densidades del lagomorfo tanto dentro de cada año como entre años; es decir, para estimar densidades relativas.

La estima de las densidades absolutas del conejo fuera del entorno de Doñana puede realizarse mediante otros métodos. Tal y como se ha comentado con anterioridad, la abundancia del conejo puede estimarse mediante el conteo de excrementos. Este método, desarrolla-

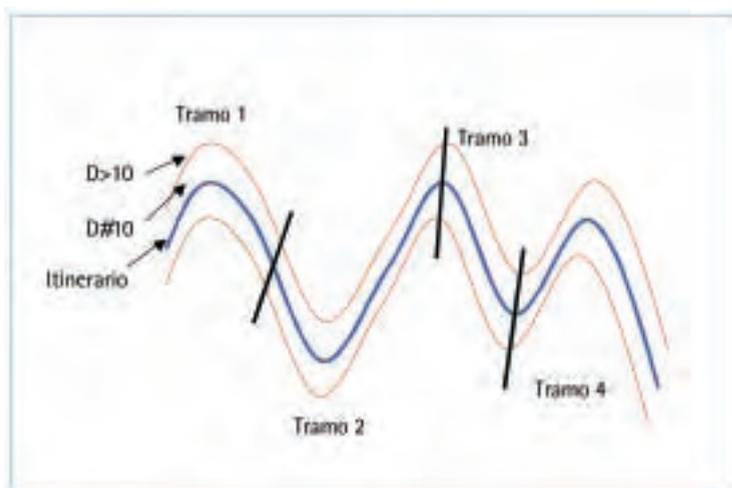


Figura 4.14. Esquema representativo de un itinerario IKA. Se puede observar su división en tramos homogéneos de hábitat y el establecimiento de dos franjas longitudinales paralelas: una situada a menos de 10 m de distancia con respecto al itinerario y otra complementaria.

do por Taylor y Williams (1956), permite conocer la densidad absoluta del conejo mediante el recuento de excrementos en una serie de estaciones de superficie determinada (generalmente inferior a 1 m²). Ha sido ampliamente empleado (Palomares, 2001b; Moreno y Villafuerte, 1994; Fernandez, 2005), aunque a efectos de gestión estimamos más conveniente el empleo de otros sistemas, ya que el conteo de excrementos también presenta limitaciones (Iborra y Lumaret, 1997). La aplicación de programas estadísticos específicos puede permitir conocer con mayor precisión la densidad absoluta a partir de un buen número de repeticiones de los datos (Cooch y White, 2006).

Capítulo

5



El marco legal
para la conservación del lince ibérico

Capítulo 5

EL MARCO LEGAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO

Javier Inogés, Paloma Garzón

5.1. ANTECEDENTES HISTÓRICOS

En España, los primeros pasos normativos dados en favor de la conservación se remontan a 1918, año en el que se declara el primer Parque Nacional bajo la denominación de Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. Sin embargo, la valoración que normalmente se ha hecho de las especies silvestres ha estado más basada en su valor cinegético que en aspectos científicos. Es esta premisa la que ha condicionado la evolución de muchas de las especies peninsulares. En el caso del lince ibérico, si bien como especie cinegética no ha sido especialmente apreciada tradicionalmente por los cazadores, sí que ha sufrido una importante presión por el papel que se le ha atribuido de depredador de caza menor. Desde este punto de vista, se le incluía en el grupo de las "alimañas", cajón de sastre en el que cabían aves, mamíferos, reptiles, independientemente de que su alimentación fuese de carácter especialista o generalista. Esta indiferenciación supone el primer problema para la capacidad de supervivencia de las distintas especies definidas como "alimañas". Por norma general, los depredadores generalistas tienen mayores tasas de reproducción, adaptándose más fácilmente a la oferta de alimento disponible en cada momento y pudiendo "sacar", por lo tanto, mayor número de crías adelante. Por el contrario, algunos especialistas, como el lince ibérico o el águila imperial, se vieron sometidos a una presión que difícilmente eran capaces de compensar con la incorporación de nuevos individuos y que irremediamente reducía sus poblaciones año tras año.

Esta persecución de las llamadas "alimañas", pasó a encontrarse regulada y alentada por la creación de la llamada Junta de Extinción de Alimañas en 1955. Este organismo adjudicaba unos puntos a cada especie según lo dañina que se estimase (un máximo de 25 puntos).

Se iban presentando las piezas ante la Junta y, en función de los puntos que se conseguía acumular, se obtenía una compensación económica y un reconocimiento público en las ocasiones en que la puntuación alcanzada destacaba dentro del conjunto del estado. Lagartos, águilas, lobos, lince, zorros, jinetas, eran algunas de las especies que se capturaban mas habitualmente. En la España de mitad de siglo esta práctica supuso una forma de supervivencia para los alimañeros a la cual se dedicaban con empeño, no existiendo además regulación alguna sobre los métodos de captura utilizables.

Esta visión de la fauna en la que existen unas especies silvestres explotables por el hombre, y por lo tanto de interés económico, y otras que compiten con él reduciendo su beneficio a causa de la depredación que ejercen sobre las primeras, ha sido una de las piedras angulares de la gestión de las especies de fauna en España y ha causado importantes desequilibrios en los ecosistemas, heredados por nosotros hoy en día. Además las fuertes reducciones de las poblaciones de conejo desde finales de los años 50 con motivo de la entrada en España de la mixomatosis, sólo hizo que se perseverara en estas políticas ante el desconocimiento general de cómo frenar la nueva situación.

La Ley de Caza de 1970 incluía al lince ibérico como especie cinegética en el momento de su aprobación, si bien mediante el posterior Decreto 2573/1973 se prohibió definitivamente su caza, captura y comercio. Hoy en día, muchas de las especies que se protegieron en aquel momento continúan en una situación de riesgo para su supervivencia. Desde aquel decreto de 1973, y dejando aparte los convenios de carácter internacional que mostraban un aumento en el grado de concienciación mundial sobre los problemas de conservación de la biodiversidad, el momento reciente mas importante para la conservación en España fue la aprobación de la Ley 4/89 de Conservación de la Naturaleza y la Fauna y Flora Silvestre, con la cual se desarrollaban las figuras de protección de especies y espacios, algunos mecanismos de seguimiento, la elaboración de planes de conservación, etc. Esta ley ha sido ampliamente implementada por el Estado y las Comunidades Autónomas en el ejercicio de sus competencias de manera que, si bien en algunos casos los objetivos no han alcanzado el desarrollo deseado, sí que se ha llegado a un conocimiento claro de la situación de las especies amenazadas en España y cuáles son los factores sobre los que se debe actuar para intentar conservar la gran biodiversidad de nuestras regiones.

La situación actual y futura, difiere en gran parte de la realidad que se plasmó en aquella Ley 4/89, sin que por ello sus principios hayan dejado de ser válidos. Europa se enfrenta a un gran reto presente y futuro para conservar los hábitats representativos de la Unión Europea, la Red Natura 2.000. El éxito de esta iniciativa pasa en parte por la compatibilización de la conservación con el desarrollo económico de las zonas afectadas, lo que dependerá de que se lleven a cabo políticas de fomento de los usos tradicionales del medio. Es evidente que la sociedad debe compensar, de alguna manera y en algún momento, a los propietarios de estos espacios que reúnen importantes valores culturales y naturales por las externalidades positivas que generan de las que se beneficia el conjunto de la población.

Hoy en día existen las herramientas legales necesarias para que el lince ibérico pueda comenzar su recuperación. Se le ha dado espacio (Natura 2000), se encuentra protegido por la legislación nacional, europea e internacional con el máximo grado de protección en todos los casos, se han puesto en marcha políticas activas de gestión de sus poblaciones a través de la Estrategia Nacional de Conservación y los planes de recuperación y se trabaja tanto desde el Estado como desde diversas organizaciones en la sensibilización y la formación de distintos sectores de la sociedad. Sólo queda que las normativas existentes se cumplan con rigurosidad y que los políticos de todas las administraciones se sumen al compromiso de salvaguardar a este felino, el único carnívoro endémico de Europa junto con el visón europeo.

5.2. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN INTERNACIONAL

5.2.1. Convenio CITES

Firmado en Washington en 1973 y modificado en Bonn en 1979, el Convenio sobre comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre (CITES) regula el comercio de especímenes de fauna y flora en función del apéndice en el que se incluyen. El apéndice I comprende las especies en peligro de extinción; el II, las susceptibles de llegar a estar en peligro de extinción si su comercialización no se somete a una reglamentación estricta. El apéndice III incluye las especies sujetas a reglamentación nacional en cada uno de los países firmantes del convenio con el fin de prevenir o restringir su explotación.

La ratificación del Convenio por todas las partes las vincula a no permitir la comercialización de especies de los apéndices I, II ó III, salvo en las condiciones que se fijan en el mismo.

El Lince ibérico se incluye en el Anexo I. Para estas especies dice el Convenio que su comercio: "...se autorizará solamente bajo circunstancias excepcionales".

5.2.2. El libro rojo de la UICN

La Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) constituye la mayor red conservacionista del mundo. Creada en 1948, alberga bajo sus siglas a 82 países, más de 800 organizaciones no gubernamentales y más de 1000 científicos y especialistas de 181 países.

La UICN está compuesta por 6 comisiones y multitud de grupos de especialistas. Una de estas comisiones es la de Supervivencia de Especies (SSC). El Programa de Especies de la UICN es el marco de trabajo bajo el que esta comisión y los grupos de especialistas de especies realizan su trabajo. Este programa incluye varias unidades técnicas: comercio de vida silvestre, lista roja, evaluaciones de biodiversidad de agua dulce, etc. Además tiene un importante papel de asesoramiento a los gobiernos a la hora de elaborar directivas internacionales sobre conservación de la biodiversidad, si bien, su producto más popular es la lista roja. Esta lista, revisada recientemente (2 mayo de 2006), es una base de datos de las especies de flora y fauna

mundial cuya conservación esta amenazada en distintos grados. La UICN clasifica como "en peligro crítico", "en peligro" y "vulnerable", el estado cada una de estas especies. El Lince ibérico se encuentra incluido dentro de las especies "en peligro crítico" y por las circunstancias en que se encuentran sus poblaciones, es considerada por la UICN como el primer felino salvaje que podría extinguirse en un futuro próximo.

Dentro de toda esta estructura, el grupo especialista de felinos (Cat Specialist Group), integrante del grupo de especialistas de mamíferos, se encarga de los planes de acción para la conservación del lince ibérico (Status Survey and Conservation Action Plan) que promueve la UICN.

5.3. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN EUROPEA

5.3.1. Convenio de Berna

Este convenio, aprobado en Berna el 19 de Septiembre de 1979, tiene como objetivo garantizar la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa a través de la colaboración entre los Estados. El convenio obliga a establecer políticas nacionales y disposiciones legales o reglamentarias para asegurar la conservación de las especies recogidas en los Anexos I, II y III. En el Anexo I se recogen las especies de flora estrictamente protegidas; en el Anexo II, las de fauna estrictamente protegidas (como el lince ibérico) y en el III, las especies de fauna protegida. Para las especies del Anexo II se prohíbe su captura, posesión y muerte intencionada, además de su comercio y la destrucción de sus áreas de reproducción y reposo. El Convenio de Berna fue transpuesto a la legislación nacional en el año 1986 (BOE nº 235).

5.3.2. Directiva 92/43/CEE. Red Natura 2000

Esta directiva, conocida como Directiva Hábitats, fue aprobada el 21 de mayo de 1992 y sentaba las bases de lo que sería la política futura de la Unión Europea en cuanto a la conservación de los hábitats naturales y la fauna y flora silvestres, plasmada en la Red ecológica europea coherente de zonas especiales de conservación, red "Natura 2.000". La transposición de la Directiva al ordenamiento legal español se hizo a través de los Reales Decretos 1997/1995 y 1193/1998.

En la Directiva, se declara al lince ibérico como especie de interés comunitario y, dentro de estas, como especie prioritaria, compartiendo escalafón con otras especies de mamíferos de la Península Ibérica como el oso pardo (*Ursus arctos*) y las poblaciones de lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) al sur del río Duero, por ejemplo (Anexo II de la Directiva). Además, está incluida dentro del Anexo IV, entre las especies que requieren una protección estricta.

La tarea de España para cumplir con la Directiva está siendo compleja, debido a que nuestro país tiene representación de 4 de las 7 regiones biogeográficas existentes en Europa en el

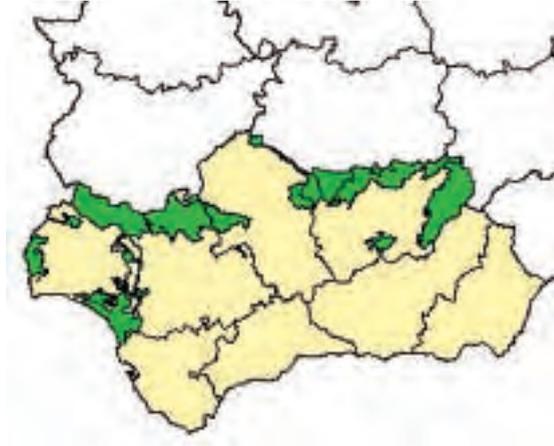
ámbito de aplicación de Red Natura (alpina, macaronésica, mediterránea, atlántica, boreal, continental y panónica). Esto hace que en España, la Red Natura 2000 vaya a incluir más del 24% del territorio nacional, alcanzándose en algunas Comunidades Autónomas, como Madrid y Canarias, el 40 y el 38% respectivamente (esta última incluye Lugares de Importancia Comunitaria, LIC, marítimos y terrestres). La misión de España ha sido, por lo tanto, elaborar sus listas de LIC para las regiones macaronésica (aprobada en 2001 por la Comisión Europea), alpina (aprobada en 2003), atlántica (aprobada en 2004) y mediterránea (aprobada en 2006). Cada lista tiene que ser evaluada por la Comisión europea y devuelta al Estado miembro para que declare estos LIC como Zonas Especiales de Conservación (ZEC). Esta declaración no es un mero cambio de denominación, sino que supone un "acto reglamentario, administrativo y/o contractual" (Directiva 92/43/CEE) que conlleva el compromiso de mantener en un estado de conservación favorable los hábitats o especies en virtud de los cuales ese espacio ha sido declarado como ZEC. Este compromiso se plasma en unos Planes de gestión en los cuales se describen las medidas que es preciso llevar a cabo y que van a ser susceptibles de recibir cofinanciación por parte de la Comisión Europea con el fin de favorecer la correcta implementación de la Red Natura 2000.

Dentro de los LIC que cada Comunidad Autónoma ha ido seleccionado ajustándose a los criterios del Anexo III de la Directiva, las zonas propuestas en cuyo informe se incluye la presencia de lince ibérico como uno de los motivos que las hacen elegibles serían (Figuras 5.1, 5.2 y 5.3):

Andalucía

- Cuencas del Rumblar, Guadalén y Guadalmena. Provincia de Jaén.
- Despeñaperros. Provincia de Jaén.
- Estribaciones de Sierra Mágina. Provincia de Jaén.
- Sierra Mágina. Provincia de Jaén.
- Sierras de Andujar. Provincia de Jaén.
- Sierras de Cazorla, Segura y las Villas. Provincia de Jaén.
- Doñana. Provincias de Cádiz, Huelva y Sevilla.
- Sierra de Cardeña y Montoro. Provincia de Córdoba.
- Sierra de Hornachuelos. Provincia de Córdoba.
- Sierra de Santa Eufemia. Provincia de Córdoba.
- Suroeste de la Sierra de Cardeña y Montoro. Provincia de Córdoba.
- Río Guadalmez. Provincia de Córdoba.
- Corredor ecológico del río Guadiamar. Provincias de Huelva y Sevilla.
- Doñana Norte y Oeste. Provincias de Huelva y Sevilla.
- Arroyo del Alamillo. Provincia de Huelva.
- Andevalo Occidental. Provincia de Huelva.
- Dehesa del Estero y Montes de Moguer. Provincia de Huelva.
- Dehesa de Torrecuadros y Arroyo de Pilas. Provincias de Huelva y Sevilla.
- Estero de Domingo Rubio. Provincia de Huelva.

Figura 5.1. Lugares LIC con presencia de lince ibérico en Andalucía



- Peñas de Aroche. Provincia de Huelva.
- Río Guadiana y ribera de Chanza. Provincia de Huelva.
- Sierra de Aracena y Picos de Aroche. Provincia de Huelva.
- Sierra Pelada y ribera del Aserrador. Provincia de Huelva.
- Sierra Norte. Provincia de Sevilla.
- Sierra de Alanis. Provincia de Sevilla.
- Venta de las Navas. Provincia de Sevilla.

Castilla-La Mancha

- Montes de Toledo. Provincias de Toledo y Ciudad Real.
- Sierra de los Canalizos. Provincia de Ciudad Real.
- Sierra de Picón. Provincia de Ciudad Real.
- Sierra Morena. Provincia de Ciudad Real.
- Ríos de la Cuenca media del Guadiana y laderas vertientes. Provincia de Ciudad Real.
- Sierra de San Vicente y Valle del Tiétar y Alberche. Toledo.
- Sierra del Relumbrar y estribaciones de Alcaraz. Provincias de Ciudad Real y Albacete.

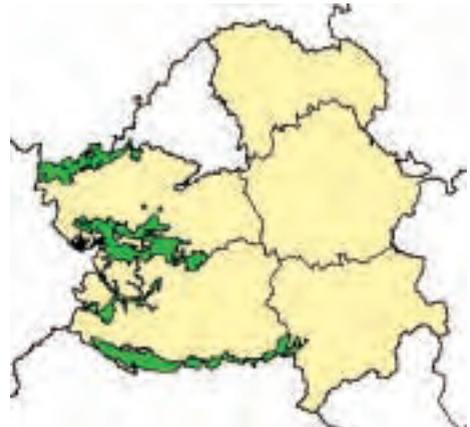
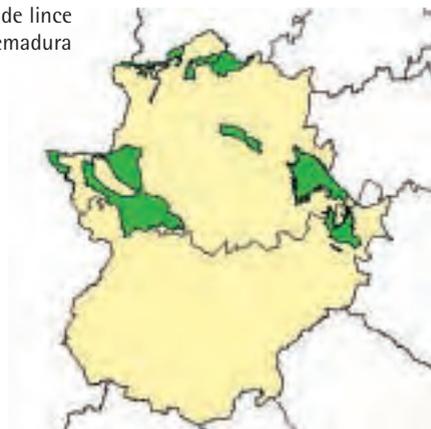


Figura 5.2. Lugares LIC con presencia de lince ibérico en Castilla-La Mancha

Figura 5.3. Lugares LIC con presencia de lince ibérico en Extremadura

Extremadura

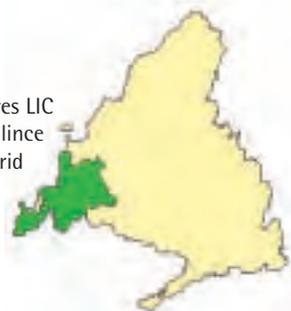
- Sierra de San Pedro. Provincias de Cáceres y Badajoz.
- Sierra de Escorial. Provincia de Badajoz.
- Monfragüe. Provincia de Cáceres.
- Cedillo y río Tajo Internacional. Provincia de Cáceres.
- Granadilla. Provincia de Cáceres.
- Llanos de Brozas. Provincia de Cáceres.
- Puerto Peña- Los Golondrinos. Provincia de Cáceres.
- Riberas de Gata y Acebo. Provincia de Cáceres.
- Riberas de Carbajo y Calatrucha. Provincia de Cáceres.
- Sierra de Gata. Provincia de Cáceres.
- Sierra de las Villuercas y Valle del Guadarranque. Provincia de Cáceres.
- Sierra de Risco Viejo. Provincia de Cáceres.



Comunidad de Madrid

- Cuencas de los ríos Alberche y Cofio.

Figura 5.4.- Lugares LIC con presencia de lince ibérico en Madrid



Castilla y León

- Pinares del bajo Alberche. Provincia de Ávila.
- Sierra de Gredos. Provincia de Ávila.
- Valle del Tiétar. Provincia de Ávila.
- El Rebollar. Provincia de Salamanca.
- Las Batuecas-Sierra de Francia. Provincia de Salamanca.
- Quilamas. Provincia de Salamanca.
- Valle del Cuerpo de Hombre. Provincia de Salamanca.

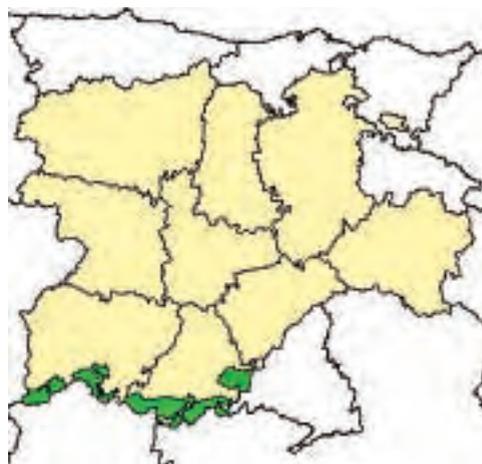


Figura 5.5.- Lugares LIC con presencia de lince ibérico en Castilla y León

En el caso del lince ibérico, al tratarse de una especie prioritaria para la Directiva, los LIC de la lista nacional designados con motivo de la presencia de esta especie (pLIC) pasarán directamente a la lista de LIC definitiva de la Comisión Europea (Art. 4).

Es importante resaltar que aquellas ZEC que contengan hábitats o especies prioritarias mantendrán esta misma prioridad a la hora de recibir fondos europeos, lo cual puede suponer una importante ventaja cualitativa frente a otras zonas para el mantenimiento de los aprovechamientos y usos agrosilvopastorales tradicionales.

Los costes de mantenimiento de la red son uno de los principales retos a que se enfrenta Natura 2000. Las medidas agroambientales pueden ser una de las vías fundamentales por las que pueda llegar la financiación necesaria para estos espacios, ya sea vía Política Agraria Común (PAC) o Fondos europeos de ayuda al desarrollo rural (FEADER) fundamentalmente, si bien hay medidas de manejo de hábitat que se llevan desarrollando desde hace años que no quedarían cubiertas por ninguna de estas líneas. Hasta el día de hoy los fondos LIFE, en su eje naturaleza, han sido los mayores cofinanciadores de las medidas de conservación para el lince ibérico. Estos fondos, que sirven para financiar proyectos de conservación, se crearon en 1992, aprobándose en 1994 el Proyecto LIFE 94/NAT/E/004808 de Conservación del lince ibérico en la Comunidad de Madrid. Desde entonces, a través de los programas LIFEII y LIFEIII, todas las Comunidades Autónomas con presencia actual o reciente de la especie han recibido financiación para diversos proyectos, bien como beneficiarias directas o a través del trabajo de ONG. La próxima convocatoria para Proyectos LIFE está prevista para el año 2007 denominándose en esta ocasión LIFE +. Esta extensión del programa LIFE, parece que pudiera ser la última, teniendo que buscar financiación europea a partir de entonces a través de FEADER y PAC.

5.4. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN ESPAÑOLA

5.4.1. Normativa vigente

5.4.1.1. Ley de Conservación de la Naturaleza y la Fauna y Flora Silvestres

La Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres clasifica a las especies amenazadas dentro de 4 categorías según su estado de conservación. Estas son, en peligro de extinción, vulnerables, sensibles a la alteración de su hábitat y de interés especial. La inclusión de una especie en una de estas 4 categorías implica la necesidad de elaborar Planes de recuperación, de conservación, de conservación de hábitat y de manejo respectivamente por los gobiernos de cada Comunidad Autónoma ya que las competencias en materia de Medio Ambiente están transferidas a estas.

La clasificación de las especies aparecerá recogida, dice la Ley, en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, un inventario de la flora y fauna silvestre nacional que se encuentra

dentro de alguno de los grados de protección mencionados anteriormente. Además, las comunidades autónomas podrán elaborar su propio Catálogo Regional de Especies Amenazadas. La inclusión en los catálogos de alguna especie clasificada como en peligro de extinción, implica la elaboración de un Plan de Recuperación para dicha especie. En el caso del lince ibérico, se han elaborado ya 2 de estos planes: el de Castilla-La Mancha y el de Extremadura.

5.4.1.2. Real Decreto 439/90

El Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas que queda definido en el R.D. como "registro público de carácter administrativo en el que se incluyen en algunas de las categorías del art. 29 (Ley 4/89) las especies que requieran medidas específicas de protección. La elaboración de este catálogo fue iniciado por el antiguo ICONA (hoy Dirección General para la Biodiversidad) presentando memorias técnicas justificativas para la inclusión de cada especie. La decisión final para la inclusión o retirada de alguna de las especies del Catálogo depende de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. Las especies incluidas en el Catálogo aparecen con su nombre científico y vulgar, categoría de protección y datos relevantes, especialmente, su área de distribución natural.

En el caso de especies en peligro de extinción, que requieren como ya se ha mencionado anteriormente la elaboración de Planes de Recuperación, éstos deberán aplicarse a la totalidad de su área de distribución natural. Esto implica que en cuanto este ámbito de aplicación abarque el territorio de varias Comunidades Autónomas, debería existir un Plan para el territorio afectado de cada una de estas comunidades. Con el fin de mantener una coherencia y coordinación entre todos ellos, el Real Decreto 439/90 insta a la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza a "elaborar criterios orientadores sobre el contenido de estos planes", lo que se ha traducido en la práctica en las estrategias para la conservación. Actualmente están aprobadas las referentes al Águila imperial (*Aquila adalberti*), Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), Oso pardo (*Ursus arctos*), Lince ibérico (*Lynx pardinus*), Urogallo cantábrico (*Tetrao urogallus cantabricus*), Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), Urogallo pirenaico (*Tetrao urogallus aquitanicus*), Lobo (*Canis lupus*), Visón europeo (*Mustela lutreola*), Pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) y una estrategia temática contra el uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural.

Catálogos Regionales de Especies Amenazadas

Castilla-La Mancha. Aprobado por el Decreto 33/1998 de 5 de Mayo.

Comunidad de Madrid. Aprobado por el Decreto 18/1992 de 26 de Marzo.

Extremadura. Se crea en la Ley 8/1998 de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura. En su artículo 59 se describe el Catálogo Regional incluyéndose además de las 4 categorías de protección de la Ley 4/89, una 5ª, la de extinguida, que da la posibilidad de crear un Plan de reintroducción. El catálogo se regula por el Decreto 37/2.001.

Andalucía. Regulado por la Ley 8/2.003 de 28 de Octubre.

Castilla y León. No tiene aprobado su Catálogo Regional.

5.4.1.3. Estrategia Nacional para la Conservación del lince ibérico

El 25 de febrero de 1999, la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza aprobó la Estrategia Nacional para la Conservación del lince ibérico. El objeto de este documento fue poner en común una serie de directrices que sirviesen para orientar a las Comunidades Autónomas a la hora de elaborar sus correspondientes Planes de Recuperación. De la elaboración de la Estrategia se encargó el grupo de trabajo del lince ibérico del Comité de Flora y Fauna Silvestres, integrante de la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. La estrategia consta de 13 apartados, que contienen principalmente las siguientes líneas de actuación:

- Coordinación de la estrategia.
- Competencia del grupo de trabajo de lince ibérico del Comité de Flora y Fauna Silvestre y de un asesor técnico dependiente del MMA (figura del coordinador de la estrategia). Estos elementos seguirán las tareas de conservación de las Comunidades Autónomas y de Portugal, de cuyo país se incorporarán al grupo de trabajo varios expertos, aunando criterios entre los 2 países para la conservación de la especie en la Península.
- Evaluación de Impacto Ambiental y Directrices técnicas de gestión. Se exigirá a los procedimientos ambientales de Planes, programas y proyectos que se desarrollen en el ámbito de aplicación de la estrategia, estudios de afección al lince, además de medidas correctoras específicas para evitar los problemas de fragmentación y aislamiento poblacional. En cuanto a la gestión del hábitat de las especie, se aportan criterios para la protección de éste y su restauración, las acciones de fomento de conejo (principal presa), recomendaciones para una gestión cinegética compatible con la conservación y directrices de gestión para incluir y desarrollar en los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) y Planes Rectores de Uso y Gestión (PRUG) de los espacios naturales en cuestión.
- Seguimiento de las poblaciones de lince, conejo e investigación sobre aspectos relacionados con la biología de ambas. Dentro de esta investigación se incluye la posibilidad de llevar a cabo reintroducciones de ejemplares de Lince.
- Cría en cautividad. Se creará un grupo específico dentro del Grupo de Trabajo de lince.
- Sensibilización, educación ambiental, difusión, etc.
- Evaluación de recursos humanos, financieros y materiales disponibles.

Estas son a su vez las líneas de trabajo piloto a desarrollar en la elaboración de los Planes de Recuperación por parte de las Comunidades Autónomas.

5.4.1.2. Planes de recuperación

A fecha de hoy, sólo dos comunidades han aprobado sus Planes de Recuperación para el lince ibérico: Castilla-La Mancha y Extremadura. Las líneas generales de estos documentos siguen las directrices de la Estrategia Nacional por lo que sólo se van a describir en este apartado aquellos aspectos en los que ambos planes difieren. Estas variaciones son el reflejo de la realidad social y económica de estas regiones, más que de una concepción distinta sobre las necesidades de la especie, además de las necesarias adaptaciones de cada plan al texto en el que están enmarcados a nivel autonómico, las Leyes 8/1998, de Conservación de la Naturaleza y de Espacios Naturales de Extremadura y la 9/1999, de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha.

Plan de recuperación del Lince ibérico en Extremadura (Orden de 27 de mayo de 2004)

El Plan define como ámbito de actuación las áreas prioritarias (con presencia confirmada de la especie), las áreas de importancia (periféricas a las prioritarias consideradas de paso o presencia esporádica) y las áreas favorables (zonas con calidad de hábitat adecuada en las que se ha producido recientemente la extinción). Estas zonas, recogidas en los distintos LIC propuestos por la Comunidad Autónoma, entrarán en la declaración de espacio natural protegido de Extremadura una vez sea aprobada la lista por la Comisión europea. Como áreas con presencia confirmada, áreas prioritarias, se contempla la zona de Granadilla-Hurdes-Gata.

Particularidades del Plan:

- Obtención de compensaciones por pérdidas de rentas de propietarios de terrenos o titulares de explotaciones con motivo de la aplicación del Plan.
- Consideración en la planificación hidrológica de la región de las necesidades de conservación y restauración de la vegetación de ribera por su función de corredor ecológico.
- Posibilidad expresa de establecer sistemas de alimentación suplementaria para mejorar la disponibilidad de alimento además de para evitar la muerte de ejemplares debilitados.
- Necesidad de regulación de las densidades de ungulados silvestres para reducir la competencia trófica con el conejo.
- Utilización del Centro de Recuperación de Fauna y Educación Ambiental Los Hornos para trasladar individuos heridos o capturados para reintegrarlos desde éste al medio natural o al Plan de cría en cautividad.
- En las áreas prioritarias y de importancia, prohibición de los denominados descastes de conejo.
- Potenciación del control de depredadores generalistas mediante métodos selectivos como perros madriguera y jaulas trampa debidamente controladas.

- Seguimiento del estado sanitario de especies cinegéticas en la medida en que pudiese afectar a las poblaciones de Lince ibérico.

Plan de recuperación del Lince ibérico en Castilla-La Mancha (Decreto 276/2003)

El ámbito de actuación del plan se recoge bajo la figura de Zona de Importancia para el Lince, incluyendo éstas, a su vez, la de área crítica. Estas áreas críticas son declaradas mediante el Decreto 276/2003, de aprobación del Plan de Recuperación, como Zonas Sensibles. Las Zonas Sensibles son una figura de protección recogida en la Ley de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha (art.54) que incluye las zonas ZEPA, LIC y Áreas Críticas de los Planes de Conservación de Especies Amenazadas, fundamentalmente. En las Zonas Sensibles se deben aplicar las medidas necesarias para asegurar el mantenimiento o restitución del recurso natural que en cada caso motivó su designación.

Particularidades del Plan:

- Programa de control y seguimiento de la especie con mayor intensidad en las zonas que constituyen "sumideros" para la especie.
- El seguimiento de mejoras de hábitat, especies presa, lince ibérico etc. será realizado por la figura del equipo de seguimiento, integrado por personal del cuerpo de Agentes Medioambientales o por otro personal que la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural disponga.
- Prioridad de eliminación de los vertederos incontrolados procedentes de asentamientos urbanos, granjas e industrias agroalimentarias, en las zonas de importancia para el lince con el objetivo de evitar la proliferación de zorros, perros asilvestrados y otros predadores antropófilos.
- Fomento del proceso de agrupación de diferentes cotos privados sobre un único cerramiento perimetral sobre todos ellos y dotación de un Plan técnico de caza también común.
- Utilización del Centro de Recuperación de Fauna Amenazada (C.E.R.I.) de Sevilleja de la Jara para trasladar individuos heridos o capturados para reintegrarlos desde este al medio natural o al Plan de cría en cautividad.
- Establecimiento de un formato tipo para la solicitud de autorización de empleo de dispositivos de captura de predadores, con unos requisitos específicos para las zonas de importancia (localización coordenadas UTM, descripción dispositivo, plan de utilización, etc.).
- Consideración de una serie de actividades incompatibles con la conservación de la especie: vertidos incontrolados, creación de nuevos cotos intensivos de caza, construcción de nuevos cerramientos cinegéticos, celebración de competiciones de vehículos a motor, introducción de ejemplares de especies, razas o variedades de fauna o flora no autóctonas, salvo aquellas empleadas para la agricultura y ganadería extensivas.

5.4.2. Normativa futura

En este apartado se describe el borrador de la nueva Estrategia para la Conservación del Lince Ibérico (con fecha marzo de 2006) y el anteproyecto de la nueva Ley de Conservación de la Naturaleza de España, la Ley de Patrimonio Natural y Conservación de la Biodiversidad (Diciembre de 2005). Aunque todavía no han sido aprobadas, se ha querido entrar a comentar estos documentos por estar muy próxima su aprobación y entrada en vigor. No queríamos que este documento sobre marco legal quedase desfasado a los pocos meses, pero también por otros motivos. Dan una perspectiva interesante de hacia dónde avanzan las normativas de conservación, contemplando cada vez más aspectos de gestión. Además se ve claramente como, por ejemplo, en la Red Natura 2000, a pesar de las dificultades de implementación que ha sufrido desde la aprobación de la Directiva 43/92, dada su complejidad, siguen avanzando y se muestran como una realidad. También estos documentos muestran la buena predisposición para la creación de diversas líneas de financiación de Natura 2000 y otras herramientas de conservación y gestión del medio natural. La necesidad de compensar, beneficiar o ayudar económicamente a las personas con intereses particulares dentro de áreas Natura 2000 se hace evidente en ambos documentos, lo cual debe ser motivo de optimismo hacia el futuro para los afectados directamente por la declaración de las ZEC, pero también para el resto de la sociedad, que puede ver garantizada la conservación de un patrimonio de todos con este tipo de ayudas.

5.4.2.1. Borrador de la nueva Estrategia Nacional para la Conservación del lince ibérico

La Estrategia Nacional, en vigor actualmente, tiene una validez indefinida, estimándose en el momento de su aprobación que se llevaría a cabo su revisión al menos cada 4 años. Desde su aprobación (1999) esta revisión todavía no había sido realizada por lo que en estos momentos existe un borrador de una nueva Estrategia actualizada. En este apartado se van a describir brevemente los aspectos más destacables o novedosos de lo que contendrá esta nueva Estrategia y sobre los que actualmente se discute. Toda la información analizada pertenece al borrador de marzo de 2006, que sufrirá modificaciones hasta su aprobación definitiva por la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza.

Ámbito de aplicación: Serán al menos las 5 comunidades autónomas en las que hay o ha habido lince más recientemente: Castilla-La Mancha, Castilla y León, Andalucía, Madrid y Extremadura. Sin embargo, queda abierta la posibilidad de que se puedan incluir todas aquellas Comunidades Autónomas que quieran participar en la recuperación de la especie, asumiendo los criterios de la Estrategia.

Distribución de la especie: Sólo se considera que existen dos poblaciones reproductoras en la Península: Doñana y Sierra Morena. En cuanto a los resultados de presencia de la especie en otras regiones por análisis genético de heces, se considera que se debe a la presencia de individuos aislados.

Visión general del proceso de conservación: El escaso número de efectivos de la especie, hace necesario intentar mantener una población cautiva estable (a través del Plan de cría en cautividad) que asegure que la especie no llegue a desaparecer si fracasan los esfuerzos por conservar las poblaciones silvestres.

Además, de cara a estas poblaciones silvestres, se pretende aumentar sus poblaciones de manera que la especie pase de la clasificación de "en peligro crítico" a "en peligro" y "vulnerable" sucesivamente (Lista Roja de la UICN). Para ello se deben cumplir los criterios de la UICN, que consisten en que en al menos en una de las dos poblaciones existan más de 50 individuos maduros, sin que estos supongan más del 90% de la población. Para pasar a la categoría de "vulnerable", el número de linces maduros debe superar los 250, con al menos 125 hembras reproductoras. Para conseguir este incremento de las poblaciones hace falta que las existentes amplíen sus áreas de campeo, abriendo los núcleos, o que se lleven a cabo reintroducciones o introducciones en otras zonas. La elección de estos posibles emplazamientos depende del Subgrupo para el Estudio de Áreas Potenciales, incluido en el Grupo de Trabajo de Lince Ibérico.

Seguimiento del lince ibérico: Los actuales métodos de censo (búsqueda de indicios y fototrampeo), deben ser completados con el desarrollo de nuevos métodos. Además, la utilización del radioseguimiento puede ayudar a cubrir la necesidad existente de disponer de información actualizada sobre aspectos como dónde residen los individuos reproductores o que ocurre con los jóvenes en dispersión.

En cuanto a la detección de la presencia de lince en otras áreas de la Península, la Estrategia menciona la elaboración, por parte del Grupo de Trabajo de Lince, de unos criterios de validación que sirvan para tener una postura común sobre la importancia de los hallazgos. Con esta propuesta se pretende zanjar la controversia suscitada entre diversos sectores científicos y políticos sobre los resultados positivos de detección de la especie, por ejemplo en Castilla-La Mancha, a pesar de estar avalados por el Grupo de Trabajo de Lince Ibérico de Castilla-La Mancha, (formado por la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural, MMA, CBD-Hábitat y WWF/Adena) y el CSIC, a través del Museo Nacional de Ciencias Naturales.

Seguimiento de las alteraciones del hábitat: Conocimiento de las modificaciones del hábitat mediante seguimiento por fotografía aérea o imagen de satélite. Además, se deberán determinar las densidades de ungulados silvestres y domésticos (problemas de competencia por el alimento para los conejos y de enfermedades para el lince) y detectar la existencia de vertederos y muladares ilegales.

Medidas para evitar la alteración del hábitat:

- Sustitución de formaciones de crecimiento rápido (coníferas y eucaliptos), que suponen mayores riesgos de incendios forestales al ser especies pirófitas y además constituyen hábitats poco seleccionados por los conejos, y por lo tanto por los linces, por áreas de monte mediterráneo.

- Recuperación del dominio público hidráulico del Estado en aquellos emplazamientos en que haya sido usurpado en beneficio de intereses particulares. La finalidad es el mantenimiento de una red de corredores de comunicación entre las distintas poblaciones.
- Fomento de la plantación y mantenimiento de setos, como lindes entre cultivos. Estas formaciones favorecen de igual modo que las riberas las conexiones dentro del territorio entre distintos hábitats.
- Incentivación de prácticas de control de las densidades de grandes herbívoros (silvestres y domésticos).
- Regulación del uso público de caminos, especialmente para vehículos todo-terreno (coches 4x4, quads, motos, etc).
- Se debe dotar de alguna figura de protección ambiental al área de distribución actual o potencial de la especie cuando este fuera de un espacio natural protegido. Esta premisa incluida en el borrador de la Estrategia no debería ser necesaria ya que como mínimo estos espacios naturales deben ser declarados como ZEC por poseer una especie de las consideradas prioritarias en la Directiva Hábitats.

Medidas de fomento de las poblaciones de conejo de monte: Se plantea la posibilidad de proteger a la especie, debido a la fuerte reducción de sus poblaciones que se ha producido en España en los últimos 50 años como consecuencia fundamentalmente de la mixomatosis y la enfermedad hemorrágico-vírica (EHV). Además, se considera necesaria la realización de estudios aplicados a la gestión y recuperación de la especie, cómo efectuar un aprovechamiento cinegético sostenible, incidencia de las enfermedades, además de los métodos para repoblar. La Estrategia adopta una posición favorable de cara a la realización de repoblaciones de conejo, si bien reconoce que en pocas ocasiones son exitosas y por lo tanto se requiere un mayor estudio sobre las mismas.

Trampeo y uso de venenos: Vigilancia especializada que proteja a la especie, por parte de personal con formación adecuada, dotado de capacidad para penalizar las infracciones y delitos que se cometan. Además, ante las solicitudes para realizar control de depredadores por parte de fincas privadas, la administración debería tener un cuerpo profesional y material propio para llevar a cabo estas actuaciones con total seguridad para las especies que no sean objeto de este control.

Mortalidad no natural asociada a las carreteras: La Estrategia afirma que no se deberían construir nuevas carreteras en territorios reales o potenciales de presencia de lince. Las infraestructuras existentes deben ser inaccesibles para la fauna, pero permeables a través de pasos para fauna para que puedan superar la barrera que suponen.

Control sanitario y genético de las poblaciones de lince: Los escasos individuos que componen las poblaciones actuales de la Península, hacen que la aparición de una epidemia en ellas pudiese provocar la extinción de la especie. Por estos motivos, el control sanitario en las áreas linceras, no sólo de los propios lince sino del resto de especies con las que comparten

hábitat (fundamentalmente carnívoros domésticos o silvestres y ungulados), es vital para evitar que se den este tipo de episodios. Las medidas que se plantean serían:

- Vacunación de carnívoros domésticos y eliminación de individuos enfermos.
- Control de las poblaciones de ungulados. Estos pueden transmitir a los linceas la tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) si ingieren su carne.
- Retirada del campo de los restos de ungulados de las cacerías y cadáveres de animales domésticos.

Por otra parte, se debe diseñar un Plan específico que realice un seguimiento del estado de conservación genética de las poblaciones y que coordine la manera de poder realizar intercambios entre poblaciones que favorezcan el mantenimiento de la mayor diversidad genética posible.

Programa de conservación ex-situ: La primera parte, en la que nos encontramos en la actualidad (con un único centro de cría), consiste en la creación de una población de linceas ibéricos en cautividad. Los objetivos con horizonte 2010 son la organización de hasta tres centros dedicados exclusivamente a esta labor de cría, que contendrían el 70% de la población en cautividad, y, a partir de 2010, contar con centros de cría asociados (centros de recuperación de fauna, zoológicos, etc.), que mantendrían el 30% restante. El destino de los ejemplares de estos centros serán los Programas de introducción, reintroducción y refuerzo de poblaciones silvestres, a partir del año 2011.

Acuerdos con propietarios de fincas privadas: Los convenios de colaboración existentes entre administración (Junta Andalucía), ONG (WWF/Adena, CBD-Hábitat) y titulares de fincas privadas o derechos de caza en áreas con presencia de lince se deben seguir manteniendo, si bien, para un mejor funcionamiento y una mayor claridad, se debe crear un modelo de acuerdo unificado (con cierta flexibilidad para adaptarse a las particularidades de cada caso), de manera que se evite el oportunismo de propietarios y gestores. Además desde la administración se debería incentivar la participación y las buenas prácticas de gestión de este sector de la sociedad.

5.4.2.2. Anteproyecto de Ley del Patrimonio Natural y Biodiversidad

Esta nueva Ley de Conservación de la Naturaleza en España (anteproyecto de diciembre de 2005), supone una modificación de algunos aspectos sobre las figuras de protección de las especies y la inventariación y catalogación de hábitats y especies pero, sobre todo, supone el establecimiento de las directrices sobre las que se llevará la a cabo la instauración definitiva de Natura 2000 y, sobre todo, cuáles serán las vías de financiación que harán que ésta y otras medidas de conservación sean viables. A continuación se describen brevemente los aspectos mas destacados de la futura nueva ley.

Inventariación y catalogación del Patrimonio Natural (Inventario Nacional del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad).

Forman parte de este inventario y le dotan de estructura y contenido: Estadística Forestal Española, Red Natura, Red de Parques Nacionales, Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Censo Nacional de Caza y Pesca y los documentos de nueva creación con esta Ley: Inventario Nacional de Humedales, Catálogo Nacional de Hábitats Amenazados, Registro Nacional de Espacios Naturales Protegidos, Listado de Especies en Régimen de Protección Especial, Registro Nacional de Bancos de Material Genético, Registro Nacional de Especies Exóticas Invasoras, y el Inventario Nacional de Conocimientos Tradicionales.

A continuación se describen algunas de las nuevas figuras que tienen mas importancia de cara a la conservación del lince ibérico.

- Listado de Especies en Régimen de Protección Especial: Dependiente del Ministerio de Medio Ambiente (MMA), incluye todas las especies, subespecies y poblaciones que necesitan una protección particular por su valor, científico, ecológico, cultural y/o estén recogidas en los anexos de Directivas o convenios internacionales ratificados por España. La inclusión de una especie en este listado conlleva la evaluación periódica de sus poblaciones.
- Catálogo Nacional de Especies Amenazadas: Se modifican las categorías de amenaza bajo las que se incluían las especies de flora y fauna en el Catálogo (Ley 4/89). En la nueva ley se han asimilado las categorías a las utilizadas por la UICN en su Lista roja, quedando clasificadas las especies como "en peligro crítico de extinción", "en peligro de extinción" y "vulnerable". Para las especies "en peligro crítico de extinción" y "en peligro de extinción" es necesaria la elaboración de un Plan de Recuperación, fijándose un plazo, que para las primeras es de 6 meses a partir de la aprobación del Catálogo. Además, la áreas críticas delimitadas para la especie se incorporarán automáticamente al Catálogo Nacional de Hábitats Amenazados. Las Comunidades Autónomas, como ya ocurría en la Ley 4/89, pueden incluir nuevas especies en sus catálogos regionales y, además, aumentar el grado de protección dado en el Catálogo Nacional.
- Catálogo Nacional de Hábitats Amenazados: Los espacios incluidos en este Catálogo se agruparán bajo las denominaciones de "en peligro de desaparición" o "de interés comunitario". Los hábitats que albergan especies en peligro de extinción pertenecen al primer grupo. La pertenencia de un espacio a cualquiera de los dos grupos supone su incorporación a la Red Natura 2000.

Plan Estratégico Nacional del Patrimonio Natural y la Biodiversidad

Establece los criterios y normas generales que regularán la conservación, el uso sostenible y la restauración del patrimonio y los recursos naturales de acuerdo a la legislación europea y los convenios internacionales de los que España forma parte. En el Plan se fijarán las directrices de conservación de Natura 2.000 en España de manera que se disponga de un marco normativo básico en función del cual se elaborarán los Planes de gestión de las distintas ZEC.

Incentivos a la sostenibilidad

Bajo este epígrafe se incluyen en el borrador de la Ley las medidas económicas que se pondrían en marcha para poder cumplir los objetivos marcados.

- Premios a las buenas prácticas: Convocados por el MMA, reconocerán la gestión sostenible.
- Ayudas a organizaciones sin ánimo de lucro: Se fomentarán las ayudas a fundaciones y organizaciones no gubernamentales que centren el desarrollo de su actividad en el medio natural.
- Convenios de colaboración con particulares: A través de estos convenios se compensará el lucro cesante si como resultado de los acuerdos se incluyen nuevas obligaciones o la renuncia a la explotación de algún recurso.
- Incentivos a las externalidades positivas en la Red Natura 2000: Se tendrán en cuenta como beneficios para la sociedad generados en estos espacios y que deben ser valorados los siguientes:
 - Conservación, mejora y restauración de la biodiversidad y el paisaje.
 - Función de sumidero de CO₂.
 - Conservación de suelos y régimen hidrológico.
 - Recarga de acuíferos.
- Incentivos a las entidades locales en la Red Natura 2000: Se incentivará a los ayuntamientos de aquellos municipios cuyo término municipal este total o parcialmente incluido en la Red Natura 2000. La superficie incluida así como la eficacia de la gestión para la conservación llevada a cabo por los municipios serán los criterios para aplicar estos incentivos.

Por último, se crea el **Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad**, que será el principal motor de la actividad que derivará de esta ley y el principal centralizador de los recursos económicos disponibles. Algunos de los aspectos que se dedicará a financiar este fondo serán: Proyectos de gestión de espacios Natura 2000, planes de ordenación, proyectos de conservación de especies amenazadas, cumplimiento de las medidas de planes de recuperación de especies en peligro crítico de extinción, prevención de incendios forestales, investigación, fomento de la producción y comercialización de bienes de consumo provenientes de espacios Natura 2000, etc.

Infracciones y sanciones

La cuantía de las infracciones experimenta un importante incremento desde la Ley 4/89. Si en aquella las infracciones muy graves suponían una sanción entre 60.000 y 300.000 euros, en el borrador de la nueva Ley, la misma infracción oscila entre los 250.000 y 1.000.000 euros.

La destrucción del hábitat de especies en peligro de extinción, crítico o no, así como la muerte, captura, comercialización o naturalización de estas especies esta estipulada como infracción muy grave por el borrador de la nueva Ley.

5.4.3. Acuerdos de colaboración con fincas privadas

La extensión de Red Natura 2000 en España alcanza un 24% de su superficie. Dentro de esta vasta extensión, una parte importante pertenece a terrenos de titularidad privada ya que en muchas ocasiones la buena conservación ha ido unida a esta privacidad. Por lo tanto tenemos un escenario en el que las organizaciones no gubernamentales que trabajan en conservación de especies amenazadas necesitan poder influir en la gestión de estos terrenos o simplemente estar presentes en ellos para mejorar sus condiciones o realizar el seguimiento sobre las especies objetivo. La Fundación CBD-Hábitat puso en práctica en el Proyecto LIFE99/NAT/E/006336 una herramienta nueva en este tipo de proyectos: los acuerdos de colaboración con propiedades privadas. En estos acuerdos se pactan con la propiedad distintas medidas de gestión a llevar a cabo para mejorar la conservación de alguna de las especies objetivo de la finca normalmente acompañadas de la autorización de la propiedad para asesorar o colaborar directamente en esta gestión y realizar el seguimiento de la especie o especies en cuestión. En ocasiones, algunas medidas de gestión favorecen directamente a estas especies pero en circunstancias normales la propiedad no las realizaría por si misma, ya sea por falta de conocimientos técnicos, falta de recursos o la no existencia de un beneficio económico directo. Es en estos casos cuando la propia Fundación las ejecuta directamente y corre con su financiación. En los acuerdos, las condiciones pactadas varían tanto como la tipología de las distintas propiedades, pero todos tienen un denominador común: que resulta beneficioso para ambas partes, ya que conjuga la mejora de las especies de interés con un beneficio para la finca, ya sea económico (p.ej. arrendamiento del conejo) o en forma de mejoras de hábitat que favorecen a las especies objetivo pero también a las cinegéticas, que suelen constituir una parte importante de la renta de estos terrenos.

Sirvan como ejemplo los acuerdos que CBD-Hábitat mantiene con propiedades de Sierra Morena y Montes de Toledo. En esas áreas, en fincas con presencia de Lince ibérico, la Fundación CBD-Hábitat realiza actuaciones de fomento de conejo (refugios, siembras, fertilizaciones, creación de puntos de agua) de la que se benefician los conejos y otras muchas especies, y en ocasiones arrienda la caza del conejo para luego no ejercer este derecho de caza, con lo cual el propietario recibe los beneficios de la caza sin experimentar merma alguna de las poblaciones, sino todo lo contrario. Con este tipo de acuerdos la Fundación CBD-Hábitat consigue poner en práctica sus medidas de conservación en lugares en principio inaccesibles para este tipo de organizaciones y transmite a los propietarios la filosofía de que tener una especie protegida en la finca no supone una merma en las posibilidades de explotación de la misma sino que puede abrir un abanico de oportunidades que garantizan la sostenibilidad del sistema dentro del marco de Red Natura.

Capítulo 6



La gestión del hábitat
del lince

Capítulo 6

LA GESTIÓN DEL HÁBITAT DEL LINCE IBÉRICO

Alfonso San Miguel, Francisco Guil, Javier Inogés, Sandra Agudín,
Fernando Silvestre, María Martínez, Mariana Fernández

6.1. INTRODUCCIÓN

En los capítulos anteriores se han descrito los rasgos biológicos esenciales del lince ibérico y el conejo de monte. También se han analizado las características que, en la situación actual, definen el hábitat óptimo del felino, en el que la abundancia del lagomorfo resulta trascendental. Posteriormente, en el capítulo 5, se ha sintetizado la normativa nacional e internacional orientada a conseguir la conservación del lince ibérico. Por ello, una vez establecidas las bases biológicas, ecológicas y normativas en las que debe enmarcarse la estrategia de conservación de la especie, dedicaremos este capítulo a analizar las pautas generales de gestión que pueden ser utilizadas para la conservación y mejora de su hábitat. Para conseguirlo de una forma ordenada, lo haremos repasando las diferentes técnicas que se orientan a la gestión de las masas arboladas (selvicultura), las arbustivas y de matorral (fruticicultura), las comunidades dominadas por pastos herbáceos (pascicultura), los cultivos agrícolas (agricultura) y, finalmente las relativas a la gestión del suelo, el agua y las principales infraestructuras.

6.2. GESTIÓN DE MASAS ARBOLADAS: SELVICULTURA

6.2.1. Introducción. Tipos de tratamientos

El lince ibérico no es una especie característica de bosques primarios, sino de masas aclaradas, con una abundante representación arbustiva y de matorral, así como con teselas de pastizal o, incluso, cultivo agrícola. A pesar de ello, en su hábitat óptimo, el arbolado constituye

la etapa más evolucionada de la vegetación, una etapa con una función eminentemente protectora, estabilizadora y diversificadora que resulta imprescindible para la conservación del lince y que, no obstante, es perfectamente compatible con sus funciones más netamente productivas. Como ha sucedido durante siglos, éstas se orientan a la generación de recursos de interés para el hombre o su ganado, como madera, leña, carbón, picón, frutos, ramón, corcho, resina, hongos, polen y otros. (González y San Miguel, 2004). Como consecuencia, la selvicultura, o técnica de gestión de los bosques, y en general de todas las masas arboladas, resulta esencial tanto para la conservación o mejora del hábitat del lince ibérico como para la generar los recursos económicos imprescindibles para el mantenimiento de las fincas.

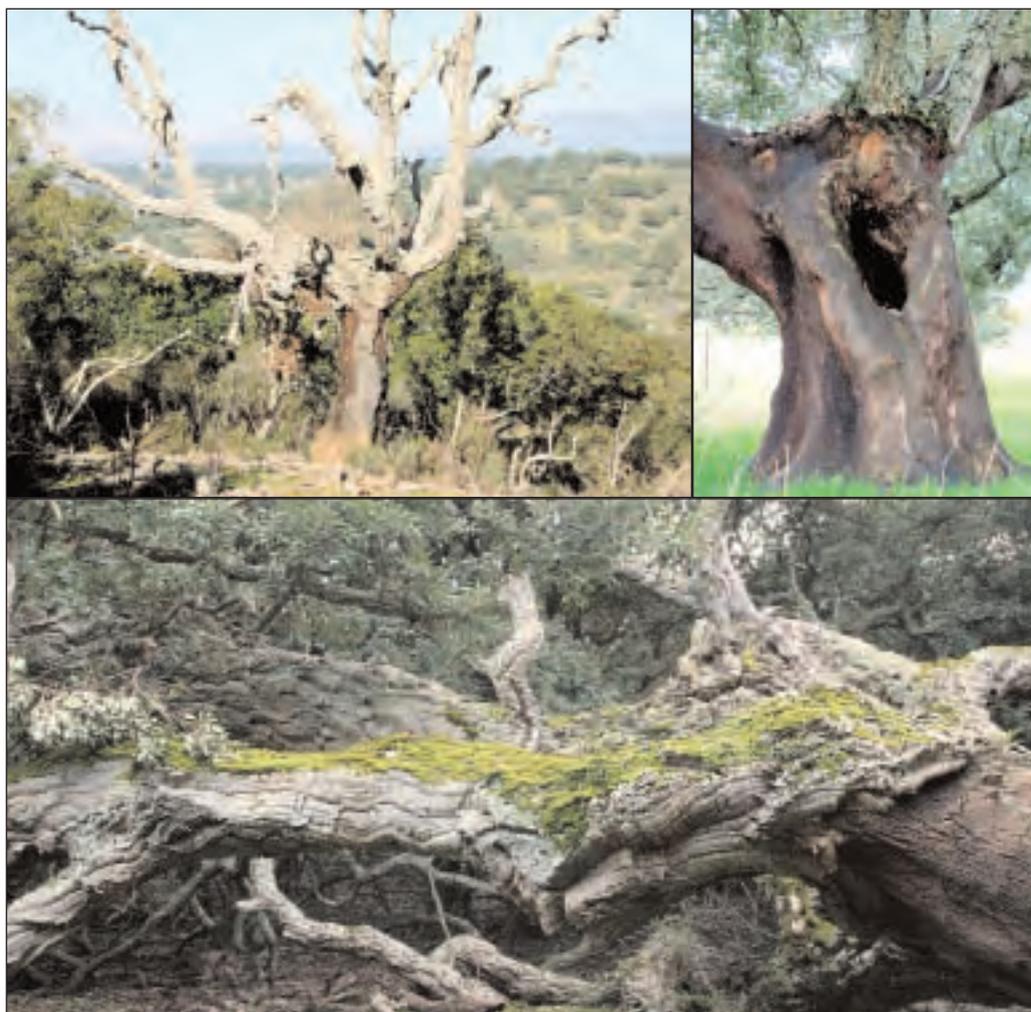


Figura 6.1. Los grandes árboles viejos, senescentes e incluso caídos, si no suponen un riesgo sanitario para el resto de la masa, contribuyen de forma sustancial a incrementar la diversidad biológica y estructural del sistema, proporcionan alimento y refugio a numerosas especies animales y vegetales y, además, pueden llegar a ser utilizados por el lince ibérico para ubicar sus lugares de cría. Por eso deben ser respetados.

Como ponen de manifiesto los textos de selvicultura (González Vázquez, 1948; Daniel et al., 1979; Serrada, 2002; González-Molina, 2005), los tratamientos selvícolas pueden dividirse en dos grandes categorías: los **de regeneración** y los **intermedios o de mejora**. Los primeros se aplican a árboles que ya han llegado a su madurez y, como indica su nombre, se orientan a conseguir la regeneración, a la vez que se produce el aprovechamiento de los recursos de los árboles apeados. Como sucede habitualmente en la gestión forestal, se utiliza el producto, en este caso el árbol apeado, como herramienta de regeneración, ya que permite abrir huecos de diversas características (según el tratamiento aplicado) para hacer posible el establecimiento y desarrollo de nuevos árboles. Los tratamientos intermedios o de mejora afectan generalmente a pies que no han alcanzado su madurez y tienen por finalidad principal mejorar la estructura de la masa (generalmente densidad y espesura), llevándola al óptimo denominado "estructura normal", pero no intentan conseguir el regenerado; por ello, Serrada (2002) indica que no pueden ser denominados con propiedad tratamientos selvícolas, sino cuidados culturales o tratamientos parciales. El aprovechamiento de los recursos de los pies apeados no es, en este caso, esencial, aunque obviamente tiene interés ya que puede permitir abaratar el coste del tratamiento o, incluso, generar ingresos.

Además de los tratamientos mencionados, que suelen implicar el apeo de los árboles, existen otros que no lo implican y que se orientan al aprovechamiento de productos forestales como el corcho, el piñón o la resina. Son los denominados **tratamientos derivados**.

A continuación, siguiendo la tipología descrita, describiremos las variantes de los tratamientos citados que pueden tener mayor interés para la gestión del hábitat del lince ibérico. En todo caso, siguiendo las recomendaciones descritas por González y San Miguel (2004), resulta imprescindible respetar las Áreas Sensibles (AS), especialmente las de reproducción (unos 500 m alrededor de las zonas donde se constata la reproducción del lince o se observan hembras con crías), aunque también las de alimentación, migración o reposo, durante el Periodo Sensible (PS), que se extiende desde marzo hasta julio-agosto.

6.2.2. Tratamientos de regeneración

6.2.2.1. Montes altos de frondosas

Las especies arbóreas dominantes en el hábitat óptimo del lince ibérico son la encina y, en menor medida, el alcornoque y el acebuche. Se trata de especies muy longevas, de temperamento de luz (intolerante) y productoras de ramón, frutos y leñas, pero cuya madera, por su excesiva densidad y dureza, no es apta para uso industrial. Por eso, en el caso de montes altos, regenerados por semilla, el criterio de cortabilidad debe ser el físico, la decrepitud del árbol, y las cortas finales no pueden ser denominadas con propiedad de regeneración, porque ni persiguen conseguirla ni son estrictamente necesarias para lograrla. Teniendo en cuenta la habitual baja espesura del arbolado en las fincas linceras, estos tratamientos no se realizan o se llevan a cabo con muy poca frecuencia, limitándose, por lo común, a la corta y extracción de los árboles muertos que pueden suponer un cierto peligro sanitario para la masa, como suce-



Figura 6.2. Cuando la presión ramoneadora de los fitófagos, domésticos o silvestres, es excesivamente alta y no puede reducirse, la protección de árboles o arbustos recomidos (izquierda) o la del regenerado, natural o implantado de forma artificial (derecha), resulta imprescindible para garantizar el futuro del arbolado y, por consiguiente, del ecosistema. En el primer caso, se consigue, además, incrementar la oferta de refugio para conejos y otras especies de fauna y flora.

de con los afectados por la denominada "seca". A pesar de ello, es necesario recordar que cuando no exista ese peligro, la conservación de los grandes árboles senescentes, extracortables o "veteranos" resulta muy beneficiosa para el ecosistema (Figura 6.1), porque se ha demostrado que contribuyen de una forma sustancial a incrementar su diversidad biológica y estructural e, incluso, son utilizados por el lince para ubicar en ellos sus lugares de cría (Fernández y Palomares, 2000). Por eso, entidades dedicadas a la conservación de la naturaleza con tanto prestigio como English Nature o WWF han elaborado recientemente sendos manuales (Read, 2000; WWF, 2004) orientados a justificar y describir buenas prácticas de conservación de esos individuos.

En todo caso, aunque la regeneración del arbolado no requiera cortas, la presencia de un regenerado suficiente, en cantidad, calidad y distribución espacial, resulta absolutamente imprescindible para garantizar la persistencia del estrato arbóreo y, por consiguiente, la conservación del hábitat del lince ibérico. Su consecución requiere planes o actuaciones que no repercuten de forma rápida y directa en la situación actual del felino, pero que resultan esenciales en una política coherente a medio o largo plazo. En general, la regeneración del estrato arbóreo no suele ser suficiente ni en cantidad, ni en calidad ni en distribución espacial, sobre todo en sistemas adhesados, como consecuencia de la elevada presión de ramoneo que los brinzales (pies procedentes de semilla) sufren por parte de los fitófagos silvestres o el ganado. La consecución del regenerado, que se beneficia del efecto protector (facilitación) que le brindan matorrales y arbustados, suele requerir el control de las cargas de ungulados, bien sil-

vestres o domésticos, o, incluso, el acotamiento al pastoreo de las zonas que se deban regenerar. Cuando la situación sea especialmente grave y se considere necesario conseguir la regeneración con rapidez, se puede recurrir a la protección física del regenerado ya existente o a la repoblación artificial acompañada de la protección de los individuos introducidos. En ese sentido, puede ser recomendable inducir la regeneración en dehesas de *Quercus* con menos de 50 pies/ha y un diámetro medio próximo o superior a los 40 cm, lo que suele indicar una elevada edad media. Al aproximarse a la senescencia, los árboles van disminuyendo su capacidad de producir semilla viable, por lo que las posibilidades de la regeneración a monte alto son cada vez más complicadas. Por tanto, es recomendable plantear actuaciones de forma que el efecto ecológico del arbolado no desaparezca, esto es, que cuando la cohorte de edad superior entre en un periodo de senescencia que no le permita cumplir sus funciones, éstas puedan ser asumidas por parte del regenerado.

En general, cuando existe una regeneración avanzada que no es capaz de superar la presión ramoneadora de los ungulados, silvestres o domésticos, suele estar constituida por individuos achaparrados, con porte arbustivo o de mata y ramas muy tortuosas, incapaces de crecer con rapidez y verticalidad aunque se viesan liberados del mordisqueo de los fitófagos. En esos casos, se puede recurrir a la simple protección física de un número suficiente de individuos para garantizar la persistencia del arbolado, con lo que, además, se ofrecerá refugio a la caza menor. La protección dependerá, obviamente de las características del regenerado y de los fitófagos que puedan ramonearlo, y se puede conseguir con estructuras constituidas por redondos de madera o viguetas metálicas y malla cinética, electrosoldada o mallazo, de



Figura 6.3. Cuando existe una regeneración avanzada recomendada por el ganado o la fauna silvestre cuyo crecimiento vertical se quiere acelerar, se puede recurrir a las denominadas "rozas de regeneración", que consisten en cortar esas matas a ras de suelo y protegerlas de los fitófagos. Gracias a sus potentes sistemas radicales, en poco tiempo se consigue un desarrollo considerable.

mayor resistencia (Figura 6.2). Si el porte y la morfología del regenerado permiten prever una falta de respuesta a la protección, se puede recurrir a las llamadas rozas de regeneración, que consisten en cortas a ras de suelo acompañadas de protección física posterior (Figura 6.3). De ese modo, habida cuenta de la presencia de un sistema radical de cierto vigor, se consigue un crecimiento rápido y vertical de la parte aérea, sobre todo si va acompañado de una selección de brotes un año después del tratamiento. En éste último caso, el periodo de protección frente a los fitófagos se acortará sensiblemente, gracias al rápido crecimiento de los brotes (chirpiales). Como cabe imaginar, el periodo de protección del regenerado frente al ramoneo de los fitófagos depende de las características de éstos y de la velocidad de crecimiento del regenerado. En general, si se trata de ganado bovino, será necesario esperar hasta que los arbolillos alcancen 12-15 cm de diámetro normal, lo que requerirá varias décadas. Si se trata de ciervos o cabras, bastará con 10 – 12 cm de diámetro normal, mientras que si es oveja, muflón o gamo bastará con que adquiera algo más de un metro de altura y se lignifique suficientemente.

Cuando no exista suficiente regeneración avanzada, se puede recurrir a inducir la aparición del regenerado mediante acotamientos al pastoreo durante el periodo de tiempo necesario para conseguirlo y que adquiera el tamaño necesario para resistir las agresiones de los fitófagos. También se pueden introducir nuevos individuos por siembra o plantación. En principio, la siembra con semilla de calidad y procedencia adecuada es un procedimiento más sencillo, barato y menos perturbador que la plantación. Sin embargo, se enfrenta a la predación de micromamíferos, aves y jabalí, así como a la escasa viabilidad media de la semilla, por lo que suele requerir laboreo completo, lo que no es recomendable en territorios linceros. La plantación, siempre con individuos de procedencia adecuada y bien desarrollados en vivero (envase, sustrato, buena relación tallo/raíz, ausencia de enrollamiento radical) implica mayores costes pero, en general, garantiza un mayor porcentaje de éxito. En función de la situación inicial, se pueden realizar plantaciones "a hecho", en superficies relativamente grandes, si es posible su acotamiento, por bosquetes, lo que abarata el coste de protección, o de enriquecimiento o densificación, con individuos aislados. En el caso de fresnos, álamos y otras frondosas de carácter más o menos higrófilo, así como en el del acebuche, que suelen ser muy apetecidas por los ramoneadores, y por ello suelen carecer de regenerado, se puede recurrir a la plantación de individuos de cierto porte, bien con raíz o bien por estacones, con lo que se reduce sustancialmente el necesario periodo de protección frente a los fitófagos.

La exclusión a los grandes fitófagos no es garantía suficiente para garantizar la viabilidad de las plantas cuyo establecimiento se busca. En áreas de alta densidad de conejo casi cualquier planta introducida por repoblación va a ser ramoneada, por lo que es necesaria una protección individual o en grupos, mediante malla de triple torsión.

Para conseguir una información más detallada sobre regeneración y repoblación forestal, se puede recurrir a los trabajos de Serrada (1993), Montero y Cañellas (1999) y Pulido et al. (2003)



6.2.2.2. Montes bajos de frondosas

En el caso de los montes bajos, regenerados tras las cortas por medio de brotes de cepa o raíz y destinados a la producción de leña y ramón, la situación es diferente. Se trata de masas que tuvieron gran importancia hasta la década de los 60 del siglo XX, porque suministraban leña –casi el único combustible en aquella época– y ramón para el ganado caprino, la denominada "vaca del pobre". Sin embargo, los bruscos cambios sociales y económicos acaecidos en la citada década supusieron el abandono de los tratamientos de monte bajo y, por consiguiente, la aparición de una problemática que se puede resumir del siguiente modo: a) espesura trabada por ausencia de cortas; b) crecimiento estancado; c) altísima competencia entre chirpiales, que se traduce en escaso vigor y ausencia o escasez de flores y frutos; d) debilidad frente a sequías, plagas y enfermedades y e) ausencia de regeneración: vegetativa, porque no se corta, y sexual, por la situación descrita. En esos casos existen varias opciones que pasamos a analizar:

- No intervenir. Se trata de una buena alternativa cuando no hay riesgo de inestabilidad por sequía, plagas o enfermedades a medio plazo. Por otra parte, un monte bajo de alta espesura contribuye a proporcionar refugio a la fauna silvestre y ramón a los fitófagos, aunque en el caso del hábitat del lince su superficie no debe ser excesivamente grande, porque también es imprescindible la presencia de matorral y pastos herbáceos. En todo caso, también a medio plazo habría que plantearse el futuro de la masa.
- Resalveos. Se trata de tratamientos selvícolas que, por medio de cortas de distintas características, reducen la densidad de la masa para liberar y proporcionar mayor vigor a un número más o menos reducido de pies de cierto tamaño (resalvos) con distintas finalidades.

Existen diversos tipos de resalveo. El más frecuente en la actualidad es el denominado **de conversión**, que se orienta, como su nombre indica, a la conversión del monte bajo o medio en uno alto, es decir, con regeneración por semilla, pasando por una fase de fustal (monte bajo de talla alta) sobre cepa (Figura 6.4). Esta variante requiere cortas por lo bajo, generalmente de hasta un 50% de los pies iniciales o un 30–35% del área basimétrica, y una rotación de entre 10 y 15 años, dependiendo de las especies (Serrada, 2002; Bravo, 2004). En este tipo de resalveo, la reducción de la densidad y la espesura de la masa no está orientada a inducir un vigoroso rebrote de cepa o raíz (sarda) y, por consiguiente, no requiere acotamiento al pastoreo, mejora el estado de vigor de los resalvos, reduce el riesgo de daños por factores abióticos, plagas o enfermedades y garantiza una cierta estabilidad en la masa, al menos a medio plazo. Su principal problema es el elevado coste, ya que implica la corta selectiva de pies de pequeño tamaño y su extracción de zonas de topografía frecuentemente abrupta y del interior de masas de espesura todavía alta. Por ello, también se puede aplicar una variante más simple y de menor coste, que podríamos denominar **resalveo selectivo o de liberación**, que constituye una modificación de las cortas de liberación que se aplican en bosques tropicales, y que consiste en elegir los resalvos de porvenir (unos 200–300 por hectárea) y actuar sólo en sus inmediaciones,



Figura 6.4. Resalveo de conversión en un encinar. Como se puede observar, se han respetado, como resalvos, los chirpiales de mayor tamaño y mejor porte, y se ha reducido tanto la densidad (nº de pies/ha) como la espesura (área basimétrica) para incrementar el vigor de los resalvos y, si es posible, facilitar la producción de fruto.

liberándolos de la competencia de los chirpiales de mayor tamaño que existan junto a ellos. Se trata de actuaciones más puntuales, de inferior coste e intensidad, que implican menores perturbaciones en el hábitat del lince y que pueden resultar interesantes a medio-largo plazo.

Una norma básica para la aplicación de los resalveos de conversión es actuar siempre sobre masas de cierta edad, en las que ya se haya establecido una fuerte competencia entre los chirpiales, para no invertir tiempo y dinero en algo que hará la propia naturaleza mediante esa competencia. Por otra parte, si hay ganado o caza mayor, resulta imprescindible que los resalvos que vayan a quedar en pie tengan el tamaño y el vigor suficientes como para resistir las posibles agresiones de los ungulados; de otro modo el resalveo sólo tendría una repercusión negativa sobre la masa.

Como, al contrario de lo que sucedía con los resalveos tradicionales, orientados a la formación de montes medios, en este caso no se desea inducir la aparición de un nuevo regenerado procedente de brotes de cepa o raíz (la sarda), las características de los resalveos que hemos citado son diferentes. Por ejemplo, la época ideal para realizar las cortas es a finales de verano y la presencia de fitófagos es deseable, en vez de estar prohibida. De ese modo se reduce al mínimo la aparición de la sarda y se pone a disposición de los fitófagos una cantidad considerable de ramón en una época siempre difícil en el medio mediterráneo. Por otra parte, como se desea reducir al mínimo la aparición de la sarda, los tratamientos deben ser de intensidad moderada o baja y se deben repetir en periodos (rotaciones) relativamente cortos, como ya indicamos en el párrafo anterior.

Cuando los resalveos se apliquen en masas cuyo objetivo último pudiera ser el adhesamiento, la intervención puede ir acompañada de podas de formación, al menos en los pies que, por su porte, pudieran tener mayor probabilidad de constituir la masa final.

Figura 6.5. Cuando se trata de incrementar la oferta de refugio y alimento para el conejo y otras especies de caza menor, porque los chirpiales han crecido en altura, como sucede en la fotografía, se recomienda aplicar un intenso resalveo tradicional o una corta a matarrasa con reserva que provocan un fuerte rebrote de cepa y raíz (sarda).



Aunque, como señalamos anteriormente, el tipo de resalveo que más se práctica en la actualidad es el de conversión, la problemática de las fincas linceras puede hacer que en ellas sea más conveniente la utilización de **resalveos clásicos** o, mejor, de **cortas a matarrasa con reserva** de 200 a 400 pies/ha. Se trata de operaciones que pueden resultar muy convenientes en montes bajos envejecidos, cuya oferta de refugio y alimento para el conejo se ha reducido muy notablemente como consecuencia del crecimiento en altura de los pies y de la alta competencia entre chirpiales, que hacen que las hojas y ramillas se sitúen mayoritariamente a varios metros sobre el suelo (Figura 6.5). En esos casos, lo que se persigue, aparte de dejar en pie una densidad suficiente de resalvos de buen porte, es inducir la aparición de una vigorosa sarda (brotes de cepa y raíz) que, gracias a su alta densidad de hojas y ramillas proporcione refugio y alimento al conejo de monte. Por ello, es importante que las cortas supongan la extracción de un alto porcentaje del área basimétrica de la masa (siempre superior al 30-35%) y que se realicen en invierno, preferentemente a finales, para conseguir que el rebrote sea lo más vigoroso posible.

Tanto en los resalveos de conversión como en los clásicos y en las cortas a matarrasa con reserva, buena parte de los chirpiales afectados por las cortas, sobre todo los más pequeños y de menor interés para leña, pueden ser empleados para la construcción de entaramados o refugios para conejos en otras zonas del hábitat del lince donde esas infraestructuras puedan resultar más necesarias. Se trata de operaciones que requieren un tiempo y un esfuerzo similares a su eliminación por quema y que suelen proporcionar resultados muy satisfactorios para el conejo de monte. Los detalles de tales actuaciones serán expuestos en el capítulo 7 de este trabajo.

Un caso muy particular de monte bajo, afortunadamente poco habitual o casi inexistente en territorios linceros, es el de los montes bajos de eucalipto. Se trata de masas procedentes de plantación y destinadas a la producción de celulosa. Cuando mantienen su carácter pro-

ductivo, van acompañadas de una fuerte preparación del terreno que se orienta a la reducción de la competencia de la vegetación espontánea con el eucalipto, lo que resulta incompatible con la presencia del lince ibérico. En otros casos, sin embargo, se trata de masas más o menos abandonadas, que se aprovechan de forma esporádica, que se han visto invadidas por el matorral y que de forma puntual pueden aparecer en fincas linceras, aunque no poseen ningún interés para el felino. Lo ideal, en éste último caso, dado su escaso o nulo interés productivo, el carácter alóctono del género y su contribución nula o negativa a la conservación del lince, sería eliminarlas. Sin embargo, dada su capacidad de rebrote, tal labor resulta muy difícil y suele requerir destacoñado, fuertes inversiones económicas e intensas alteraciones del territorio, por lo que no lo consideramos recomendable, salvo en casos puntuales de excepcional interés donde la inversión y la alteración resulten justificables. En estos casos los restos deben aprovecharse para la construcción de refugios para conejos de tipo tocón, ya que ello sólo supone una pequeña inversión adicional y puede proporcionar resultados muy satisfactorios para el lagomorfo (ver capítulo 7). Por otra parte, esos montes bajos de eucalipto son utilizadas a veces como dormideros de paloma torcaz y, de ese modo, contribuyen a mejorar las posibilidades de alimentación de rapaces amenazadas, como el águila imperial ibérica o el águila perdicera.

6.2.2.3. Plantaciones de coníferas

El hábitat del lince ibérico presenta, con frecuencia, masas arboladas constituidas por coníferas, en particular pino piñonero (*Pinus pinea* L.) y, con menor frecuencia pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) o carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). Aunque las tres son especies autóctonas en España, pero generalmente en otro tipo de hábitats, se puede afirmar que la inmensa mayoría de esas masas proceden de plantación, y que casi todas fueron efectuadas en el periodo 1940 – 1970 por el Patrimonio Forestal del Estado. Muchas fueron implantadas por siembra, lo que implica la aparición de una altísima densidad de brinzales; el resto lo fueron por plantación, pero generalmente también con alta densidad, a menudo entre 1600 y 2550 plantas/ha (Montero et al., 2004). Por todo ello, se puede afirmar que la mayoría de esas masas se encuentran en una situación que requiere tratamientos intermedios o de mejora, pero muy pocas de regeneración.

En los poco frecuentes casos de masas adultas, cuyos pies ya han alcanzado la edad de madurez (habitualmente de entre 100 y 120 años) y debieran presentar densidades de 150-250 individuos/ha, se puede pensar en la aplicación de tratamientos selvícolas de regeneración que, bien planificados y ejecutados, no deben ser incompatibles con la presencia del lince ibérico. Dado el temperamento intolerante, de luz, de las especies, se debe pensar en tratamientos continuos y, dada la necesidad de no alterar con excesiva intensidad el hábitat del lince, habría que ir a aclareos sucesivos uniformes, consistentes en ir aclarando poco a poco la masa adulta, durante todo el periodo de regeneración, que suele ser de 20-30 años, con dos finalidades: reducir la competencia sobre los árboles que quedan en pie (los de mejor fenotipo) para que florezcan, fructifiquen y diseminen con intensidad, e ir abriendo claros para

que las semillas puedan germinar y dar lugar a brinzales que se establezcan y desarrollen sin problemas. En el caso particular de las fincas linceras, tanto por motivos de diversidad estructural como de mantenimiento de una cierta cobertura arbórea adulta, e incluso de oferta de pies aptos para la nidificación de rapaces, consideramos muy recomendable dejar en pie, sin cortar, un número mínimo de individuos adultos o extramaduros de buen porte, que, siguiendo las recomendaciones de las Instrucciones de Ordenación de Andalucía (Junta de Andalucía, 2004), Castilla y León (Junta de Castilla y León, 1999) y los Estándares españoles de Certificación de FSC (Grupo de Trabajo FSC-España, 2006) podríamos cifrar en más de 5 pies/ha. De hecho, en Andalucía ha sido frecuente, y ha funcionado bien, la aplicación de cortas preparatorias y diseminatorias que dejan 20-30 pies/ha y la supresión de las cortas aclaratoria y final en pinares de pino piñonero (Montero et al., 2004), con lo que se obtienen masas regulares con dos pisos bien diferenciados, que adquieren apariencia de irregularidad y que proporcionan una cada vez más importante y demandada diversidad estructural al bosque.

6.2.3. Tratamientos intermedios, o de mejora

6.2.3.1. Frondosas

La baja densidad y espesura que suele caracterizar a los montes altos de frondosas en el hábitat del lince hace que, por lo general, no se pueda plantear en ellos la realización de tratamientos intermedios orientados a reducir ambas variables y conseguir la denominada "espesura normal".

6.2.3.2. Coníferas

Como ya afirmamos anteriormente, la inmensa mayoría de las masas de coníferas que aparecen en el hábitat del lince ibérico se caracterizan por su origen artificial, su alta densidad y una espesura trabada o completa, derivada de la nula o escasa aplicación de tratamientos intermedios o de mejora (Figura 6.6). Las principales consecuencias son un crecimiento ralentizado, un alto riesgo de incendio y que los estratos arbustivo y herbáceo o no existen o están muy escasamente representados, y ello resulta muy desfavorable tanto para el lince ibérico como para su principal presa: el conejo de monte. Por otra parte, la ausencia de tratamientos adecuados en las masas de pino piñonero hace que cada vez sea más difícil conseguir que los pies respetados por las cortas adquieran el típico porte redondeado o aparasolado de la copa y una alta producción de piña. Como consecuencia, tanto para mejorar la estructura de las masas como para reducir su riesgo de incendio y, sobre todo, mejorar el hábitat del lince ibérico, resulta muy recomendable la aplicación de tratamientos intermedios o de mejora.

Si la masa es muy joven se pueden aplicar las denominadas "podas de realce" a los 6-8 años y, si es posible, 7-8 años después, aunque en general son tratamientos de muy dudosa rentabilidad. El primer clareo se debe realizar entre los 13-17 años, y su intensidad depende, como

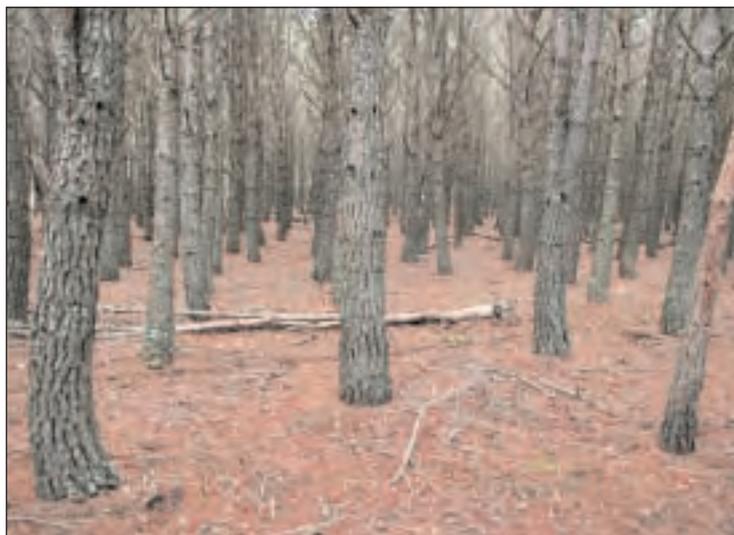


Figura 6.6. Pinar de pino piñonero con espesura trabada por la ausencia de tratamientos intermedios: clareos y claras. Se aprecia la ausencia total de estratos arbustivo y herbáceo, por lo que su interés para el conejo de monte y el lince ibérico es prácticamente nulo.

es lógico, de la densidad inicial. Más tarde, a partir de los 20-30 años, se deben llevar a cabo claras por lo bajo y fuertes (extracción de entre 25 y 50% de los pies iniciales), orientadas a reducir densidad y espesura y, según su intensidad, a potenciar la producción de piña o madera (Montero et al., 2004). Su rotación depende del crecimiento diametral, pero no debe ser inferior a 10 años. Sin embargo, cuando no se han realizado tales tratamientos en su momento, se reduce la capacidad de respuesta de la masa. Por eso, en la situación actual, tras varias décadas de ausencia o escasez de intervenciones en la mayoría de los casos, la finalidad de los tratamientos intermedios que proponemos para el hábitat del lince ibérico no suele ser la producción sino, más bien, la reducción del riesgo de incendio y la mejora de la capacidad sustentadora de caza del monte que, a su vez, resulta beneficiosa para el lince ibérico. El principal problema de tales tratamientos es el elevado coste de las operaciones y, sobre todo, su muy discutible rentabilidad, sobre todo en masas con alta densidad de pies de pequeño tamaño individual.

Teniendo en cuenta que la mayoría de las masas de coníferas que se ubican en el hábitat del lince ibérico han superado ya las fases de repoblado y monte bravo, la aplicación de podas de realce y clareos no será necesaria. Sin embargo, sí será habitual intervenir sobre masas de latizal y fustal. En ellas, los objetivos serán los descritos en el apartado anterior. Por ello, aunque, como es lógico, en cada caso habrá que decidir lo más adecuado en función de las características dasométricas, la topografía y los intereses de la finca, se puede recomendar la aplicación de claras por lo bajo y fuertes, de un 50% de los pies iniciales o incluso algo más, si no hay riesgo de erosión (Figura 6.7). Si la finalidad fuese productiva –lo que es muy poco probable, dada la ausencia o escasez anterior de intervenciones– se podría pensar en aplicar también podas de cierta intensidad. Sin embargo, como ya dijimos anteriormente, ésta última intervención suele incrementar sensiblemente el coste del tratamiento global y raramente puede ser justificada por su rentabilidad.



Figura 6.7. Cuatro aspectos de la realización de claras en pinares de pino piñonero en zonas linceras, que han demostrado tener un efecto positivo tanto sobre las poblaciones de conejo como sobre las del felino. En la parte superior se observan dos imágenes de una clara fuerte y por lo bajo, con liberación y resalveo de los pies de encina existentes en su interior. Debajo, a la izquierda, se presenta un aspecto esa misma masa un año después de la clara. Debajo, a la derecha, se puede apreciar el efecto del pase de una desbrozadora de cadenas sobre los restos de corta y poda del pinar.

Con cierta frecuencia, las plantaciones de coníferas son invadidas por arbolado espontáneo, generalmente correspondiente al género *Quercus*, como consecuencia de la actividad repobladora de córvidos, colúmbidos o micromamíferos. En esos casos, teniendo en cuenta la finalidad de los tratamientos intermedios, conviene que éstos, aparte de los objetivos ya mencionados, afecten preferentemente a las coníferas y se planifiquen como actuaciones de liberación de las frondosas de mejor porte, en las que, si su tamaño y la economía lo permiten, se pueden practicar podas de formación encaminadas a incrementar la superficie de copa. Este tipo de tratamientos de liberación también están indicados para aquellos arbustos de mayor interés, como los propios de estados evolutivos avanzados (madroño, durillo, labiérnago) y otros que puedan beneficiar al conejo (coscoja o lentisco, por ejemplo).

Una vez extraídos los pies procedentes de los tratamientos intermedios o de mejora, la eliminación de los residuos de corta puede hacerse de diversas formas. Lo más recomendable sería su astillado "in situ", bien con astilladoras o bien tras apilado y pase de desbrozadora. Sin embargo, también se puede hacer por quema, si se respetan escrupulosamente las normas de

épocas, sistemas y ubicación de hogueras, tanto para evitar el riesgo de incendio de la masa como el de chamuscar a los individuos que quedan en pie, que desgraciadamente suele ser bastante frecuente. En aquellas áreas donde la presencia del conejo de monte sea relevante, se pueden aprovechar los restos para crear refugios de tipo tocón (ver capítulo 7). Debido a que las elevadas densidades del arbolado han impedido en la mayor parte de los casos el desarrollo de arbustos que ofrezcan al conejo un refugio de calidad, puede ser necesario realizar de 5 a 10 de estos refugios por hectárea, especialmente en aquellas zonas que estén más próximas a áreas con buenas poblaciones.

6.2.4 Tratamientos derivados

Los principales tratamientos derivados correspondientes al hábitat del lince ibérico son la dehesa, el alcornocal y, sólo de forma esporádica, las masas de pino piñonero dedicadas a la producción de fruto. Los tratamientos generales correspondientes a los mismos son los ya descritos con anterioridad. Por ello, en este apartado nos centraremos exclusivamente en la poda y el descorche.

En todos los casos, los tratamientos son compatibles con la presencia del lince ibérico y moderadamente favorables para el felino, al menos de forma indirecta, siempre y cuando se respeten las áreas sensibles de reproducción, alimentación, migración y reposo durante el periodo sensible: marzo a julio-agosto. Como el hábitat del lince se caracteriza por la abundancia de conejo, es frecuente que en él o en sus proximidades también nidifiquen rapaces amenazadas, como el águila imperial ibérica, el águila perdicera o el buitre negro. Como es obvio, los tratamientos también deben respetar las áreas y los periodos sensibles correspondientes a esas especies.

6.2.4.1. Poda

La poda es un tratamiento parcial orientado a modelar la estructura del árbol para alcanzar más eficientemente los objetivos previstos y, a veces, generar recursos de interés para el hombre. En nuestro caso, las podas suelen afectar casi exclusivamente a encinas y alcornoques, aunque también se pueden aplicar al pino piñonero, y tienen las dos finalidades mencionadas. Según sus objetivos, se pueden diferenciar tres tipos: de formación, de producción y de rejuvenecimiento. Aunque sus principales detalles pueden ser consultados en textos especializados, como el ya citado de Serrada (2002), dedicaremos una mínima atención a cada uno.

Teniendo en cuenta que las podas tiene una finalidad estructural y productiva, se podría pensar que su efecto sobre el lince ibérico es mínimo. Sin embargo, eso no responde a la realidad. Las podas contribuyen a configurar una estructura del arbolado que maximiza su efecto beneficioso sobre el ecosistema, en este caso especialmente sobre los pastos y la biodiversidad. Por otra parte, en el caso de frondosas, ponen a disposición de los fitófagos el ramón de las ramas cortadas en una época generalmente difícil (el invierno) y, a medio – largo pla-

Figura 6.8. Poda de producción realizada en una dehesa de una buena finca lincera. Se puede apreciar como los conejos y la caza mayor han consumido completamente el ramón correspondiente a las ramas podadas.



zo, incrementan la producción de fruto. De ese modo, proporcionan un recurso de excepcional interés estratégico no sólo para el ganado y la caza mayor, sino también para el conejo y otras presas potenciales de las grandes rapaces, como es la paloma torcaz.

Las **podas de formación** son las que se aplican a árboles jóvenes con la finalidad principal de configurar su morfología de acuerdo con el objetivo final de la masa. En nuestro caso, se trata de obtener una copa amplia y equilibrada, orientada a maximizar el efecto beneficioso del árbol sobre el ecosistema y la producción de recursos de interés, fundamentalmente fruto (bellota), leña, ramón y, en el caso del alcornoque, corcho. La poda de formación requiere que los pies tengan un tamaño mínimo necesario para soportar la perturbación que supone el tratamiento; en nuestro caso, al menos 15 cm de diámetro normal (a 1,3 m sobre el suelo). El tratamiento consiste en limpiar de ramas el fuste en al menos 2-3 m de altura y dejar 2-4 ramas principales, regularmente repartidas y con orientación más o menos horizontal para conseguir una copa amplia con buenas características para la poda y la producción de bellota. En el caso del alcornoque, dada la importancia de la producción corchera, las ramas principales deberán limpiarse de ramillas en lo que se estime pueda alcanzar su futura superficie de descorche. En este caso deberá dotarse a las ramas de una orientación de unos 40-60 grados con respecto a la horizontal y buscar un número mínimo de cuellos, que facilite la extracción de corcho de calidad.

Las **podas de producción** se aplican a árboles adultos y tienen por objetivo principal generar recursos de interés para el hombre y su ganado, especialmente leña, ramón y fruto (Figura 6.8). No obstante, también contribuyen a mejorar la conformación estructural del árbol. En nuestro caso, habida cuenta del papel que desempeña el arbolado en el hábitat del lince, las podas serán las tradicionales en la dehesa: deben afectar a ramas de menos de 15 cm de diámetro mediante cortes limpios que faciliten el escurrimiento del agua de lluvia, para



Figura 6.9. Las matas constituidas por brotes de raíz que surgen en la base de los pies arbóreos de la dehesa (izquierda) compiten con la copa, pero desempeñan una esencial función de protección para la caza menor; por eso deben ser respetadas, aun a costa de reducir la intensidad de las podas. Los residuos de poda también pueden ser utilizados para construir chocillos (derecha), entamados y otros refugios para la caza menor que, en las dehesas, resultan muy eficaces.

garantizar la cicatrización de las heridas; se aplican preferentemente a ramas verticales y tienden a favorecer el desarrollo de las horizontales, más productoras de bellota; no deben afectar a más de la tercera parte de la biomasa de la copa y se repiten en rotaciones de 10-15 años. La época ideal para la realización de las podas es a finales de invierno, en nuestro caso en enero o febrero en las Áreas Sensibles. Si la poda se realiza adecuadamente, la producción de bellota disminuye durante los 3-4 años posteriores a la intervención, pero luego se incrementa y el resultado final suele ser positivo (Porras, 1998). Como tanto la poda como el descorche son perturbaciones que afectan al árbol con cierta intensidad, deben separarse en el tiempo todo lo posible; por ello, la poda deben realizarse en el año central de la rotación de descorche, normalmente 5 años tras la pela.

Las **podas de rejuvenecimiento** son las que se aplican a árboles con síntomas de escaso vigor o decrepitud, a veces puntisecos, con la finalidad de desequilibrar la relación biomasa aérea/biomasa subterránea a favor de la última. De ese modo se persigue mejorar el suministro de agua y nutrientes a las ramas no cortadas e incrementar el vigor del árbol. Se suelen aplicar a pies que ya fueron podados y que, como consecuencia del abandono de esa operación, de la competencia con el matorral y de una mala ubicación topográfica o un suelo poco favorable se ven especialmente afectados por la sequía estival.

En general, cuando existen brotes de raíz que conforman una mata en el pie de los árboles que van a ser objeto de poda, se recomienda su eliminación para reducir al mínimo su competencia con la copa. Sin embargo, dada la importantísima oferta de refugio que esas matas brindan a la caza menor, especialmente en las dehesas, recomendamos su conservación, aunque ello suponga reducir ligeramente la intensidad de poda. Por el mismo motivo, también resulta recomendable utilizar las ramas más pequeñas, con escaso interés como leña, para apilarlas en la base de los árboles y construir pequeños "chocillos" que contribuyan a mejorar la oferta de refugio para la caza menor (Figura 6.9).

En todos los casos, para garantizar que las podas se realizan de forma adecuada y con una intensidad razonable, es importante que el aprovechamiento de las leñas no sea llevado a cabo por los propios podadores. Otra precaución habitual es mantener la poda de aquellos árboles que han sido podados. Los árboles de la dehesa han ido creciendo en base a una conformación modelada por el hombre a través de las podas, por lo que al abandonarse las podas corren el riesgo de sufrir un colapso estructural, más frecuente cuanto más débil sea la madera (fresnos, alcornoques). Por lo tanto, y teniendo en cuenta la importancia que estos árboles pueden tener como lugares de cría del lince, resulta recomendable mantener o recuperar la poda. En aquellos rodales en los que se sospeche que pueda criar el lince las podas deben realizarse de forma escalonada, para que siempre disponga de árboles con huecos y una buena cobertura de la copa, que puede contribuir a la termorregulación del cubil.

6.2.4.2. Descorche

El descorche o pela es el tratamiento que se aplica al alcornoque para aprovechar su corcho. Se realiza en pleno verano, normalmente entre el 15 de junio y el 15 de agosto, por ser ésta la época en la que el corcho "se da"; es decir, en la que, gracias a la intensa actividad vegetativa del árbol, su desprendimiento es posible sin dañar la casca o capa madre. El descorche se empieza a practicar cuando el árbol alcanza el tamaño y el vigor necesarios para soportarlo, normalmente cuando supera los 60 cm de circunferencia normal, a 1,3 m sobre el suelo. En ese momento, produce un corcho rugoso, sólo apto para trituración que se denomina bor-nizo. A partir de ese momento, el corcho presenta una estructura más homogénea y se denomina segundero o corcho de reproducción. La rotación entre pelas suele corresponder al periodo de tiempo necesario para que el corcho de reproducción alcance el grosor (calibre) necesario para dedicarlo a la fabricación de tapones, el uso que optimiza el precio del corcho. Normalmente esa rotación oscila entre los 9 y los 12 años, aunque en las áreas linceras actuales suele ser de 9 años.

El descorche y la saca de las panas son operaciones difícilmente mecanizables, que siguen realizándose por métodos tradicionales. El corcho se puede extraer tanto del fuste como de las ramas principales. Para trazar, abrir, ahuecar, dislocar y descalzar las panas se utiliza el hacha de descorche. También es habitual la utilización de la burja, o palo largo que se emplea para sacar las panas más altas, y las escaleras (Serrada, 2002). Como es lógico, la cantidad de corcho que puede desprenderse de un árbol depende de su tamaño y vigor. Por eso se cuantifica la altura de descorche, la circunferencia normal sobre corcho (el cociente entre ambas se denomina coeficiente de descorche), la superficie de descorche y la intensidad de descorche (cociente entre superficie de descorche y área basimétrica). Es precisamente ésta última variable la que se emplea para modular la intensidad del descorche, que debe situarse entre 34 y 36 y nunca superar valores de 45 o 50 (Montero, 1987).

Para facilitar los desplazamientos entre árboles y la extracción del corcho –que suele hacerse con mula– antes de proceder a ese tratamiento se realizan unas operaciones de des-



Figura 6.10. Monte alcornocal descorchado. Se pueden observar los restos de suelos y veredas, así como que las pelás afectan tanto al fuste como a parte de las ramas principales.

broce denominados suelos (o ruedos) y veredas. Los suelos son desbroces que se realizan bajo la copa del alcornoque, y las veredas, los lineales que se ejecutan entre dos árboles para facilitar el desplazamiento entre ambos (Figura 6.10).

Como se puede comprender, el descorche y el resto de tratamientos asociados al mismo no son operaciones que tengan una repercusión directamente positiva sobre el lince ibérico. Sin embargo, contribuyen a proporcionar rentabilidad a las fincas de alcornocal y, por consiguiente, a hacer posible esa gestión extensiva que, bien planificada y realizada, constituye una garantía de futuro para el hábitat del lince. Precisamente por ello, la prestigiosa organización conservacionista WWF/Adena ha puesto recientemente en marcha una campaña orientada a fomentar la utilización de los tapones de corcho y promover una buena gestión de los alcornocales, al considerar que ambas actividades son potentes "herramientas" para conservar el hábitat del lince ibérico.

Justificada la relación entre descorche y conservación del lince ibérico, sólo queda mencionar que, aunque las pelás no afectan especialmente al felino, conviene llevarlas a cabo de forma que se minimicen las molestias o los efectos negativos que puedan producir sobre el mismo. Para ello, es imprescindible respetar escrupulosamente las Áreas y los Periodos Sensibles, lo que no resulta difícil ya que, como dijimos, las pelás se realizan en pleno verano. Sólo resta, pues, recordar que la apertura de suelos y veredas también debe hacerse fue-

ra del periodo crítico en las Áreas Sensibles para el lince. Del mismo modo se debe actuar si, además del felino, existen en la finca otras especies amenazadas que pudieran verse afectadas por el tratamiento.

6.3. GESTIÓN DE MATORRALES Y ARBUSTEDOS: FRUTICETICULTURA

Siendo el lince ibérico una especie estrechamente ligada a la vegetación arbustiva y de matorral –como ponen de manifiesto los numerosos trabajos publicados sobre su hábitat que ya citamos en el capítulo 3–, resulta evidente que el conocimiento de la tipología, la estructura, el funcionamiento y las técnicas de gestión de esas comunidades resulta esencial para su conservación. También es evidente que la descripción detallada de esos aspectos excede las posibilidades de este Manual, por lo que nos limitaremos a exponer, de forma sintética, los aspectos que consideramos más relevantes.

6.3.1. Tipología y características generales

Existen muchas clasificaciones de las comunidades arbustivas y subarbustivas. Sin embargo, a efectos de gestión, resulta especialmente interesante la que los ordena atendiendo a su situación serial, al papel que desempeñan en la sucesión ecológica o a su ubicación y significación dentro de las series de vegetación. En ese sentido, los arbustedos y matorrales pueden clasificarse en tres grandes categorías (San Miguel et al., 2006):

Permanentes: constituyen la vegetación potencial, la más evolucionada que puede existir en las condiciones del territorio en el que se ubican. Ello suele deberse a limitaciones climáticas o edáficas o a perturbaciones reiteradas. Las climáticas vienen impuestas por frío o sequía. En España, lo primero suele suceder en los horizontes oro- y crioromediterráneos y en sus homólogos templados. Con respecto a la sequía, los arbustedos y matorrales pueden tener carácter permanente en condiciones de ombroclima semiárido, generalmente con menos de 350 mm de precipitación anual. Las condiciones edáficas que pueden motivar el carácter permanente de arbustedos o matorrales son muy variadas: suelos muy arenosos (dunas), salinos, pedregosos o poco profundos, etc. Del mismo modo, perturbaciones fuertes y reiteradas con frecuencia, como incendios, avenidas de ríos, aludes y otros, pueden provocar la existencia de esas comunidades.

En el hábitat del lince no suele haber comunidades arbustivas o subarbustivas permanentes, aunque algunas o adquieren tal condición como consecuencia de la reiteración de perturbaciones fuertes e incluso llegan a conformar sistemas de carácter paraclimácico en espollones, roquedos y zonas de topografía especialmente difícil.

Seriales de alto nivel evolutivo: son comunidades de carácter generalmente arbustivo que suelen constituir la orla y primera etapa de sustitución de bosques climácicos. Aunque corresponden a muy diversos tipos, poseen una serie de características comunes, de las que desta-

caremos algunas de las más relevantes desde el punto de vista de su gestión. En primer lugar, como comunidades evolucionadas, suelen poseer una alta diversidad florística, a la que se asocia otra similar de tipo faunístico: son sistemas con una alta diversidad biológica y estructural y con una notable función estabilizadora y protectora del medio, lo que les confiere un alto valor intrínseco. Por otra parte, suelen estar constituidas por especies rebrotadoras, aunque también puedan regenerarse por semilla. Presentan bajos niveles de defensas químicas frente a los fitófagos, lo que les confiere una calidad media-alta como ramón y les permite producir una materia orgánica fácilmente humificable que da lugar a un humus de tipo mull. De ese modo son especies "facilitadoras" con respecto a otras muchas, tanto vegetales como animales.

Los principales ejemplos de arbustados o matorrales seriales de alto nivel evolutivo que aparecen en el hábitat del lince son los siguientes:

- Montes bajos de especies arbóreas con porte arbustivo creados por siglos de cortas, pastoreo e incendios. El ejemplo más frecuente son los encinares arbustivos o carrascales, así como las bardas de rebollo (*Quercus pyrenaica*).
- Arbustados o matorrales de carácter generalmente esclerófilo-perennifolio. El ejemplo más ampliamente representado es la denominada mancha mediterránea (alianza *Ericion arboreae*), un arbustado alto, diverso, evolucionado que prospera sobre sustratos áci-



Figura 6.11. Arbustado de alto nivel evolutivo, con lentisco, acebuche, madroño, coscoja y carrasca, y con cobertura incompleta, que constituye un magnífico hábitat para el lince ibérico.

dos y pobres en bases, cuyas especies más características son el brezo blanco (*Erica arborea*), madroño (*Arbutus unedo*), labiérnago (*Phillyrea angustifolia*) y, en nuestro caso, lentisco (*Pistacia lentiscus*) (Figura 6.11), mirto (*Myrtus communis*) o durillo (*Viburnum tinus*). También son arbustados o matorrales muy evolucionados los coscojares de *Quercus coccifera*.

- Zarzales y comunidades de arbustos espinosos (géneros *Rubus*, *Rosa*, *Prunus* o *Crataegus*, por ejemplo).
- Retamares, piornales, escobonales y otras comunidades de leguminosas arbustivas: clase *Cytisetea scopario-striatae*.

Seriales de bajo nivel evolutivo: son comunidades de temperamento heliófilo y colonizador, especializadas en restañar "heridas" producidas en la cubierta vegetal por incendios, laboreo o pastoreo excesivamente intenso. Como sucedía en el caso anterior, aunque pertenecen a tipos muy diversos, presentan características comunes, de las que destacaremos algunas de las que consideramos más relevantes desde el punto de vista de su gestión. En primer lugar, suelen ser comunidades con una baja diversidad estructural y biológica, por lo que su valor intrínseco no suele ser alto. Por otra parte, aunque obviamente desempeñan una cierta función estabilizadora o protectora del sistema, se trata de una función muy moderada en comparación con la que desempeñan las comunidades de la categoría anterior. Suelen estar dominadas por especies semilladoras, con escasa o nula capacidad de rebrote (con la excepción de muchos brezos). Para finalizar, presentan altos niveles de metabolitos secundarios, frecuentemente terpénicos; ello les confiere una alta combustibilidad, hace que tanto su palatabilidad como su calidad como alimento para el ganado o la fauna silvestre sean bajas o mediocres y permite que la materia orgánica que generan sea difícilmente humificable y a menudo contenga sustancias que provocan efectos alelopáticos sobre la germinación o el establecimiento de otras especies. De ese modo, suelen ser comunidades con diversas "estrategias" de auto-perpetuación que ralentizan su evolución hacia mayores niveles de organización y, a veces, facilitan la aparición de perturbaciones fuertes (incendios, por ejemplo), que constituyen su mejor "aliado". A pesar de ello, precisamente por esas malas características como alimento para los fitófagos, suelen desempeñar una función de protección o facilitación de las plántulas de especies características de etapas más evolucionadas, más apetecidas por los fitófagos, que a menudo sólo pueden prosperar "refugiándose" bajo esas matas o arbustos de baja calidad. De ese modo, el desbroce "a hecho" de esas comunidades supone también la desaparición total del regenerado a la espera que se protege bajo ellas y la imposibilidad de su nuevo establecimiento a corto plazo.

Aunque existen muchos tipos de comunidades pertenecientes a esta categoría, la que por su extensión y ubicuidad resulta más destacable en el hábitat del lince es la correspondiente a la clase *Cisto-Lavanduletea*: son los jarales, cantuesares y tomillares acidófilos. No obstante, existen otras, como los brezales y brezal-jarales de la clase *Calluno-Ulicetea* (Figura 6.12), menos extendidos por el carácter mediterráneo genuino del clima, o los basófilos de la cla-



Figura 6.12. Brezal-jaral mediterráneo en un antiguo hábitat de lince ibérico.

se Rosmarinetea, muy escasos dada la naturaleza ácida de los sustratos litológicos dominantes en el hábitat del lince ibérico.

Los arbustedos y matorrales son comunidades que, aparte de su función estabilizadora y protectora del sistema, proporcionan refugio a la fauna silvestre y, también, aunque de forma moderada, alimento a los fitófagos. Sin embargo, poseen una calidad bromatológica mediocre o baja y compiten con los pastos herbáceos. Por ello, su gestión puede orientarse de muy diversas formas y se puede afirmar con rotundidad que **en su gestión, en fruticicultura, no pueden existir "recetas" de uso generalizado** (González y San Miguel, 2004). Tan acertado puede ser, en unos casos, realizar desbroces sobre una determinada comunidad como, en otros, protegerla o incluso intentar recuperarla por repoblación. A pesar de ello, como es lógico, las comunidades permanentes y las de alto nivel evolutivo poseen un considerable valor intrínseco que hace que, como norma general, se pueda desaconsejar cualquier tratamiento que ponga en peligro su persistencia o dificulte su evolución hacia etapas seriales más avanzadas.

En un trabajo anterior (González y San Miguel, 2004) hemos descrito las principales buenas prácticas de gestión de arbustedos y matorrales que consideramos recomendables en fincas de monte mediterráneo de la red Natura 2000. Por ello, aquí nos limitaremos a sintetizar los aspectos más relevantes de las que con mayor frecuencia se han utilizado en los Proyectos LIFE que hasta el momento se han orientado a la conservación del lince ibérico.



6.3.2. Mantenimiento de estructura en mosaico

A pesar de las funciones beneficiosas que los distintos tipos de matorrales y arbustedos pueden desempeñar en el hábitat del lince, es imprescindible recordar que su dominio total sobre el mismo no es recomendable; que también es necesaria la presencia de otras comunidades vegetales que introducen diversidad estructural y biológica en el sistema, que contribuyen a estabilizarlo y, sobre todo, que proporcionan alimento de mayor calidad a los fitófagos, y muy especialmente al conejo de monte, principal presa del lince ibérico. Buen ejemplo de ello es la situación que se ha producido en el Parque Nacional de Doñana como consecuencia de la desaparición de las perturbaciones tradicionales que mantenían la existencia de claros en las comunidades arbustivas y subarbustivas, situación que ha resultado muy desfavorable no sólo para el conejo de monte y el lince ibérico, sino también para otras especies menos emblemáticas, como el lirón careto (*Eliomys quercinus*), y que ha llevado a investigadores y gestores a proponer una necesaria política de desbroces y siembras (Moreno y Villafuerte, 1995).

Por todo ello, como norma general, se puede recomendar que la gestión de matorrales y arbustedos en el hábitat del lince ibérico se oriente a favorecer la existencia de una estructura general en mosaico. Es razonable el dominio de esas comunidades, pero también es necesario que exista una representación suficiente, en cantidad, calidad y distribución espacial, de pastizales, masas arboladas e incluso pequeñas teselas de cultivo. Para conseguirlo, en unos casos habrá que adoptar medidas orientadas a proteger los matorrales y arbustedos de mayor valor o a facilitar su paso a comunidades más evolucionadas. Sin embargo, en otros, cuando el problema sea su excesivo dominio, será más recomendable programar tratamientos orientados a la apertura de claros. En cada caso, antes de adoptar una decisión, habrá que tener en cuenta todos los factores que intervienen en la misma: problema que se pretende resolver, tipos de comunidades arbustivas o subarbustivas involucradas, distribución espacial de las mismas; topografía, tamaño y forma de las manchas, presencia o ausencia de corredores ecológicos, etc.

En general, se debe tender a la protección de las comunidades permanentes o cuasi-permanentes, así como a la de las de alto nivel evolutivo. De especial importancia, tanto para el conejo como para el lince ibérico, resultan los zarzales y comunidades de arbustos espinosos (clase *Rhamno-Prunetea*), así como el lentisco, la coscoja y las encinas de porte arbustivo. Algo parecido sucede con las comunidades que orlan y protegen a ríos y arroyos, comunidades que constituyen magníficos refugios y corredores ecológicos para el lince ibérico.

6.3.3. Desbroces

Un desbroce es un tratamiento de eliminación, total o parcial, de matorrales o arbustedos (Serrada, 2002). Los desbroces pueden clasificarse de diversas formas. Atendiendo a las especies afectadas, pueden ser **totales**, cuando se aplican a todas o **selectivos**, cuando respetan algunas. Del mismo modo, atendiendo a la superficie afectada, pueden ser **totales** o **a hecho**, cuando se aplican sobre la totalidad de la superficie; **en fajas**, **bandas** o **rodales**, cuando se

aplican sobre teselas correspondientes a esas formas, o **en puntos**, cuando se realizan únicamente de forma puntual. Si se contempla su método de ejecución, pueden ser **manuales**, **mecanizados** o **químicos**. Finalmente, también pueden ser por **roza**, cuando se corta sólo la parte aérea de las plantas, o por **arranque** o **descuaje**, cuando también se extrae la subterránea y, por consiguiente, resulta afectado el suelo.

Descartando el desbroce químico, por sus posibles efectos negativos, cualquier tipo de desbroce tiene cabida como tratamiento de mejora del hábitat del lince si se planifica y lleva a cabo adecuadamente. No obstante, haremos algunas recomendaciones de forma esquemática.

Como norma general, teniendo en cuenta que el suelo es el menos renovable de los recursos de los sistemas que consideramos, resulta especialmente importante tratar de evitar su degradación. Ésta suele producirse por laboreo, que lo deja desprotegido frente a la erosión hídrica, acelera la mineralización y pérdida de su horizonte humífero y facilita la pérdida de sus fracciones más finas y fértiles (arcillas y limos) por lavado. Por ello, recomendamos evitar los tratamientos de desbroce que impliquen remoción del suelo, salvo en los casos en los que se desee introducir un pasto herbáceo artificial o un cultivo, en los que resulta inevitable. En esos casos, si no existen individuos característicos de etapas seriales más avanzadas, se puede utilizar un desbroce a hecho por rodajes, que deben ser de forma irregular y superficie moderada (0,5 a 5 ha), para favorecer al conejo de monte. Para parcelas de superficie superior a dos hectáreas, se recomienda que al menos un 10% de la superficie de la parcela quede sin desbrozar, repartida en forma de pequeños golpes de superficie superior a 50 m². Si existen pies arbóreos o de arbustos de especial interés (lentisco, coscoja, encina arbustiva y otros), deben ser respetados, al igual que toda la superficie comprendida bajo sus copas. El apero puede ser una grada pesada de desfonde, con dos pases cruzados, para facilitar el troceo e incorporación al suelo de la vegetación afectada. Sin embargo, si los suelos son muy pedregosos y superficiales –en cuyo caso habría que replantearse la conveniencia del tratamiento– puede ser necesario hacer primero un desbroce de la parte aérea y, posteriormente, el alzado y descuaje de la parte subterránea. La época puede ser el final de invierno o, preferentemente, el final de la primavera, para reducir al mínimo el rebrote de los individuos y facilitar la operación de siembra, que se hará en otoño, tras un tratamiento de gradeo que deje el suelo en buenas condiciones para recibir la semilla y el fertilizante. En algunos casos, si la importancia de la siembra es marginal, se puede llegar a realizar el tratamiento en otoño, coincidiendo con la llegada de las lluvias, y realizando la siembra de forma simultánea o inmediatamente posterior al desbroce. Evidentemente, en esos casos los resultados de la siembra suelen ser mediocres o claramente malos. Al ser el objetivo de la misma que el conejo encuentre alimento, y no la producción de semilla, puede incluso recurrirse a la siembra de cereales de ciclo corto en la primavera (p.ej. cebada tremesina).

Si el objetivo de la actuación es el establecimiento de una pradera permanente, el plazo recomendado para la actuación se alarga. El ciclo aconsejado en estos casos consiste en un gradeo que permita la incorporación de la materia orgánica al suelo y acelere su tasa de

mineralización, una siembra de cereal destinada a aportar alimento y reducir el rebrote y, finalmente, en el otoño siguiente a la siembra de cereal, el establecimiento de la pradera (Muslera y Ratera, 1991).

Cuando no se prevea la implantación de pastos o cultivos, conviene hacer el desbroce por roza, para lo que, en las circunstancias descritas, se puede emplear una desbrozadora de cadenas o, si es posible, una de martillos, que realiza un trabajo más fino. En esos casos, para retrasar la invasión de la vegetación leñosa tratada, conviene favorecer a la herbácea, que compete con ella. Ello se puede conseguir por fertilización, si resulta rentable, o incrementando en la medida de lo posible las cargas pastantes en las zonas desbrozadas, en especial mediante el manejo de comederos y puntos de suplementación.

El empleo de tratamientos extensivos de desbroce a hecho siempre resulta desaconsejable, tanto si se hace por roza como, sobre todo, si es por descuaje. Resulta un tratamiento caro, que provoca una perturbación muy fuerte en el sistema y que inevitablemente habrá que repetir a corto plazo, porque favorece precisamente a las especies que elimina. Si lo que se desea es la sustitución del matorral o arbustado por un pasto herbáceo, es imprescindible hacerlo en pequeñas superficies (Figura 6.13), favoreciendo a la hierba y apoyándose en el efecto de los fitófagos, tanto domésticos como silvestres. Si, por el contrario, lo que se desea es el paso hacia etapas seriales más avanzadas, el desbroce a hecho en grandes extensiones supone un rejuvenecimiento del sistema que lo devuelve a niveles sucesionales anteriores al tratamiento y, por consiguiente, perjudica a las especies características de niveles de mayor organización.



Figura 6.13. Desbroce a hecho en pequeñas superficies de un matorral heliófilo de jara pringosa que deja una estructura en mosaico muy conveniente para el conejo de monte y el lince ibérico.

Como ya señalamos anteriormente, los desbroces a hecho deben respetar las manchas de vegetación arbustiva más evolucionada y, en todo caso, las comunidades que orlan y protegen a ríos y arroyos, y que constituyen corredores ecológicos de primera importancia (Figura 6.14).

Si la presencia de pies de porte arbóreo o especies arbustivas de interés o alto nivel evolutivo es elevada, se puede optar por no intervenir, y hacerlo en otro sitio, o por recurrir al desbroce selectivo, que siempre resulta una operación de alto coste. Por cuestiones de rentabilidad, éste último tratamiento se suele realizar de forma mecanizada, con motodesbrozadoras. En esos casos, es importante tener en cuenta que, si existen ungulados ramoneadores (caprino, bovino, caza mayor), el desbroce no debe dejar desprotegidos frente a ellos a individuos que, por su porte, no pudiesen soportar las agresiones.

Un caso particular de desbroce que se realiza de forma puntual, manual y por descuaje es el denominado descolinado. Se trata de una operación tradicional, cuya finalidad era evitar la invasión de los pastos de las dehesas por especies de matorral heliófilo sin recurrir a la alteración del horizonte superior del suelo, que siempre es perjudicial. Consiste en el arranque manual, por tirón, de las pequeñas plantitas de jara, cantueso, tomillo y otras especies leñosas que, de forma dispersa, invaden los buenos pastos. Se realiza con el suelo húmedo, para facilitar la extracción de la planta. Se trata de una operación de alto coste, que en la actualidad sólo se puede justificar cuando se desee conservar para el conejo unos pastos de calidad que creó en un pasado reciente un ganado doméstico (oveja, sobre todo) que o ya no existe o existe en una cuantía que no permite el control del matorral invasor.



Figura 6.14. Desbroce a hecho con siembra de pradera que respeta las comunidades arbustivas que bordean un pequeño arroyo estacional.

6.3.4. Repoblación con especies arbustivas o subarbustivas

La repoblación artificial es un tratamiento forestal que podríamos calificar de "quirúrgico": es caro, difícil desde el punto de vista técnico y arriesgado desde el ambiental. Por ello es esencial garantizar que se trata de una operación necesaria, que debe ser planificada y ejecutada con especial cuidado, y más cuando se trata de repoblaciones con especies arbustivas. Como la inmensa mayoría de las repoblaciones que se han ejecutado en España tienen una finalidad hidrológica o productiva, se han realizado con especies arbóreas, de crecimiento aéreo y radical más rápido, mayor biomasa y más extenso e intenso efecto protector sobre su entorno, a igualdad de coste por unidad implantada (Serrada, 2000). En consecuencia, la experiencia adquirida sobre especies de carácter arbustivo y subarbustivo es pequeña, como reducido es también el catálogo de especies y procedencias disponibles en vivero. Por todo ello, las repoblaciones de ese tipo son particularmente caras y difíciles de ejecutar y deben ser minuciosamente justificadas, planificadas y ejecutadas. En general, su empleo se reduce a tareas de restauración ambiental en las que la biodiversidad es especialmente importante, pero también tienen, o pueden tener, interés en fincas de carácter cinegético y para la conservación de especies o espacios protegidos.

En nuestro caso, la repoblación con especies arbustivas o subarbustivas puede tener interés en la restauración de comunidades de esas características que sean especialmente necesarias tanto para el lince como para el conejo de monte, bien por su oferta de refugio o bien para facilitar la conectividad entre poblaciones.

En fincas donde las cargas ganaderas o de ungulados silvestres son tan altas que han provocado la desaparición o reducción significativa de los arbustados más evolucionados, la situación llega a afectar de forma muy intensa al conejo de monte, que se ve privado de refugios a veces imprescindibles para su supervivencia. Es un caso frecuente con los zarzales y comunidades de arbustos espinosos, pero también puede suceder con coscojares, lentiscares, retamares y otras formaciones. En otros casos, se trata de garantizar la existencia de comunidades de arbustado o matorral que pudieran servir de refugio tanto al conejo de monte como al lince y que permitieran garantizar la conectividad de las poblaciones de ambas especies.

Teniendo en cuenta el alto coste de las repoblaciones, la escasa disponibilidad de especies y procedencias adecuadas en vivero y el carácter relativamente palatable de la mayoría de las especies afectadas, que obliga a protegerlas del pastoreo, una vez decidido el tratamiento resulta imprescindible actuar poco a poco, siguiendo una estrategia de creación de pequeñas "islas" o "rodales" que debieran estar próximos entre sí, para incrementar las sinergias, hacer posible su extensión y facilitar el futuro desplazamiento de individuos entre ellas. La repoblación debe realizarse por plantación, generalmente en hoyos, con densidad alta (en general entre 2500 y 10000 plantas/ha) y siguiendo las pautas y recomendaciones habituales en otros tipos de repoblación (Serrada, 2000). El acotamiento al pastoreo, que deberá extenderse al conejo si sus poblaciones son abundantes, se puede realizar por procedimientos tradicionales (malla cinegética o ganadera) o mediante la utilización de pastor eléctrico, aunque en éste

último caso hay que prestar especial atención al periodo de acotamiento que se estime necesario. El empleo de protectores individuales frente a lagomorfos o ganado menor choca con la dificultad de su elevado coste.

6.4. GESTIÓN DE PASTOS HERBÁCEOS: PASCICULTURA

¿Qué tiene que ver la gestión de los pastos con la conservación del lince ibérico? Probablemente muchas personas alejadas de la problemática del felino no perciban con claridad esa relación. Sin embargo, resulta evidente cuando se sabe que el principal problema del lince ibérico es la drástica regresión de las poblaciones de conejo de monte y cuando, además, se conoce la estrecha relación que existe entre la reproducción del lagomorfo y la calidad del alimento que consume. En definitiva: una adecuada oferta de pastos, en cantidad, calidad y distribución estacional, permite optimizar la alta potencialidad productiva del conejo, y le ayuda a soportar la enorme presión que siempre le imponen las enfermedades y los predadores, y a menudo también la caza. Por otra parte, una adecuada oferta de alimento herbáceo de calidad tiene también importantes repercusiones positivas en otras presas potenciales del lince, como micromamíferos, aves de interés cinegético y ungulados. Con respecto a las aves de interés cinegético, perdiz roja y paloma torcaz, por ejemplo, basta recordar que los pastos herbáceos contribuyen de forma sustancial a su alimentación, no sólo de modo directo, sino también por medio de los invertebrados que se alimentan de ellos y que, a su vez, resultan esenciales para la alimentación de sus crías y para la suya propia. La relación con los ungulados no es tan clara. Es verdad que el lince llega a predar sobre ellos, especialmente sobre crías y a veces hembras. Sin embargo, lo verdaderamente importante es que la mayoría de los ungulados son fitófagos oportunistas: si tienen alimento herbáceo de calidad lo prefieren al ramón, y en caso contrario ramonean con intensidad, llegando a dificultar o impedir la regeneración de la vegetación leñosa e, incluso, a provocar su degradación, que es la del hábitat del lince ibérico. De ese modo, cuando las cargas de ungulados son relativamente altas, como sucede en la mayor parte de ese hábitat, una buena gestión de pastos no sólo supone una mejor alimentación de las reses sino, sobre todo, una menor presión ramoneadora sobre la vegetación leñosa y, muy especialmente, sobre su regenerado. En ese sentido, una buena gestión de pastos herbáceos contribuye de forma favorable y significativa a hacer posible la regeneración de la vegetación leñosa y a reducir su nivel de degradación por ramoneo.

Ahora bien, ¿cuáles son los principales problemas de los pastos herbáceos en el hábitat del lince ibérico? De forma muy esquemática podríamos relacionarlos con su distribución espacial y la cuantía, calidad y distribución temporal de su producción.

La **distribución espacial** de los pastos resulta particularmente importante para garantizar un reparto homogéneo de los fitófagos en el hábitat del lince. Como se ha expuesto en el apartado anterior, ello afecta no sólo al conejo de monte, que es lo más importante, sino también a los micromamíferos (recordemos la desaparición total o casi total del lirón careto del Parque Nacional de Doñana como consecuencia de su "matorralización"), a otras especies de interés

cinagético y presas potenciales del lince, y a los ungulados, y son, sobre todo, importantes "herramientas" de transformación y a menudo degradación de la vegetación leñosa. Por otra parte, y volviendo al caso del conejo de monte, se ha demostrado que los desplazamientos que suele realizar la especie desde sus refugios para alimentarse son relativamente reducidos, por lo general inferiores a 100 m. ¿Qué se puede deducir de todo ello? Creemos que básicamente tres cosas:

- a) Que la presencia de una representación adecuada de pastos herbáceos de calidad, que podríamos cifrar en un mínimo de un 20-25% del área, resulta imprescindible en el hábitat del lince ibérico.
- b) Que esa superficie no debe estar concentrada, sino distribuida en forma de mosaico (Figura 6.15). Dada la importancia de los ecotonos, tanto para el lince ibérico, que suele cazar en ellos, como para el conejo, que no suele hacer largos desplazamientos para alimentarse, es conveniente que el tamaño de las teselas no sea muy grande. Resulta conveniente que sean de forma irregular, preferentemente alargada, con eje principal siguiendo curvas de nivel y con una anchura inferior a 200-300 m.
- c) Que las teselas de pasto herbáceo deben estar repartidas por el espacio de la forma más homogénea posible, para garantizar que las poblaciones de conejos y otros fitófagos también lo están.

La **cuantía de la producción de los pastos herbáceos** resulta relativamente poco importante para el conejo de monte, al menos en comparación con otros aspectos mucho más relevantes, como su distribución temporal o su calidad. De poco sirve que la producción sea muy alta si está mal repartida en el tiempo y hay fuertes periodos de escasez de hierba verde, como sucede habitualmente en el medio mediterráneo en verano e invierno, o si su calidad es tan baja que no llega a cubrir ni siquiera los requerimientos de sostenimiento del lagomorfo, como ocurre con los henascos (hierbas que se han secado en pie). Por otra parte, aunque proporcionalmente a su peso el conejo requiere más cantidad de alimento que un rumiante, las necesidades de Materia Seca (MS) de una población media del lagomorfo son relativamente pequeñas. Así, por ejemplo, las de una población que oscile entre 10 conejos/ha durante el

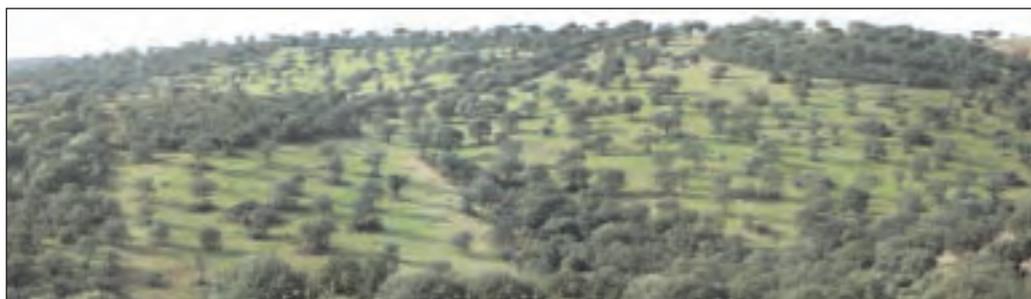


Figura 6.15. Ejemplo de hábitat en mosaico, con vegetación arbórea, arbustiva y herbácea, ésta última en superficies de moderada extensión, que resulta muy favorable para el conejo de monte y el lince ibérico.

máximo poblacional y 2 en el mínimo (el doble de lo que permite el sustento de una hembra reproductora de lince) se pueden estimar en alrededor de 250 kg/ha de MS: aproximadamente la quinta parte de lo que produce una dehesa de calidad media y alrededor de la tercera parte de lo que producen los pastos de la zona, como estimó Soriguer (1981) en Sierra Morena occidental. Por ello, a efectos de mejora de los pastos herbáceos, creemos que, si su superficie y distribución son razonables, como expusimos con anterioridad, no es necesario intentar incrementar la cuantía de su producción sino, sobre todo, mejorar su calidad y tratar de equilibrar su distribución estacional.

Como ya afirmamos en el capítulo 4 de este trabajo, la **calidad de los pastos herbáceos** está estrechamente relacionada con la tasa de fecundidad de los conejos (número de crías producidas por cada hembra), ya que se ha demostrado que las conejas sólo crían cuando la calidad de la dieta (en especial su contenido en proteína digestible, o Materias Nitrogenadas Digestibles) supera un determinado umbral, que ya situamos en alrededor de un 17% de Proteína Bruta (Villafuerte et al., 1997; Blas, 1989). De ese modo, una mejora en la calidad de la oferta de alimento puede repercutir directa e intensamente en la productividad de las conejas y, por consiguiente, en las densidades del lagomorfo y, en definitiva, en la oferta de alimento para el lince y en sus posibilidades de reproducción. Aunque no se pueda controlar el efecto de las enfermedades y sólo moderadamente el de los predadores, incrementar el número de camadas de conejo en una o dos cada año –circunstancia que puede conseguirse con una buena alimentación– supondría un impulso que podría resultar vital para la recuperación de sus poblaciones y, en definitiva, las del lince ibérico. Es más, todo ello depende no sólo de la calidad del alimento disponible sino también de cuándo esté disponible ese alimento de calidad. Teniendo en cuenta la enorme precocidad sexual de las conejas, que pueden empezar a parir antes de los seis meses de edad, si se ofrece un alimento de calidad a finales de verano y se consigue un parto otoñal, es posible las conejas procedentes del mismo puedan estar ya criando en la primavera siguiente, lo que, por la progresión geométrica que supone, significaría un notable incremento poblacional del lagomorfo.

Ahora bien ¿cuáles son los parámetros que pueden permitirnos conocer con facilidad la calidad de un pasto herbáceo? Evidentemente el problema es complejo si se afronta con profundidad. Sin embargo, se puede realizar una aproximación muy sencilla que consideramos suficiente para la gestión del hábitat del lince, y que pasamos a describir. Dos de las principales variables relacionadas con la calidad bromatológica de los pastos son la proteína digestible (Materias Nitrogenadas Digestibles sería lo correcto) y los minerales. Las leguminosas son plantas que, por su facilidad para captar el nitrógeno atmosférico, son especialmente ricas en proteínas y, por su exigencia en fertilidad de los suelos, también en minerales. De ese modo, se puede afirmar, de forma general, que la **abundancia de leguminosas** es un buen indicador de la calidad de un pasto herbáceo. Es más, esa calidad se mantiene incluso en la floración y tras el agostamiento, ya que los henascos de leguminosas suelen tener calidad suficiente para satisfacer las necesidades de sostenimiento de muchos fitófagos, circunstancia que no ocurre con los de gramíneas y otras familias (ver Figura 4.8). Por otra parte, es bien sabido el

Figura 6.16. El trébol subterráneo (*Trifolium subterraneum* L.) es probablemente la leguminosa de mayor importancia en el hábitat del lince, tanto por su abundancia en los pastos naturales, en particular los majadales de *Poetalia bulbosae*, como por su interés para praderas orientadas a incrementar la oferta de proteína.



alto contenido en proteínas de las semillas de las leguminosas; por eso las buscan con avidez los conejos en verano. En síntesis: si queremos mejorar la calidad de los pastos para el conejo lo más conveniente es tratar de incrementar su contenido en leguminosas (Figura 6.16).

La segunda pregunta que tendríamos que plantear es cómo se puede incrementar la abundancia de leguminosas en los pastos herbáceos. Para responderla hay que tener en cuenta dos circunstancias: a) que, como ya dijimos, las leguminosas son especialmente exigentes en fertilidad del suelo, en particular en fósforo, y b) que para que las leguminosas sean abundantes debemos ayudarlas para que sean capaces de superar la presión de sus principales competidoras: las gramíneas, más precoces que las primeras y más necesitadas de nitrógeno. Por todo ello, y también generalizando, se puede afirmar que existen dos tratamientos que favorecen claramente a las leguminosas frente a las gramíneas: el aporte de fósforo asimilable y un pastoreo intenso, que les libere parcialmente de la competencia de las gramíneas, les aporte fertilidad (a través de las deyecciones) e incluso contribuya a resembrar sus semillas por endozoocoria.

Teniendo en cuenta que la inmensa mayoría del hábitat actual del lince ibérico se ubica sobre suelos ácidos, pobres en calcio y fósforo asimilable, se puede afirmar que la **fertilización fosfórica** de los pastos que tienen una cantidad de leguminosas suficiente para responder al tratamiento resulta muy recomendable. Si las precipitaciones son adecuadas para garantizar la incorporación del fósforo a la solución del suelo y a su complejo arcillo-húmico, el tratamiento produce un incremento sustancial de la abundancia de leguminosas y, por consiguiente, de Materias Nitrogenadas Digestibles y minerales. Ello permitirá incrementar la tasa de fecundidad de las conejas, la densidad poblacional del lagomorfo y, en definitiva, la capacidad sustentadora del hábitat para el lince ibérico. El seguimiento realizado durante años en los tratamientos de fertilización fosfórica que hemos realizado en el hábitat del lince ha permitido constatar que, como se había previsto, las zonas fertilizadas con fósforo han soporta-

do mayores densidades de conejo que las que no lo han sido, lo que permite presumir que se ha producido la cadena de repercusiones que describimos con anterioridad y que, efectivamente, se ha mejorado el hábitat del lince.

Aunque las prescripciones técnicas de la fertilización fosfórica dependen de las circunstancias particulares que se puedan dar en cada caso, teniendo en cuenta las características del hábitat del lince que ya hemos descrito, las recomendaciones de los expertos en el tema (Yáñez et al., 1991; Olea et al., 2003; Ferrera et al., 2005, 2006) y nuestra propia experiencia, podemos recomendar fertilizaciones moderadas, con entre 30 y 50 unidades (kg/ha de P_2O_5) cada 5-6 años. Como producto, se puede utilizar el superfosfato de cal o la roca fosfórica micronizada y peletizada, que recomendamos aplicar en cobertera (por ejemplo, con abonadora centrífuga) previamente o coincidiendo con el inicio del periodo otoñal de lluvias.

Si los pastos herbáceos naturales fuesen especialmente pobres en leguminosas, la fertilización fósforica probablemente no proporcionará resultados muy evidentes, al no haber suficientes plantas capaces de aprovecharla. En esos casos, se puede recurrir a su introducción artificial, por siembra. En general, esos **pastos artificiales** polifitos (praderas) ricos en leguminosas se van naturalizando poco a poco gracias a la incorporación de plantas espontáneas procedentes del banco de semillas del suelo y, si son objeto de una buena gestión, se acaban convirtiendo en majadales de *Poetalia bulbosae*, los mejores pastos mediterráneos. La implantación de praderas debe hacerse siempre analizando detalladamente las condiciones de clima y suelo de la zona, los objetivos perseguidos y la gestión de que van a ser objeto. Si los sustratos son ácidos y oligotróficos, pobres en bases, como sucede en la mayor parte del hábitat del lince ibérico, será muy difícil o imposible encontrar leguminosas vivaces, capaces de permanecer verdes en verano, por lo que habrá que recurrir a tréboles anuales, especialmente trébol subterráneo (*Trifolium subterraneum*), serradella (*Ornithopus compressus*), *Biserrula pelecinus* o, incluso, carretones (especies anuales del género *Medicago*). En algunos casos excepcionales, si es posible el riego, se puede recurrir a una mezcla de leguminosas y gramíneas, como *Trifolium repens* (trébol blanco), *Trifolium fragiferum* (Trébol fresa), *Trifolium resupinatum*, *T. michelianum*, *Lolium perenne*, *Phalaris aquatica*, *Festuca arundinacea* o *Cynodon dactylon* (grama). En todo caso, habida cuenta de la competencia existente entre leguminosas y gramíneas, consideramos necesario llevar a cabo una buena fertilización fosfórica de fondo (50-70 unidades), peletizar las semillas de leguminosas (inocularles bacterias del género *Rhizobium* y cubrirlas con caliza finamente molida) y creemos conveniente no incluir gramíneas en la mezcla si no es posible el riego. Dado su pequeño tamaño, las semillas deben enterrarse muy poco, por lo que resulta suficiente con un rulado de forma posterior a la siembra. La siembra debe hacerse coincidir con el inicio de las lluvias otoñales, para permitir el arraigo y el crecimiento inicial de las plantas cuando todavía hace un poco de calor. En todo caso, es imprescindible el acotamiento al pastoreo de la pradera al menos hasta finales de invierno y, si es posible, hasta la formación de las semillas. En caso contrario, los fitófagos, al despuntar la siembra, reducen sensiblemente su potencialidad productiva o, si son muy abundantes, llegan a arruinarla por completo.

Si existe la posibilidad de heladas tempranas que pudiesen descalzar a las plantitas recién germinadas o si se considera conveniente ofrecer algo de alimento verde a finales de invierno, la siembra de las especies mencionadas puede ir acompañada de lo que se denomina un **cultivo protector**. Se trata de una dosis baja de semilla de especies de talla mayor y crecimiento más rápido, generalmente gramíneas, que realizan dos importantes labores: proteger a las plántulas de las leguminosas durante su implantación y ofrecer alimento verde, de calidad, a finales de invierno. Si se abre la pradera al pastoreo en esa época, el consumo del cultivo protector pone en luz a las leguminosas, que habían crecido poco hasta ese momento, y les permite florecer, fructificar y diseminar. En las condiciones del hábitat del lince ibérico, el cultivo protector para las praderas puede ser de centeno (*Secale cereale*), triticale (híbrido de trigo y centeno), avena o ray-grass italiano *Lolium multiflorum* (Figura 6.17).

Si por causas climáticas o de otro tipo la pradera no quedase bien implantada y presentase una escasa densidad de leguminosas, es recomendable practicar lo que se denomina pastoreo diferido, que consiste en acotarla al pastoreo hasta que las semillas se hayan formado. De ese modo se puede utilizar a los fitófagos como herramienta de resiembra de la pradera.

Las experiencias de implantación de pastos y cultivos agrícolas que hemos realizado para el fomento de las poblaciones de conejo de monte nos han permitido constatar que las praderas de leguminosas han sido el tratamiento preferido por el lagomorfo, aunque también hemos podido comprobar que si sus densidades son muy elevadas, el consumo del banco de semillas del suelo puede llegar a esquilmarlo y, por consiguiente, a reducir sensiblemente la duración de la pradera (Muñoz-Igualada, 2005).

Para finalizar, destacaremos que un pastoreo intenso, sin ser excesivo, y continuado es una magnífica "herramienta" para permitir que las leguminosas a las que nos referimos puedan resistir la presión de competencia de las gramíneas y persistir o incrementar su abundancia en el tiempo. En ese sentido, aunque el ganado, especialmente el ovino, y los ungulados sil-



Figura 6.17. Pradera de trébol subterráneo con cultivo protector de avena y centeno, implantada bajo arbolado de alcornoque (*Quercus suber* L.)

vestres compitan por el alimento con el conejo de monte, también realizan una labor de mejora de los pastos que puede permitir que el balance final sea beneficioso. De hecho, hemos comprobado que los conejos muestran una clara preferencia por los majadales de *Poetalia bulbosae*, que son pastos que crea y mantiene el pastoreo intenso y continuado del ganado, en particular el ovino. Por otra parte, tanto el ganado como los ungulados silvestres contribuyen a reducir o evitar la invasión de los pastos herbáceos por la vegetación leñosa de carácter más colonizador.

6.5. GESTIÓN DE CULTIVOS: AGRICULTURA

En el capítulo anterior hemos descrito cómo una buena gestión de los pastos puede contribuir a mejorar la calidad del hábitat del lince ibérico, sobre todo incrementando la abundancia de su principal presa: el conejo de monte. Sin embargo, sólo con la mejora de los pastos naturales o la implantación de praderas de larga duración no suele resultar posible paliar o reducir suficientemente los periodos de carencia o escasez de alimento de calidad para el lagomorfo. En ese sentido, la agricultura, a través de la implantación de cultivos de corta duración, de su adecuada gestión y de un buen tratamiento del suelo puede complementar eficazmente lo conseguido con la pascicultura. Es verdad que se trata de una actividad más intensa, que altera más profundamente el hábitat del lince y que requiere repeticiones más frecuentes e inversiones relativamente cuantiosas, pero también es verdad que, bien planificada y ejecutada, tanto en cantidad como en calidad y en ubicación espacial, es una magnífica herramienta para mejorar las densidades poblacionales de muchas especies de caza menor, entre ellas el conejo. Por ello, analizaremos muy brevemente las actuaciones agrícolas que consideramos más favorables para la mejora del hábitat del lince ibérico.

Una vez agotadas las posibilidades que ofrece la pascicultura, técnica más extensiva y eficiente que la agricultura, ésta última actividad puede contribuir al incremento de las poblaciones de especies de caza menor de dos formas: mejorando en cuantía y distribución temporal la oferta de alimento de calidad e incrementando, o al menos no reduciendo, la oferta de refugios y lugares aptos para la reproducción de esas especies.

La implantación de cultivos herbáceos de corta duración puede contribuir significativamente a mejorar la oferta de alimento de calidad para el conejo de monte, tanto en cuantía como en distribución temporal. El tema ha sido abordado por Villafuerte et al. (1997) en el área de Doñana y ha sido tratado con profundidad en una reciente Tesis Doctoral (Muñoz-Igualada, 2005). En ambos casos, se ha puesto de manifiesto que una adecuada implantación de tales cultivos puede ser muy beneficiosa para el conejo de monte. Sin embargo, para conseguir esos efectos beneficiosos con la máxima eficiencia es imprescindible analizar la tipología de los cultivos que se han de implantar, su ubicación, el área y la forma de las parcelas y su calendario de aprovechamiento. Con respecto a la tipología de cultivos, depende obviamente de las condiciones climáticas y edáficas y de los objetivos perseguidos. En ese sentido, es obligado reiterar que el conejo de monte puede verse favorecido por muy diversos tipos de

cultivos, pero que utiliza cada uno en épocas y de formas muy concretas, en función de la oferta de los pastos naturales y artificiales y de sus necesidades, impuestas por la fenología. De forma muy esquemática, los cultivos herbáceos pueden contribuir a mejorar la oferta de alimento de calidad para el conejo de monte del siguiente modo:

- a) Ofreciendo alimento de calidad en épocas en las que éste no existe o es muy escaso en los pastos naturales o artificiales.
- b) Incrementando la oferta de alimento de alta calidad en épocas en las que éste existe en los pastos naturales o artificiales, pero no con la abundancia o la distribución espacial requeridas.

En general, según Muñoz-Igualada (2005), el comportamiento del conejo de monte con respecto a los cultivos herbáceos que se le pueden ofrecer parece responder al siguiente esquema:

- En otoño y a finales de invierno, el principal problema es la escasez de alimento de calidad (hierba verde, por ejemplo), que depende de la época de llegada de las primeras lluvias otoñales y del inicio y la intensidad del frío invernal. Si la situación es buena, se puede producir un parto de otoño tardío, lo que puede repercutir muy positivamente en las densidades del lagomorfo, ya que las conejas procedentes de ese parto pueden criar en primavera. Sin embargo, es habitual que en esa época el alimento de calidad escasee, lo que lleva a los lagomorfos a buscar con avidez bellotas y semillas de leguminosas, ricas en proteína, y a aprovechar con gran intensidad el rebrote de los pastos anuales y artificiales. Habida cuenta de ello, los cultivos herbáceos que más pueden contribuir a reducir el problema son los más precoces, los que tras la siembra a principios de otoño son capaces de ofrecer una cantidad sustancial de alimento (hojas verdes) a finales de invierno, con lo que contribuyen significativamente a mejorar las posibilidades de partos en esa época. Esos cultivos son los de gramíneas, en especial centeno (el de mayor precocidad), triticale (híbrido de trigo y centeno), avena, cebada, trigo o ray-grass italiano que, junto con los de pradera y veza, fueron los más intensamente utilizados por el conejo en esa época. El problema con los citados en último lugar, y en especial con la veza, es que un pastoreo intenso de conejo en esa época dificulta o impide su rebrote y puede arruinar completamente la siembra.
- En primavera siempre hay alimento verde abundante y de cierta calidad. Precisamente por ello es ésta la época en la que el conejo siempre cría. Sin embargo, si los pastos naturales no son suficientemente buenos, los pastos artificiales o los cultivos agrícolas pueden mejorar la oferta de alimento de alta calidad. Los trabajos realizados por Muñoz-Igualada (2005) y la experiencia de la Fundación CBD-Hábitat ponen de manifiesto que el comportamiento del conejo de monte en esa época parece centrarse en buscar sólo alimento de calidad, rico en proteína. Por ello, aunque la abundancia de pasto natural reduce su utilización de los pastos artificiales, muestra una clara preferencia por los que

contienen un alto porcentaje de leguminosas, en especial por las praderas, la veza y la veza-avena (Figura 6.18).

- Finalmente, en verano, con la llegada de la sequía, el alimento herbáceo florece, fructifica y se agosta, con lo que su forraje pierde calidad nutritiva, a menudo tanta que no es capaz de satisfacer los requerimientos mínimos de sostenimiento de los lagomorfos, y menos aún los de cría. Como consecuencia, el conejo de monte, y muy especialmente los abundantes individuos jóvenes, que tienen altas necesidades de crecimiento, buscan con avidez los henascos y semillas de leguminosas, ambos ricos en proteínas, y el grano de cereal, magnífico concentrado energético. Por ello, es habitual que los conejos corten la caña del cereal para consumir casi exclusivamente el grano, que de ese modo cae al suelo; y también por ello pueden ser interesantes las leguminosas-grano que, si pueden implantarse en la zona (suelen ser bastante exigentes en calidad de suelo), ofrecen un alimento rico en proteína en una época especialmente difícil para el lagomorfo.

Aunque se trate de una función secundaria, los cultivos herbáceos que adquieren cierta talla, como los de cereal, también contribuyen a proporcionar refugio a las especies de caza menor, y en particular al conejo de monte, que sobre todo a finales de primavera y principios de verano, antes de la siega, los utiliza como zonas de alimentación y refugio con asiduidad.

Los tratamientos realizados por la Fundación CBD-Hábitat, tanto en Sierra Morena como en los Montes de Toledo y la cuenca del río Guadalmena, han puesto de manifiesto que el conejo de monte muestra una clara preferencia por los cultivos agrícolas implantados, lo que, al contribuir al incremento de sus poblaciones, beneficia al lince ibérico. Como es obvio, esa preferencia se ha puesto de manifiesto con especial claridad e intensidad en aquellas zonas donde las densidades del lagomorfo son suficientemente altas.



Figura 6.18. Pequeña siembra de veza-centeno implantada en una finca lincera de Sierra Morena para favorecer al conejo de monte. Aparte de proporcionar una alta cantidad de alimento muy equilibrado, ofrece protección al lagomorfo.

Con relación a la perdiz roja y la paloma torcaz, los cultivos herbáceos pueden proporcionar alimento, tanto de tipo vegetal como animal, en éste último caso los invertebrados que se alimentan de ellos y que constituyen una parte esencial de la dieta de los pollos. Por ellos, durante la primavera son especialmente interesantes los cultivos de leguminosas, más ricos en invertebrados, mientras que en verano lo son los cereales y las leguminosas-grano o, si es posible, el girasol, por su contenido en energía y proteína, respectivamente.

Para finalizar, y aunque se trate de temas que serán abordados con posterioridad en el siguiente apartado, recordaremos que la planificación de las actividades agrícolas debe tener muy en cuenta que el laboreo puede contribuir a la degradación del suelo y que influye, a veces con intensidad, en la oferta de zonas de refugio y reproducción de las presas potenciales del lince.

6.6. GESTIÓN DEL SUELO

En ocasiones anteriores hemos afirmado que el suelo es el menos renovable de los recursos del ecosistema agrario: que su degradación generalmente es irreversible a escala temporal humana; por eso es esencial evitarla (González y San Miguel, 2004).

Desde la perspectiva de la gestión del hábitat del lince ibérico, creemos que el planteamiento general anterior puede enfocarse desde dos grandes puntos de vista:

- Evitar la degradación del suelo, que repercute de forma negativa en la oferta de alimento para el conejo de monte y otras presas del lince ibérico.
- Evitar que el laboreo conduzca a la pérdida de refugios y zonas aptas para la reproducción del conejo de monte y otras especies de caza menor.

Con relación al primer enfoque, debemos recordar que el laboreo deja desprotegido el suelo frente a la erosión y acelera los procesos de humificación de la materia orgánica y de mineralización del humus. Por ello, aunque a corto plazo resulte beneficioso para las especies agrícolas que se implantan, porque les libera de competencia y les proporciona nutrientes, contribuye a la pérdida de estructura del suelo, facilita la pérdida de elementos finos, que son los que más contribuyen a su fertilidad, y reduce su contenido en humus, el componente que más contribuye a garantizar una buena estructura y a incrementar su capacidad de retención de agua y nutrientes (Duchaufour, 1987). Por eso, sobre suelos pobres en bases y de baja calidad agrológica, como los que corresponden mayoritariamente al hábitat del lince, es conveniente que el laboreo se reduzca al mínimo imprescindible y que se lleve a cabo de forma adecuada. En ese sentido, recordamos algunas buenas prácticas de gestión que fueron descritas con más profundidad en un trabajo previo (González y San Miguel, 2004). Son las siguientes:

- No labrar en el sentido de la pendiente, sino siguiendo curvas de nivel.
- No labrar en zonas de pendiente superior al 15%. En muchas Comunidades Autónomas esa norma es obligatoria.

- Intentar que, cuando se labra en zonas de pendiente moderada, las zonas afectadas alternen con otras de vegetación natural que frenen los procesos de erosión y transporte de partículas finas.
- Fomentar en la medida de lo posible la rotación de cultivos.
- No utilizar el laboreo como herramienta de desbroce sin sembrar.
- Evitar el volteo de horizontes en suelos pedregosos, ya que incrementa su pedregosidad y degrada su estructura.
- Alargar en la medida de lo posible el periodo de barbecho o utilizar el barbecho mejorado.
- Fertilizar con moderación y siguiendo las recomendaciones de expertos en el tema, ya que es muy frecuente al abuso de los fertilizantes, en especial nitrogenados, y ello supone desperdiciar el dinero y contaminar.
- Emplear el redileo cuando sea posible.

Otra de las consecuencias del laboreo, sobre todo cuando afecta a grandes superficies, cosa que no suele suceder en el hábitat del lince ibérico, es que reduce de una forma sustancial la oferta de zonas de refugio y reproducción para el conejo de monte y otras muchas especies de caza menor que constituyen presas potenciales del felino. Esa circunstancia, a la que no se suele prestar especial atención, reduce de forma considerable la capacidad sustentadora de caza menor del hábitat. En el caso del conejo, la situación es particularmente grave, porque las zonas labradas no pueden ser utilizadas por el lagomorfo para la construcción de vivares y, como ya dijimos esas estructuras resultan imprescindibles para el mantenimiento de altas densidades poblacionales del lagomorfo. De hecho, la concentración parcelaria y la extensión de las zonas de cultivo hace que en comarcas eminentemente agrícolas la superficie disponible para esa actividad sea tan limitada que los conejos hayan concentrado sus vivares en los taludes de carreteras y vías de tren. En el caso de las aves, en especial de la perdiz roja, la situación no es tan grave, porque puede nidificar en terrenos de cultivo. Sin embargo, el éxito reproductivo en tales terrenos es muy inferior al que consiguen en zonas de monte, ribazos o linderos. Con respecto a la oferta de refugio, es verdad que los cultivos herbáceos pueden proporcionar protección a las especies de caza menor, pero también lo es que se trata de una oferta estacional y distribuida de forma muy heterogénea en el espacio. Por todo ello, recordamos algunas buenas prácticas de gestión del suelo que pueden evitar que el laboreo conduzca a la pérdida de refugios y zonas aptas para la reproducción del conejo de monte y otras especies de caza menor (González y San Miguel, 2004). Son las siguientes:

- Intentar que el laboreo no afecte completamente a grandes superficies de terreno. Si es posible, respetar pequeñas bandas o teselas de vegetación natural que, aunque sean de escasa superficie, diversifican el paisaje e incrementan significativamente la oferta de refugio y zonas de reproducción para la caza menor.
- Respetar pequeñas teselas de vegetación especialmente interesante para la protección y reproducción de especies de caza menor, como zarzales, juncales, setos vivos, ribazos, linderos o vegetación de bordes de ríos y arroyos.

- Evitar que las labores agrícolas lleguen hasta el mismo borde de ríos o arroyos, incluso estacionales y de caudal muy pequeño.
- Utilizar la técnica de los "beetle-banks" (caballones de separación de hojas de cultivo que ofrecen refugio, zonas de reproducción y alimento animal a la caza menor) en zonas ampliamente dominadas por actividades agrícolas (Figura 6.19).

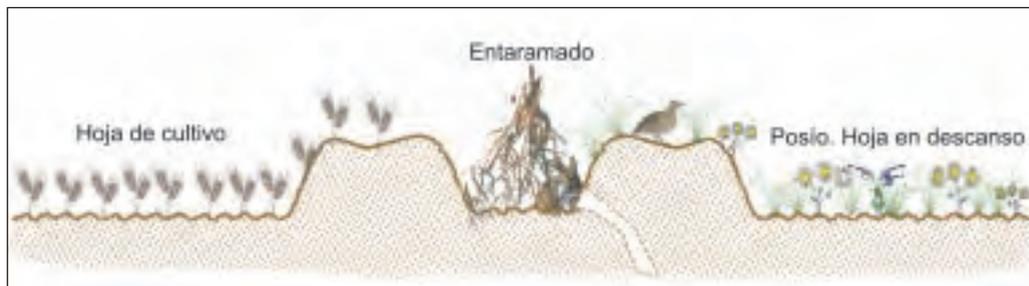


Figura 6.19. Esquema de un "beetle bank" (arriba) y perdiz roja y conejo utilizando uno de ellos en una buena finca de caza menor (derecha).

6.7. GESTIÓN DEL AGUA

El agua siempre es un elemento esencial en cualquier tipo de hábitat, pero lo es con particular importancia en el ámbito mediterráneo, donde el seco verano constituye un periodo difícil para la mayor parte de las especies, tanto vegetales como animales.

En el caso del hábitat del lince la oferta de agua resulta esencial, tanto para el felino, que la necesita para beber y que utiliza el entorno de los puntos de agua para cazar, como para el resto de las especies faunísticas y el ganado. La oferta de agua debe ser adecuada no sólo en cantidad, sino también en calidad y, sobre todo, en distribución geográfica, y muy especialmente en las fincas dotadas de valla perimetral: si los puntos de agua son escasos en verano, la fauna se ve obligada a concentrarse en sus proximidades. En el caso del conejo y otras especies de caza menor, ello implica que no se llegará a alcanzar la máxima densidad pobla-

cional posible y que, por consiguiente, se desperdiciarán recursos y territorio para el lince: parte de él verá mermada su capacidad sustentadora simplemente por carencia o escasez de presas. En el caso de los ungulados silvestres y el ganado, la escasez de puntos de agua en verano implica concentración de reses y ello, a su vez, significa degradación del suelo y la vegetación leñosa en su entorno, pero también incremento sustancial de la transmisión de parásitos y enfermedades, y eso puede resultar peligroso no sólo para esos ungulados, sino también para otras especies faunísticas, lince incluido, e incluso para el hombre.

Por todo lo expuesto con anterioridad, dentro de la gestión del hábitat del lince ibérico, la de los recursos hídricos debe ser planificada y ejecutada con especial atención. Como ya dijimos anteriormente, ello implica que la oferta de agua sea suficiente en cantidad, pero también en calidad y en distribución geográfica. Aunque el tema fue abordado de forma general en un trabajo previo (González y San Miguel, 2004), los principales tratamientos que se pueden utilizar para conseguirlo son, de forma esquemática, los siguientes:

- a) Prestar una atención muy especial a conservar y mejorar los recursos hídricos ya existentes:
 - Respetar la vegetación riparia; conservarla, protegerla o restaurarla en las márgenes de ríos, arroyos o charcas;
 - No labrar hasta el mismo borde de ríos y arroyos, como dijimos en el apartado anterior (Figura 6.14);
 - Preservar la calidad de los manantiales y su entorno. A veces, para evitar que el jabalí llegue a encenagarlos y degradar su entorno, puede ser conveniente protegerlos con malla cinética y, mediante tuberías, conducir el agua hasta alguna charca o abrevadero situado pocos metros pendiente abajo.
- b) Incrementar adecuadamente la oferta de puntos de agua (Figura 6.20). Si no es suficiente en cantidad o en distribución espacial, puede ser conveniente crear nuevos puntos de agua, lo que se suele hacer mediante una pequeña o mediana excavación con retroexcavadora en el cauce de pequeños arroyos estacionales y su impermeabilización con arcilla. De ese modo, la nueva charca se llena con las precipitaciones de otoño, invierno y primavera y puede mantener su oferta de agua durante el verano. Si ello no se consigue, se puede proceder a su relleno con camiones-cisterna. Por ello, y para ubicarlos en una situación óptima se puede recurrir al empleo de Sistemas de Información Geográfica en los que, mediante programación, se pueden establecer condiciones (ubicación en cauces de arroyos, máxima distancia entre ellos, proximidad a pistas para hacer posible su relleno, etc.) que permitan elegir en cada caso el sitio óptimo.
- c) Utilizar bebederos para fauna, especialmente para el conejo y otras especies de caza menor, si con los procedimientos anteriores no se garantiza una oferta suficientemente adecuada de agua.

Figura 6.20. Conejo de monte bebiendo en una pequeña charca artificial construida para mejorar la oferta de agua para la especie. Estas charcas son muy frecuentadas no sólo por todas las especies de caza menor y mayor, sino también por el lince ibérico.



A título informativo, se adjunta la Figura 6.21, en la que se resumen los resultados obtenidos con algunas de las actuaciones descritas en este capítulo en el marco de Proyectos LIFE-Naturaleza desarrollados por la Fundación CBD-Hábitat.

ACTUACIONES EXTENSIVAS

Toma de datos: Transecto a pie por el borde de la actuación, en el que se contabilizan grupos de heces y se comparan con los encontrados en otro transecto similar realizado en una zona control.

Fechas de muestreo: primera primavera tras el tratamiento

Número de actuaciones: se han realizado muestreos en 165 siembras en 22 fincas; 60 fertilizaciones en 24 fincas y 46 desbroces en 6 fincas.

Resultados: Las actuaciones extensivas realizadas contribuyen a incrementar, en cantidad y calidad, la oferta de alimento disponible para el conejo de monte. Por eso, las selecciona de forma positiva en la mayor parte de los casos. No obstante, para una correcta interpretación de los resultados, se deberán tener en cuenta, entre otros factores, (1) la variación temporal de las poblaciones de conejo; (2) su heterogénea distribución espacial; (3) las diferencias en fechas, modos de realización y características de las actuaciones (por ejemplo, siembras de distintas especies); (4) y otros.

- Siembras: En el 85,5 % de los casos las diferencias encontradas entre las zonas sembradas y sus correspondientes controles son positivas, es decir, el conejo hace un uso selectivo positivo de las mismas, pese a que los muestreos se han realizado en primavera, que es una época en la que la oferta de alimento del medio natural es máxima.
- Fertilizaciones: En el 82 % de los casos el uso ha sido superior en las zonas de actuación con respecto a sus controles. Esto, unido a los inventarios florísticos de las mismas, parece poner de manifiesto que las fertilizaciones ayudan a mejorar la calidad de los pastos, especialmente incrementando la abundancia de leguminosas, que son la principal fuente de proteína para los herbívoros.
- Desbroces: En el 87 % de los casos la abundancia media de grupos de heces es superior en las zonas desbrozadas y sembradas posteriormente que en las zonas control. Esto pone de manifiesto un mayor uso por parte del conejo de las zonas mejoradas.

Figura 6.21. Cuadro resumen de resultados de actuaciones de gestión del medio

6.8. INFRAESTRUCTURAS

Muchas infraestructuras que pueden resultar convenientes o necesarias para la gestión de las fincas del hábitat del lince pueden afectar, en mayor o menor medida, al felino. A continuación analizaremos las que consideramos más importantes.

Carreteras y pistas forestales. El atropello es una de las principales causas de mortalidad no natural del lince ibérico, como desgraciadamente se ha podido comprobar en los últimos años. A veces se trata de individuos jóvenes dispersantes, que se ven obligados a atravesarlas, y en otras ocasiones son ellas las que atraviesan los territorios de campeo de los felinos. En todo caso, es evidente que el lince ibérico, probablemente por su escasa experiencia con esas infraestructuras, o porque las frecuenta en busca de presas, que a veces salen a sus proximidades, resulta afectado con excesiva frecuencia por los atropellos. Por consiguiente, aunque en el caso de las carreteras se trata de medidas que exceden la capacidad de decisión de los propietarios de las fincas, se debe evitar en la medida de lo posible la construcción de nuevas carreteras; se debe prestar una atención muy especial al diseño de su trazado y, si es necesaria su presencia, se debe garantizar una oferta adecuada de pasos de fauna y la adopción de medidas que permitan reducir la velocidad de los vehículos hasta niveles aceptables.

Vallas. Son infraestructuras habituales en la inmensa mayoría de las fincas que cuentan con presencia de lince ibérico. En general, si se respeta lo estipulado en la normativa vigente, no es previsible que el felino tenga dificultades especiales de desplazamiento. Sin embargo, aunque es habitual que las mallas cumplan con la legislación en materia de caza, suelen colocarse de forma que se dificulte el paso del jabalí, lo que hace que la fauna no cinegética vea dificultado su desplazamiento. Este problema puede solventarse de forma sencilla con una supervisión durante su instalación. Otra precaución que sí resulta imprescindible es prestar una atención especial para que tales infraestructuras no sean utilizadas para la ubicación de lazos o trampas ilegales, que podrían resultar fatales para la especie.

Cortafuegos. También son infraestructuras habituales en la inmensa mayoría de las fincas que cuentan con presencia de lince ibérico. Son necesarias para hacer posible el control de los incendios que pudieran declararse, y que provocarían degradaciones de enorme intensidad en el hábitat del felino. Por otra parte, se suelen utilizar también como cortaderos para la práctica de la caza mayor. En general no afectan de forma significativa el lince, aunque sí pueden hacerlo al paisaje y a los suelos, si no se realizan de forma adecuada. Por ello, nuestra recomendación es que se preste una especial atención a su diseño y conservación, respetando escrupulosamente la normativa vigente, y que en algunos casos, si es posible, se plantee su sustitución por áreas cortafuegos (Vélez, 2000).

Capítulo 7



Fomento
de las poblaciones de conejo de monte



Capítulo 7

FOMENTO DE LAS POBLACIONES DE CONEJO DE MONTE

Sandra Agudín, Mariana Fernández, Francisco Guil,
Javier Inogés, María Martínez, Fernando Silvestre

7.1. INTRODUCCIÓN

Tal y como se ha comentado en los capítulos previos, el principal motivo de la regresión del lince es la falta de conejo en los hábitats adecuados, por lo que parece necesario lograr que dentro de su hábitat, potencial o actual, el conejo de monte alcance unos mínimos poblacionales. Para ello resulta imprescindible tener en cuenta los múltiples factores que configuran la abundancia de conejos dentro de un medio determinado (Lombardi et al. 2003), entre los que destacan la predación (Palomares et al. 1997) y la aparición de enfermedades. Por un lado, el riesgo de predación determina el uso que el conejo hace del medio (Moreno et al. 1996) y su dinámica poblacional (ejemplo: trampa del predador (Pech et al. 1992; Banks, 2000)). Por otro lado, las enfermedades, y especialmente la Enfermedad Hemorrágica Vírica (EHV), parecen actuar de forma relevante en la abundancia de las poblaciones, manifestándose de manera diferente en función de la densidad de conejos existente (Calvete, 2006a).

De forma general, a efectos de la gestión de las poblaciones de conejo y atendiendo a la abundancia del mismo, podemos distinguir tres tipos de poblaciones: de densidad alta, media y baja, aunque algunos autores clasifican la abundancia de conejo en cinco categorías (Blanco y Villafuerte, 1993). Estos criterios de abundancia nos proporcionarán una base para diseñar medidas para el fomento del conejo (Calvete, 2006a), pues nos permiten distinguir entre las poblaciones de conejo cazables, las eventualmente cazables y las poblaciones donde el conejo es difícilmente avistable y no cazable, por lo tanto.

Pero, tal y como se describe en el capítulo 4, establecer límites poblacionales no es una tarea fácil, sobre todo si se pretende estimar una densidad absoluta (Palomares, 2001b) y se

quiere aplicar a escala de gestión, donde el tiempo y la economía son factores a tener en cuenta. Así, los métodos más empleados a escala de gestión para determinar densidades han sido los conteos de excrementos (Taylor y Williams, 1956; Iborra y Lumaret, 1997) y los conteos por observación directa de ejemplares en transectos bien a pie (Palomares, 2001), bien en coche (Poole et al. 2003). Todos los métodos anteriores permiten la estima de la densidad relativa, si bien parece que el método que permite conocer de forma más eficiente la fluctuación general de una población de conejos es el establecimiento de recorridos en coche. En cambio, para la estima de densidades absolutas se emplea la metodología propuesta por Palomares (2001b), aunque se debe comprobar previamente que la fórmula que proponen se aplica para unas condiciones similares a las del estudio mencionado.

Un adecuado diseño y una realización periódica de los transectos (ver capítulo 4) permiten una buena aproximación a la realidad de cada espacio y detectan las variaciones estacionales e interanuales en las poblaciones de conejos. De esta manera, con el conocimiento de las poblaciones aportado por estos métodos sencillos, se pueden establecer las bases con las que afrontar parte de las decisiones de gestión para el fomento del conejo (Calvete, 2006a), según exponemos en la Figura 7.1, en la que además se muestra que el abanico de acciones que podamos emprender, así como su coste, será inversamente proporcional a la cantidad de conejo existente. Pero antes de comenzar a describir las medidas de gestión que se van a realizar vamos a caracterizar brevemente cada una de las categorías de gestión.



Figura 7.1. Esquema del proceso de adopción de medidas de gestión del hábitat del lince ibérico en función de la abundancia de conejo de monte.

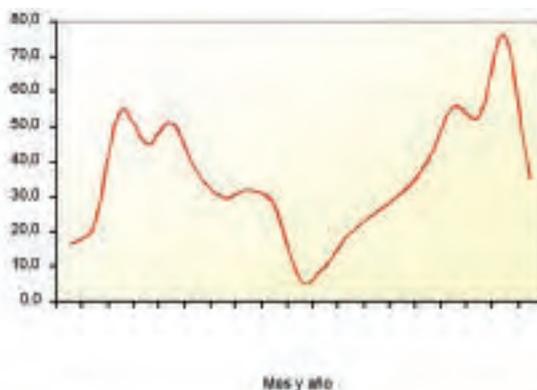
7.1.1. Poblaciones cazables (con densidad alta)

Son aquellas poblaciones en las que la caza del conejo, realizada de forma racional (ver capítulo 8), no amenaza la abundancia de la especie en años venideros. Estas poblaciones suelen situarse en cotos y fincas eminentemente agrarias, con bajos porcentajes en la cobertura arbustiva que se distribuye de forma discontinua, y donde la caza menor tiene una gran importancia económica.

La gestión que se efectúa en estos espacios se basa fundamentalmente en las actuaciones de manejo del hábitat (ver capítulo 6), especialmente aquellas que ponen a disposición del conejo alimento abundante y de calidad, bien mediante la gestión de pastos herbáceos, de cultivos, de suelos o mediante la instalación de comederos. Por otro lado, para mantener elevadas densidades de conejo en ambientes mediterráneos también se requiere de una buena gestión del agua, que se aporta mediante charcas o bebederos.

La diversidad de ambientes favorece a las principales especies de caza menor (Ballesteros, 1998; Lombardi et al. 2003; Díaz, 2004). Es por esto que en muchos de estos espacios ya se está gestionando para conseguir la heterogeneidad espacial (Figura 7.3) que favorece no sólo al conejo, aumenta las posibilidades de éxito de la nidificación de muchas aves, como las perdices (Rands, 1986; Whittingham y Evans, 2004), sino que también mejora las condiciones de hábitat del lince (Ferrerías, 2001). Entre las medidas más frecuentes está la recuperación de la vegetación propia de lindes, herrizas, ribazos, sotos y setos (Costa, 2002).

Figura 7.2. Evolución del IKA de una población de alta densidad, cazada y bien gestionada



Una adecuada gestión cinegética pasa por un conocimiento exhaustivo del espacio a manejar. Por lo tanto, la planificación de cacerías y número de escopetas en estos espacios también debe verse afectada por los resultados de los censos. La comparación de los censos entre años, junto con el conocimiento de las capturas efectuadas en cada año y cada zona permite mejorar la efectividad de las medidas de gestión propuestas (Moneraud, 2003). Acompañando a esta gestión cinegética a veces se realizan traslocaciones de ejemplares procedentes del propio coto, capturas para vacunaciones, desparasitaciones y otras prácticas de manejo de animales que se detallan en el apartado 7.2.

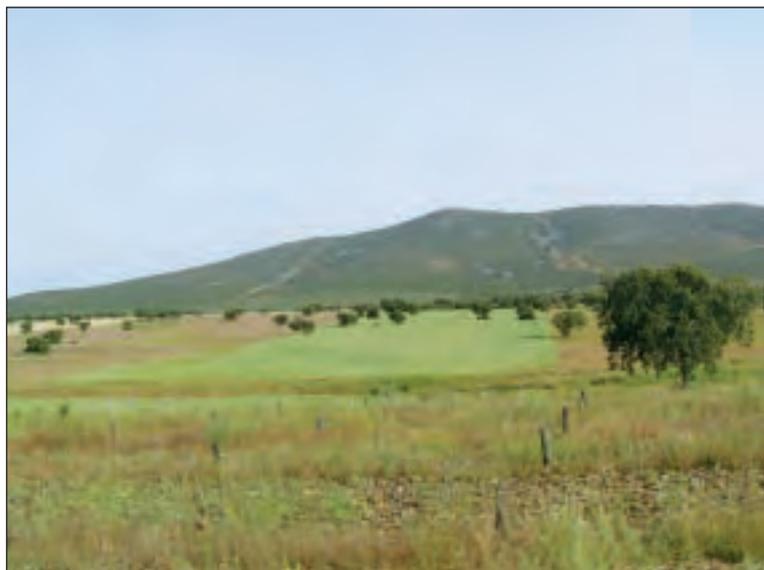


Figura 7.3. Un hábitat heterogéneo, con siembras, barbecho, arbolado y arbustos favorece la presencia del conejo de monte

Finalmente, hay que resaltar que en este tipo de espacios el control de predadores generalistas resulta un elemento básico de la gestión cinegética. En algunos casos puede colisionar con la presencia de lince ibérico (Virgós y Travaini, 2005), por lo que la compatibilidad de este tipo de prácticas con la presencia del lince ibérico debe garantizarse en el hábitat potencial del felino. Se aportan más detalles acerca de la ordenación cinegética y el control de predadores en el capítulo 8.

7.1.2. Poblaciones eventualmente cazables (con densidad media)

Este tipo de poblaciones se caracteriza por su inestabilidad. En ellas se producen tanto bruscos descensos (meses en los que no se puede observar ningún conejo) como épocas con una abundancia más que notable (Figuras 7.4 y 7.5). En la mayor parte de los casos este tipo de fincas ha llegado a poseer poblaciones con estas características por varios motivos, como puedan ser sobreexplotación cinegética, episodios agudos de epizootias, situaciones climáticas muy desfavorables, modificaciones en el hábitat o cambios en la gestión (Calvete et al. 2004a, 2005a, 2006).

La falta de recursos de algunos titulares puede hacer que quieran aprovechar las épocas de mayor abundancia, en vez de procurar mejorar las poblaciones, lo que puede llevar otra vez a la situación inicial si se producen algunas de las circunstancias anteriormente mencionadas. Es una de las situaciones más frecuentes en aquellas zonas que antes de la irrupción de la EHV poseían buenas poblaciones de conejo.

La gestión que se puede practicar en este tipo de espacios se debe basar en el manejo del hábitat para el conejo, lo que incluye las medidas propuestas dentro del apartado 7.2. así como

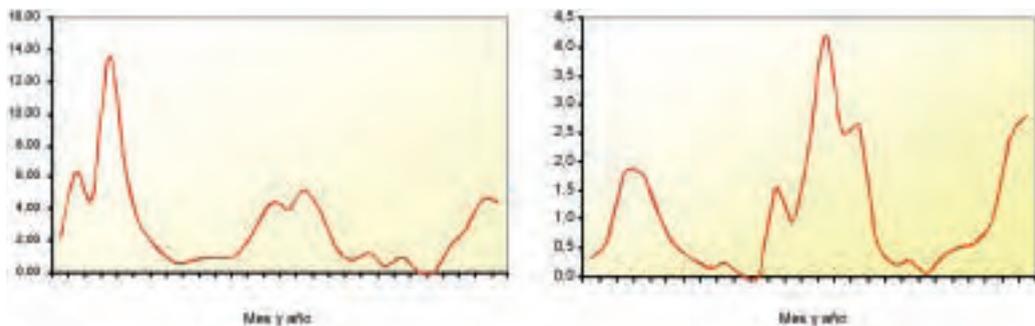


Figura 7.2. Evolución del IKA de una población de alta densidad, cazada y bien gestionada

el aumento de la cobertura adecuada para el conejo. La mortalidad en madriguera, provocada mayoritariamente por predación (jabalí y zorro, principalmente), pasa por ser uno de los elementos más definitivos en la dinámica del conejo (Mykytowycz, 1959). Si conseguimos que los conejos dispongan de lugares seguros para la cría en cantidad suficiente se podrá lograr un importante aumento poblacional, que permita devolver estas poblaciones a una tendencia positiva mediante un manejo cinegético racional y actuaciones de mejora de hábitat.

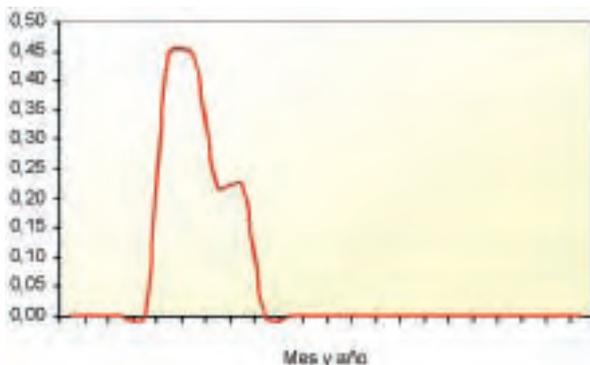
7.1.3. Poblaciones no cazables (con densidad baja)

Este tipo de poblaciones (Figura 7.6) son muy comunes en parte de las áreas en las que existían poblaciones densas e intermedias con anterioridad a la irrupción de la EHV (Villafuerte et al. 1995). En las fincas que ocupan estas áreas suele mantener poblaciones muy residuales, donde el conejo ha dejado de jugar el papel ecológico fundamental que posee en los ecosistemas mediterráneos (Delibes e Hiraldo, 1981)

Con mucha probabilidad las modificaciones en el uso de gran parte de estos espacios ha sido la causante de que, ante una mortalidad masiva, la recuperación de las poblaciones sea imposible, al caer en la denominada trampa del predador (Pech et al. 1992; Banks, 2000). Los cambios en gran parte de estos espacios han sido constatados y documentados en diversas publicaciones (Otero, 1999). Entre estos cambios cabe destacar la intensificación de prácticas agrarias (agrícolas y ganaderas, generalmente), la mayor importancia de la caza mayor (Fernández-Llario y Mateos-Quesada, 2003) y la eliminación del control de predadores generalistas como herramienta habitual de gestión.

La escasísima presencia de conejos que presentan estas zonas impide la existencia de predadores especialistas, como el lince. Por lo tanto, para lograr que las recolonice es necesario realizar intensos trabajos de manejo del medio. Para lograr que las poblaciones de conejo jueguen un papel ecológico relevante en estos espacios será necesario reintroducirlos.

Figura 7.6.- Evolución del IKA de una población en baja densidad.



Las repoblaciones se deben complementar con una gestión del hábitat que permite una expansión de las poblaciones de conejo liberadas. Por lo tanto será necesario poner en práctica las actuaciones que se han comentado en el capítulo 6, así como las que se describen en los apartados 7.2. y 7.3. del presente capítulo.

7.2. GESTIÓN DE POBLACIONES CAZABLES (DE ALTA DENSIDAD)

7.2.1. Introducción

Aunque en principio cualquier población de conejo es susceptible de ser cazada, se entiende de la caza como un ejercicio sostenible, donde se busca no agotar el recurso por sobreexplotación (Covisa, 1998). Por lo tanto, aquellas poblaciones densas, con buen número de ejemplares serán susceptibles de un aprovechamiento compatible con su conservación y aumento, aunque una sobreexplotación cinegética puede conducir poblaciones densas a inestables (Hidalgo de Trucios, 2001). Por el contrario, las poblaciones poco densas o inestables son susceptibles de sufrir diferentes procesos que pueden llevar a que el conejo se extinga o bien deje de poseer un papel ecológico esencial en los ecosistemas mediterráneos, tal y como sucede con otros estrategias de la r (Primack, 1995).

El mantenimiento de las poblaciones cazables, si se espera extraer una renta de las mismas, pasa por una gestión continuada que permita maximizar la relación renta/esfuerzo. Aunque no en todos los cotos se efectúan todas las prácticas descritas, se pueden destacar algunas de las más habituales. Las principales acciones que se llevan a cabo para fomentar estas poblaciones de conejo pueden agruparse en las siguientes categorías:

1. ordenación cinegética,
2. control de predadores generalistas,
3. ordenación de recursos hídricos y alimenticios (mantenimiento y mejora de puntos de agua, gestión pastos –naturales y/o siembras–, manejo de vegetación leñosa e instalación de comederos artificiales),



4. protección de vivares naturales y creación de elementos de refugio (cerramiento de vegetación a ungulados y reforzamiento y protección de vivares naturales frente a predadores),
5. control epidemiológico de las poblaciones (vacunación de poblaciones naturales y desparasitación de madrigueras)
6. traslocaciones dentro del mismo coto (captura y sueltas).

Lo referente a las categorías 1, 2 y parcialmente el 3, se trata con amplitud en los capítulos correspondientes de este Manual (8 y 6, respectivamente), por lo que en este apartado nos centraremos en repasar algunos aspectos del apartado 3 y los principales tipos de medidas relativas a las categorías 4, 5 y 6, y en analizar su idoneidad para fomentar las poblaciones de conejo en el hábitat potencial del lince ibérico. La descripción de diferentes actuaciones de gestión que se llevan a cabo para el fomento de este tipo de poblaciones de conejo se complementa con algunos resultados de experiencias ya realizadas.

7.2.2. Instalación, mantenimiento y mejora de puntos de agua

En el capítulo 4 se ha puesto de manifiesto la importancia del agua en el ciclo reproductivo del conejo, especialmente en el medio mediterráneo, en el que a finales de primavera el pasto ya aparece seco (según el año, incluso antes) y, por tanto, no proporciona a los conejos suficiente agua. Este hecho puede comprometer las últimas crías, las que se producen entrado el verano (la gestación o la lactación). Aunque no existen estudios científicos en poblaciones naturales del ámbito mediterráneo que relacionen directamente abundancias de conejos y agua ingerida, la experiencia en cotos de caza menor (Fundación CBD-Habitat, 2002, 2005) y en algunos proyectos de recuperación (OAPN –Parque Nacional de Cabañeros– en García 2003; Proyecto LAIA Natura, 2003) así lo sugieren.

Por ello, en poblaciones abundantes de conejo resulta muy recomendable la presencia y mantenimiento de una red de puntos de agua activos desde finales de la primavera hasta principios del otoño (dicho de otra forma, desde que empieza a escasear el pasto verde hasta que reaparece con las lluvias del otoño). Durante el resto del año, los conejos obtienen el agua que necesitan mediante la dieta (Hayward, 1961).

Antes de enumerar los métodos recomendables, merece la pena recordar que los puntos de agua pueden tener un inconveniente sanitario si no se diseñan y mantienen adecuadamente. Suponen puntos de elevada concentración de fauna y por ello pueden convertirse en focos de transmisión de enfermedades. Por ello, una recomendación general es que los puntos de agua se encuentren amplia y homogéneamente distribuidos en los cotos, reduciéndose las concentraciones de fauna en un solo punto.

Una segunda recomendación es emplear estructuras concretas o adaptaciones de grandes puntos o fuentes accesibles sólo a fauna menor. De entre ellos, se pueden destacar los siguientes:

Bebederos artificiales

Existe una amplia experiencia en los cotos de caza menor en el uso de distintos tipos de bebederos artificiales. En general se trata de depósitos de capacidad variable (70, 150 o incluso más litros) conectado a una pequeña pileta (20x40x10 cm aproximadamente con boya para regular la salida del agua), dotada de varillas u otros dispositivos que evitan, sobre todo, la caída de pollos de perdiz a su interior, y minimizan la evaporación (Figuras 7.7, 7.8 y 7.9). No obstante, estos dispositivos también dificultan su uso por parte de los grandes herbívoros aunque no lo impiden.

Tienen la ventaja de que se pueden instalar allí donde se requiera, con la única limitación de que sean accesibles para su reposición mediante un depósito móvil y cuidando su ubicación concreta. Esto es, se aconseja disponerlos a la sombra de árboles o arbustos, orientados hacia el norte para minimizar las horas de insolación directa.

Para evitar su uso, y en muchas ocasiones, su deterioro por ungulados (fundamentalmente jabalíes), se recomienda proteger estos bebederos con estructuras resistentes de mallazo (1x1x1 m) o piedra accesibles a la fauna menor. Estas estructuras, suficientemente grandes, permiten utilizar estos puntos también como comederos y proporcionan refugio al conejo mientras bebe y se alimenta en ellos, momentos en los que se encuentran bastante expuestos a la predación aérea.

Otra forma aconsejable de proteger y hacer resistente estos puntos de agua consiste en enterrar a nivel del suelo las piletas, evitando que el agua pueda desbordarla. No obstante, sólo parece realmente recomendable en caso de depósitos de gran capacidad, que no necesiten ser trasladados durante largos períodos de tiempo.

Si bien los bebederos en sí resultan bastante asequibles de precio, las adaptaciones propuestas y el mantenimiento los encarecen. En función de la cantidad de conejo que los emplea



Figura 7.7. Bebedero de 70 litros de capacidad dotado de una estructura de protección. Se ha empleado el mismo punto para proporcionar alfalfa en rama en el verano.



Figuras 7.8. y 7.9. Dos imágenes obtenidas a partir de cámaras trampa de infrarrojos de un mismo bebedero de caza menor en una finca de caza mayor del área de reproducción actual del lince, en las que se puede comprobar su eficacia: fue usado por un cachorro de lince y de algunos conejos de monte con unos días de diferencia.

y de las características ambientales del medio en el que se instalan, se pueden llegar a consumir más de 100 litros de agua semanales, por lo que en casos de alta densidad de caza menor resulta conveniente emplear depósitos grandes (600 litros o más).

En función de la presencia de conejo, estos bebederos pueden instalarse cada 50-100 metros en áreas de alta densidad, de manera que se minimicen los desplazamientos en busca de agua y, con ellos, el riesgo de predación. Como recomendación general, deben mantenerse activos al menos en ausencia de pasto verde e incluso un poco antes del agostamiento del pasto (desde final de la primavera hasta las primeras lluvias otoñales). A finales de la primavera, debe procederse a la limpieza y mantenimiento (sustitución de gomas, de boyas,...) de los bebederos para la temporada. Para su limpieza hay quien utiliza productos químicos, como el peróxido de hidrógeno, así como la posterior aplicación de cloro al agua. Dado que no existen estudios sobre los efectos de estos productos, se recomienda su uso sólo en caso de haberse asesorado adecuadamente sobre los mismos y sus dosis. Como una ventaja adicional se puede mencionar que estos bebederos pueden servir para suministrar desparasitantes internos a los conejos.

Para áreas con régimen adecuado de lluvias, existen variaciones al modelo general de bebedero que han dado buenos resultados, como los empleados por el CSIC-IREC en el área de la presa de Melonares –Sevilla–, que recogen el agua de lluvia y resultan por ello más baratos de mantener (Ñudi, 2006).

Pequeñas charcas

Otra forma de proporcionar agua a los conejos en áreas de elevada densidad es la creación de pequeños puntos de agua de tipo charca, pero de pequeñas dimensiones (menos de 10x10 metros). Consiste en aprovechar los veneros que conservan agua en verano y adecuar-



Figura 7.10. Pequeño punto de agua tipo charca construido dentro de un proyecto Life de conservación del Lince. Puede observarse cómo mantiene agua en verano. Aunque se encuentra en una finca con elevada densidad de ungulados, su inclusión en una red amplia de puntos dentro de la misma finca evita su deterioro.

los allanando y ampliando una superficie donde se acumule el agua que brota (Figura 7.10). Es fundamental llevar a cabo estos puntos sin dañar la vegetación protegida, y sobre todo la valiosa para refugio del conejo (por ejemplo, juncuales, lentiscos o coscojas), así como garantizar que el agua circule de manera constante, sin estancarse, y disponer de los pertinentes permisos administrativos. Si no se cierran estos puntos a ungulados, es importante que sean numerosos y bien distribuidos para evitar concentraciones elevadas. Su coste es muy reducido, ya que exige unas pocas horas de maquinaria, sin embargo, sí es recomendable un trabajo detallado de ubicación y supervisión de los trabajos.

Adecuación al conejo de fuentes, abrevadero y pozos

En muchas ocasiones, los cotos cuentan con fuentes y pozos que alimentan abrevaderos para fauna silvestre o doméstica, pero inaccesibles al conejo. Una manera de aprovechar esa red de bebederos para el conejo es adecuar estos, bien dejando rebosar directamente el agua desde ellos o, lo que creemos más recomendable, soterrando pequeñas tuberías desde el abrevadero o el pozo terminado en piletas similares a las descritas con anterioridad para los bebederos artificiales u otras de cemento con boya. Existen experiencias muy positivas de este último tipo, que admiten además proteger las piletas con mallazo, para asegurar su uso por fauna menor y evitar los daños por ungulados.

En el caso de fuentes, se pueden hacer adaptaciones para conejos y otra fauna menor, protegiendo (tapando con piedras) el nacimiento del manadero e instalando una superficie para recibir y acumular el agua; por ejemplo, con cemento. No obstante, se recomienda que estas instalaciones sean de pequeño tamaño (proyecto LAIA Natura, 2003).



7.2.3. Instalación y mantenimiento de comederos artificiales para el conejo

Igual que en el caso del agua, el alimento es un factor limitante en el crecimiento y mantenimiento de las poblaciones de conejo ya que influye en la condición física y la reproducción del conejo (ver capítulo 4). Así, estudios realizados en Doñana relacionan el comienzo de la época reproductiva no tanto con el incremento de la disponibilidad de alimento en general, sino de alimento de calidad, entendida ésta en términos de proteína disponible (Villafuerte, 1997).

Por otra parte, como en el caso del agua, la disponibilidad de alimento en el medio mediterráneo es muy variable, por lo que la búsqueda de alimento de calidad una vez agostados los pastos se hace una tarea ardua para el conejo, que se traduce en pérdida de condición corporal y cese de período reproductor (Boyd y Myhill 1987), además de aumentar el riesgo de depredación (más tiempo de búsqueda fuera y lejos del refugio y peor condición física) (Marijke y Croin 1989).

Por todo ello, se considera que disponer de puntos en los que suministrar alimento de calidad a las poblaciones de conejos es una medida muy aconsejable, sobre todo si cuestiones topográficas, de pedregosidad o de otro tipo impiden llevar a cabo una adecuada gestión de pastos herbáceos y cultivos. La eficacia de la alimentación suplementaria ha sido comprobada sobre el conejo en condiciones de falta de alimento (Wallage-Drees y Michielsen, 1989).

Los dos elementos a tener en cuenta en cuanto a la alimentación artificial del conejo son el tipo de alimento y la forma de suministrarlo. Con respecto a la selección del alimento, conviene recordar que cambios bruscos en la dieta pueden desencadenar procesos intestinales negativos (disbiosis, enteropatías...). Tras varios ensayos, parece ser la alfalfa, en rama o granulada de reducido tamaño (tipo pellet) (de Blas 1989; de Blas, com. pers.), el alimento indicado, si bien también se pueden suministrar cereales como el trigo o la avena. En cualquier caso, hay que procurar que se trate de alimento no modificado genéticamente, ya que se desconocen sus efectos, y que compense las carencias en proteína y fibra del área donde se encuentre la población.

En cuanto a la forma de proporcionar el alimento, la principal dificultad reside en la presencia de otra fauna que pueda competir por él. Por tanto se debe disponer en estructuras que reduzcan en lo posible la acción de otras especies. Existen en el mercado varios modelos de tolvas protegidas de la intemperie, aunque la mayoría están más pensadas para perdices. No obstante, también pueden emplearse para conejos. En cualquier caso, habrá que proteger siempre estas tolvas de los ungulados con estructuras suficientemente resistentes, por ejemplo, del tipo de las sugeridas para proteger los bebederos (cubos de mallazo permeables al conejo de aproximadamente 1x1x1 metros o similares) (Figuras 7.7 y 7.12). Puede aprovecharse la misma estructura para instalar un bebedero y un comedero juntos, cosa especialmente indicada en el caso de aportar alfalfa en presentación tipo pellet.



Figuras 7.11. y 7.12.- Dos formas de aportar alimento a los conejos, en función de la presencia de competidores: alfalfa en rama distribuida en pequeñas porciones y comedero-bebedero protegido. Cuando existan ungulados es aconsejable evitar su acceso al alimento.

Como en el caso del agua, esta medida sólo será necesaria en aquellos períodos del año en los que el alimento sea escaso y de muy baja calidad, fundamentalmente el verano. Finalmente, ambas acciones (bebederos y comederos) pueden emplearse para aquerenciar conejos silvestres a áreas deseadas, por ejemplo, a las zonas de menor densidad y en la que se hayan llevado a cabo tareas de mejora de hábitat, refugios, etc...

EXPERIENCIAS CON COMEDEROS Y BEBEDEROS

Toma de datos: conteo de excrementos de conejo en un círculo de 1m de radio con centro el bebedero o comedero, así como en una zona control. Teniendo en cuenta la presencia de excrementos recientes y de conejo joven se asignan unos niveles de actividad de conejo que se comparan con la zona control.

Número de unidades de actuación: 29 (con número de comederos y bebederos situados en cada una de ellas variable, de 2 a 30)

Número de fincas: 29

Fechas del seguimiento: Primer verano tras su instalación.

Resultados del seguimiento: Importante uso de los bebederos y los comederos por parte del conejo en verano, época del año que supone un bache en cuanto a agua y alimento para la fauna en ambiente mediterráneo. Así, el 81 % de los bebederos y el 91 % de los comederos mostraron un mayor uso por parte del conejo que sus respectivos controles.



7.2.4. Protección de vivares naturales y fomento de refugio para el conejo

Cuando hablamos de protección de vivares naturales en lugares donde el conejo abunda, nos referimos fundamentalmente a protección frente a la acción de otros animales. Si tenemos en cuenta los principales grupos de fauna que interactúan con el conejo de monte, podemos distinguir la protección frente a herbívoros, que no predan sobre el conejo, y la protección frente a carnívoros y ungulados, que sí predan sobre él, aunque sea sólo ocasionalmente, como es el caso del jabalí (Schley y Roper, 2003).

La primera medida para proteger frente a ungulados los vivares es el mantenimiento de una densidad tal que no comprometa la población de conejos, colapsando y malogrando las madrigueras de conejo por pisoteo, en el caso de grandes concentraciones de reses, o por escarbatura y levantamiento de las mismas, en el caso del jabalí. Además, un exceso de ungulados (entendido como un número superior al que un coto puede soportar para mantener saludables sus recursos vegetales, hídricos, sanitarios, etc...) redundará en el deterioro de su cobertura vegetal, disminuyendo y empobreciendo los recursos vegetales del coto (Paton et al. 2004). Este hecho tiene un doble efecto negativo sobre las poblaciones de conejo: disminuye la disponibilidad de alimento en cantidad y calidad (Soriguer, 1988), y con ella, la de refugio, como ocurre con otras especies de lagomorfos (Siegel et al. 2004). Por desgracia, esa situación es bastante habitual. Las ordenaciones cinegética y ganadera son, por tanto, las medidas indicadas para abordar este aspecto. Sus detalles (cargas recomendables, mejoras propuestas, acciones concretas) se exponen en los capítulos 8 y 9 del presente Manual. No obstante, merece la pena señalar que ya hay casos de Comunidades Autónomas (Andalucía) en las que se contemplan controles de jabalíes específicos por daños a la caza menor en los Planes Técnicos de Caza de los cotos (Herranz, 2000; Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2005).

En cuanto a la protección frente a algunos carnívoros predadores generalistas, las especies que interactúan con el conejo en estos cotos o bien carecen de interés cinegético per se (aunque se consideran cazables por daños a la caza menor –zorros, gatos y perros asilvestrados...–), o bien se consideran no cazables o se encuentran legalmente protegidas (gato montés, tejón, ginetas, meloncillos,... según la Comunidad Autónoma considerada). En el primer caso (carnívoros predadores generalistas cazables) las medidas aplicables son la ordenación cinegética y el control selectivo de predadores, sobre el que se aporta más información en el capítulo 8. En el segundo caso (carnívoros predadores no cazables o protegidos), la medida más aconsejable es proporcionar refugio abundante y de calidad a los conejos, aspecto que se aborda en diferentes apartados de este Manual. Asimismo, estas especies se deberán tener en cuenta a la hora de aplicar técnicas de control de otros predadores, prefiriendo aquellas que eliminen la afición a especies protegidas y no cazables, según las características de los métodos homologados internacionalmente (ISO 10990-5, 1999).

Finalmente, merece la pena recordar aquí el papel del lince como controlador natural de otros carnívoros, que ha sido sugerido y demostrado en estudios de diferente índole (Valverde,

1963; Rau et al. 1985; Palomares et al. 1995, 1996, 1999; Fedriani et al. 1999). Consideramos su recuperación en los cotos de caza menor españoles la mejor de las medidas de control de predadores del conejo.

Ciertos predadores, como los lirones caretos y las ratas se pueden controlar de forma autorizada en algunas Comunidades Autónomas (Castilla-La Mancha y Baleares, respectivamente). No obstante, estudios detallados sobre la alimentación del lirón en cotos de caza menor de Castilla-La Mancha mostraron que el conejo era inexistente en la alimentación del lirón (Herranz, 2000). Por tanto las acciones de control del lirón por consumo de conejos en cotos de caza menor no parecen necesarias.

El resto de medidas que se proponen son acciones concretas sobre los vivares y/o áreas de vivares. Por su utilidad contrastada en diferentes experiencias, podemos enumerar las siguientes:

Exclusión de ungulados de áreas grandes (más de 1 ha) de alta densidad de vivares.

El objetivo de esta actuación es eliminar la competencia que se efectúa entre los conejos y los ungulados por recursos tróficos (Soriguer, 1988), así como evitar la destrucción de vivares por pisoteo y favorecer al conejo mediante un aumento de la cobertura arbustiva apta (Figura 7.13). Hay experiencias positivas con cerramientos eléctricos, que tienen la ventaja de su fácil movilidad, por lo que se puede ir rotando por distintas áreas de vivares, si bien lo más frecuente es el vallado con malla cinegética. Esta segunda opción no es totalmente impermeable a algunos carnívoros, por lo que su efecto es positivo sobre todo con ungulados. Asimismo, se pueden llevar a cabo acciones en el interior de estos acotados que aceleren este proceso de recuperación de la vegetación (por ejemplo, revegetación arbustiva).



Figura 7.13. Aspecto de un área de alta densidad de vivares cerrada a ungulados en una finca del área de reproducción actual del lince ibérico. La malla empleada presenta unos pasos accesibles al lince, de forma que no se impide su acceso al cazadero.

Para que los efectos de esta acción sean los esperados el vallado debe mantenerse durante un período de tiempo largo (varios años), por lo que los propietarios privados con aprovechamientos agrocinéticos pueden percibirlo como una merma en la disponibilidad de sus recursos. No obstante, sus efectos resultan suficientemente compensados, ya que no sólo se permite el aumento de las poblaciones de conejo, sino que además se promueve la regeneración de la vegetación leñosa. Una manera de minimizar esto último es la siguiente medida propuesta.

Vallado individual de vivares

En este caso se procede de forma similar, pero acotando únicamente una madriguera con todas sus bocas (normalmente, más de 500 m²). Los efectos son similares a los expuestos para áreas grandes. Resulta más costoso en cuanto a unidad de superficie protegida, especialmente en caso de querer emplear cerramientos eléctricos.

Entaramado de vivares naturales

Se trata de una práctica habitual y muy arraigada en muchos cotos de caza menor. Consiste en cubrir adecuadamente los vivares naturales con ramas y otros restos de podas, resalveos o desbroces manuales, de manera que las ramas creen una estructura permeable a los conejos, pero inaccesible a los predadores (Figuras 7.14 y 7.15). Con ello además de proporcionar al conejo una ventaja adicional en su escapada hacia el vivar (puede refugiarse temporalmente entre en entramado antes de encontrar la boca del vivar), también dificulta la acción de escarbadura y levantamiento de vivares que llevan a cabo algunos carnívoros (zorros, perros,...) y el jabalí.

Este tipo de complemento al vivar natural también ofrece ventajas en el caso de la predación aérea, ya que los conejos se encuentran menos expuestos durante los largos períodos de tiempo que pasan cerca del vivar. Esto último, además, les facilita la excavación de nue-



Figuras 7.14 y 7.15.- Dos imágenes de tarameros tradicionales en una finca con ganado bovino, ovino y caprino en extensivo en Sierra Morena. A la derecha se puede observar un conejo en las proximidades de uno de estos vivares naturales reforzados.

vas galerías bajo la protección del entramado, sin el cual se encontrarían mucho más expuestos en las fases iniciales de dichas galerías.

La manera de realizarlo adecuadamente es disponer las ramas y demás elementos vegetales generando una estructura que cubra el vivar sin impedir el paso natural a las bocas (se sabe que los conejos son especialmente sensible a alteraciones en sus caminos habituales de huida), y lo más imbricado posible en el contorno y la parte superior (como impedimento de paso de predadores). Como se puede deducir, este tipo de cobertura necesita cierto mantenimiento (reaporte de ramas y ahuecado), ya que el paso del tiempo tiende a reducir el volumen y la resistencia de las estructuras.

Los trabajos deben llevarse a cabo fuera de la época de reproducción y con cuidado para no colapsar ni hundir el vivar al trabajar sobre él, especialmente si se utiliza maquinaria pesada. Es necesario respetar los pasos que siguen habitualmente los conejos, para que no extrañen esta actuación al realizarse por primera vez (Otero, 2005). Como parece ser que los conejos se habitúan gradualmente al entaramado, no conviene proteger a la vez todos los vivares de una zona.

Protección metálica de vivares naturales

Existen algunas experiencias en la protección de vivares naturales a través del reforzamiento de la superficie y/o las bocas de los mismos mediante estructuras metálicas (Figura 7.16). Consiste en tapar la superficie del vivar con paños de mallazo clavados con piquetas al suelo, tapados con algo de tierra y abriendo las bocas. En otros casos se ha procedido de manera similar en menor superficie, sólo en el entorno de las bocas. Cuando las bocas han sido excavadas por el zorro y poseen un tamaño excesivo para el conejo se pueden reacondicionar empleando tubos de hormigón u otros materiales. De este modo se dificulta la escarbadura y desmantelamiento del vivar por parte de jabalíes, zorros y tejones, además de evitar el deterioro por pisoteo en caso de altas cargas de fitófagos. Aunque los primeros resultados observados parecen positivos, su aplicación es demasiado reciente para poder extraer conclusiones a largo plazo.



Figura 7.16. Boca de vivar natural reforzada y protegida con malla.



Como en otros casos, se recomienda efectuar estas operaciones con precaución de no colapsar las galerías ni obturar las bocas. Es igualmente recomendable efectuar este tipo de protección fuera de la época de cría, para evitar el riesgo de abandono de camadas.

7.2.5. Control epidemiológico de las poblaciones: vacunación de poblaciones naturales y desparasitación de madrigueras

Entre las medidas que de forma frecuente se llevan a cabo en algunos cotos donde abunda el conejo para actuar sobre las enfermedades víricas que les afectan, una de las más extendidas es la desparasitación de madrigueras. Con ello se pretende eliminar la presencia de insectos transmisores de enfermedades, fundamentalmente de la mixomatosis.

En estos cotos se procede a fumigar las bocas con productos no siempre recomendables. En general, se suelen usar piretroides (piretrinas sintéticas) o malatión, que son insecticidas habituales en cosechas y jardines, pero hay casos de empleo incluso de naftalina comercial introducida en la madriguera o depositada en las bocas.

No se trata de una medida absolutamente recomendable ya que ofrece muchas incógnitas sobre su eficacia y la relación ventajas-inconvenientes:

- en primer lugar, no se dispone de resultados contrastados científicamente sobre su utilidad.
- en segundo, no evita el contagio de la EHV (directo), ni asegura que no se contagie la mixomatosis (que además de a través de picaduras, puede transmitirse de forma directa).
- no sabemos si afecta, ni cómo, a los propios conejos (las fumigaciones se suelen realizar de día, mientras los conejos permanecen en los vivares).
- puede provocar el abandono de las madrigueras por parte de aquellos.

El único estudio científico en España del que se tiene constancia al respecto de esta práctica concluye que no resulta exitoso controlar los vectores de las enfermedades del conejo a través de la desparasitación de las madrigueras, al menos según la metodología experimentada en Gran Bretaña (Osácar et al. 1996 en Angulo, 2004). Y estudios posteriores lo atribuyen a una mayor cantidad de vectores en los ecosistemas mediterráneos y a su diferente presencia y fenología por los factores abióticos que los controlan (Cooke 1990; Cooke 1999; Osácar et al. 2001a, b en Angulo, 2004).

Igualmente desaconsejable resulta otra práctica habitual en algunos cotos: la vacunación de las poblaciones naturales. En primer lugar, porque supone la laboriosa y costosa tarea de capturar y manejar gran número de conejos. Además, a este respecto, estudios científicos sugieren que las campañas de vacunación tienen un impacto negativo a corto plazo debido al estrés del manejo añadido al efecto inmunodepresor propio de las vacunas vivas (Calvete et al. 2004b). En cuanto a los efectos en sí de la vacunación, los estudios efectuados sugie-

ren que no es necesaria en poblaciones densas, ya que no modifica la dinámica poblacional (Calvete et al. 2004b). Por otra parte, sobre poblaciones débiles, que es sobre las que se centran este tipo de vacunaciones, el efecto parece ser negativo (Calvete, 2006b).

En caso de que, a pesar de lo expuesto, se decida llevar a cabo esta acción se deberán contemplar las siguientes recomendaciones:

- Elegir el método de captura y el período del año que menores lesiones y problemas físicos provoquen a los conejos (cajas trampa, cercado de las madrigueras –mallado o de red–, cercones grandes –tradicionales de zonas agrícolas–, incluso hurones y redes) (Calvete, 2002).
- La vacunación deberá ser lo más rápida posible, pudiendo completarse con una desparasitación externa y la aplicación de colirios para las lesiones oculares y suero fisiológico y cicatrizantes a las heridas.

Por último, se puede añadir que se han probado dispositivos específicos para llevar a cabo la vacunación de poblaciones libres, con un tubo de paso que lleva incorporado un Dermoject, que vacuna directamente al conejo al pasar por él. Se sitúa en las bocas de vivares naturales. Inyecta la dosis de vacuna mediante aire comprimido o agujas y reduce la manipulación, pero exige un seguimiento detallado para no revacunar al mismo individuo varias veces.

7.2.6. Traslocaciones dentro del mismo coto (captura y suelta)

Otra medida llevada a cabo de forma tradicional en algunos cotos es la traslocación de ejemplares de conejo desde zonas de gran densidad a otras menos pobladas. En general, puede parecer una medida adecuada, especialmente si la distancia entre los lugares de origen y suelta es pequeña (3-5 km), ya que, de este modo, los posibles conejos remanentes en el área de suelta pertenecerán a la misma población que los soltados, con las consiguientes ventajas genético-epidemiológicas y adaptativas al medio. Sin duda es preferible este tipo de medida que soltar ejemplares de procedencias mucho más lejanas (Calvete, 2002).

Para llevarlo a cabo hay que tener en cuenta, en primer lugar, la fase de captura, para la que ya se han mencionado algunas recomendaciones en el apartado anterior y que se trata aún más detalladamente al hablar de repoblaciones.

En segundo lugar, el área de la suelta debe reunir las condiciones de refugio y alimento necesarias para albergar a los conejos y disminuir la dispersión inicial. Pueden llevarse a cabo mejoras de hábitat previas (manejo de vegetación, siembras, creación de refugios, si estos escasean, instalación de puntos de agua,...) que preparen lo mejor posible la zona de suelta y fijen a los ejemplares soltados a la zona.

En cuanto al lugar concreto de liberación, es preferible no realizar sueltas libres, ya que la dispersión inicial es muy elevada (con la consiguiente elevada mortalidad por predación). Por

tanto se deberá instalar refugios o vivares ex profeso para la suelta (ver apartados 7.3 y 7.4 para más detalles). Existen algunas experiencias positivas de sueltas en vivares antiguos, si bien hay que asegurarse que se trata de vivares no colapsados y se puede mejorar la efectividad de la acción cercando, con lo que se evita la dispersión inicial.

En cualquier caso, para esta medida se deben aplicar los mismos criterios que se exponen para las repoblaciones, incluyendo la transporte adecuado, minimización del manejo e, incluso, intentar soltar en un mismo vivar los grupos familiares tal y como se capturaron.

7.3. GESTIÓN DE POBLACIONES EVENTUALMENTE CAZABLES (DE DENSIDAD MEDIA)

7.3.1. Introducción

Estas poblaciones pueden experimentar importantes aumentos durante finales de la primavera y principios del verano, cuando se reclutan los jóvenes de los últimos partos de primavera, pero el resto del año se mantienen abundancias medias-bajas. Esto se debe en gran medida a altas tasas de mortalidad, principalmente por EHV y por mixomatosis, así como por predación (Myers y Schneider, 1964; Herranz, 2000; Calvete et al. 2002). Ésta última no sólo está determinada por la abundancia de predadores generalistas sino también por una estructura del hábitat que resulta poco favorable para el conejo (amplios espacios abiertos o escasez de refugio) (Monzón et al. 2004). En menor medida, el mantenimiento de la caza del conejo en estas áreas con poblaciones mermadas por los motivos anteriormente mencionados no hace sino acentuar el problema (Angulo y Villafuerte, 2004).

En estos casos, el fomento de las poblaciones de conejo se debe basar en procurar una disminución de su mortalidad y en incrementar, en la medida de lo posible, las tasas de reproducción. Estos objetivos pueden lograrse, de forma parcial, con las actuaciones que se realizan en las poblaciones cazables, descritas en el apartado 7.2. Otra medida eficaz que reduce la mortalidad tanto de jóvenes como de adultos es la construcción de refugios artificiales. Si se logran ambos objetivos las poblaciones de densidad media pueden conseguir superar la denominada "trampa del predador" y pasar a la categoría referida en apartado 7.2: abundantes y cazables.

En este apartado se describen distintos tipos de refugios que se han ejecutado en diversas fincas y cotos de caza y se ofrecen algunos datos sobre su construcción y grado de éxito para las fincas estudiadas, con unas densidades de conejo de partida que hemos descrito al comienzo del texto como medias.

7.3.2. Construcción de refugios artificiales

La construcción de refugios artificiales para el fomento del conejo es una práctica extendida por gran parte de la geografía española en la que se suelen emplear materiales naturales de la zona o en ocasiones de construcción, y en cuyo diseño y elaboración intervienen factores técnicos, empíricos y culturales (Calvete, 2002). En zonas como La Mancha, especialmente el Campo de Montiel, el majano (acumulación de piedras procedente de despedregado de cultivos, bajo la cual pueden refugiarse los conejos) es un elemento tradicional del paisaje, existiendo municipios famosos en el mundo de la caza menor en España por sus constructores de "majanos" (Moreno, 2002).

En función de la región en que nos encontremos, el presupuesto, tiempo, materiales, medios disponibles y los objetivos que se desee alcanzar, podemos encontrar diversos tipos de refugios o majanos en cuanto a estructura, forma, regulación térmica, dimensiones, oscuridad interior, durabilidad y mimetismo con el medio. Dependiendo de estos factores, los refugios cumplirán una o varias de las características que se enumeran a continuación. Podríamos considerar como el "refugio ideal" aquel refugio que cumpliera todas ellas.

Estructura

Tiene como objetivo principal proporcionar al conejo un lugar seguro en el cual poder resguardarse de agresiones externas. El objetivo secundario debe ser servir como lugar seguro donde criar. Debe no solo evitar el peligro en un primer momento sino presentar una estructura con una resistencia y compacidad que permita salvaguardar a los conejos de su interior de las agresiones reiteradas, independientemente de la magnitud de la fuerza empleada (p.ej. un jabalí hozando o un zorro cavando).

Debe lograr, en su interior, unas condiciones de luminosidad y temperatura que consigan que el conejo encuentre una situación confortable. Debe buscar una completa oscuridad interior, similar a la de un vivar natural, lo que resulta relativamente fácil de conseguir. Sin embargo, condiciones de temperatura similares a las que se dan en los vivares naturales son difíciles de alcanzar, aunque sí es factible y deseable construir un refugio con una temperatura parcialmente amortiguada frente al exterior, con pocas oscilaciones internas.

Igualmente, debe buscar una cierta impermeabilidad interior. De forma prácticamente total se puede conseguir con el empleo de revestimiento de plástico en la zona superficial del majano. Esta medida apenas encarece el proceso, aunque en función de los materiales empleados puede ser contraproducente, ya que la humedad de la transpiración de los conejos quedará acumulada en el interior, favoreciendo el desarrollo de vectores de enfermedades. Otra manera de conseguir una impermeabilidad relativa es cubriendo lo máximo posible la superficie del majano, con tierra, piedras, restos de vegetación u otros materiales, para que al menos no penetre el agua con lluvias de corta duración.



Figura 7.17. Proceso constructivo de un majano de tipo Montiel. Se pueden apreciar las entradas situadas a 1 m de distancia. El diámetro empleado, de 5 m, hace que el majano posea una superficie cercana a 20 m².



Debe proporcionar una estructura interna del refugio muy compartimentada (en laberinto), de forma que se asemeje a un vivar natural (Kolb, 1985). Esto favorece varios aspectos: la utilización del refugio por varios conejos sin tener que establecer contacto físico o visual; mayores posibilidades de escapar del interior del refugio frente a predadores que normalmente pueden acceder por las mismas entradas que los conejos, y por último, simplemente, por un motivo de etología: los conejos son animales de galería o madriguera, no de cueva, por lo que la creación de amplios espacios vanos en el interior de los refugios no favorecerá su utilización.

Son deseables dimensiones de más de 10 m² de superficie. Esto contribuye a mejorar aspectos mencionados anteriormente, como son la luminosidad y la seguridad (cuanto más al interior se sitúe un conejo, menor luz del exterior y mayor distancia a las amenazas, con lo que será más fácil fijarlo al refugio) y además posibilita la utilización por mayor número de conejos sin que estos tengan que interactuar. Debido a la estructura social del conejo de monte y su estricta jerarquía, las interacciones acaban en la expulsión de las hembras secundarias del vivar para criar, lo que hace disminuir su productividad (Mykytowycz y Fullagar, 1973).

Existen refugios de forma circular, rectangular o cuadrada. En principio, su forma no condiciona su utilidad, aunque sí resulta más fácil realizar una forma u otra dependiendo de los materiales empleados. Los refugios de piedra suelen hacerse circulares (Figura 7.17), mientras que los de palets o mallazo (se vende en piezas o "paños" rectangulares) suelen ser de forma rectangular.

Ubicación

- Proximidad a zonas de alimentación. La utilidad de los refugios para los conejos dependerá de la proximidad a zonas de pastizal o cultivo en las que poder alimentarse. Son preferibles distancias inferiores a 100 m, para que no se tengan que exponer demasiado a largos desplazamientos que, por resultar muy arriesgados, los conejos no suelen realizar (Moreno et al. 1996).



Figura 7.18. Majano de piedra en el interfaz pasto-matorral, realizado en un proyecto de conservación del Lince ibérico. Abadía (CC).

- Proximidad a zonas de vegetación adecuada: La cercanía de vegetación natural adecuada es imprescindible para que en torno a los majanos se establezcan nuevas colonias de conejos o simplemente para que estos sean empleados aunque sea de forma ocasional (Gealquierdo et al. 2005). De no darse estas circunstancias, en zonas de densidades de conejo medias-bajas éstos no se expandirán hacia las nuevas zonas de refugios. La localización de los refugios debe favorecer, por lo tanto, la utilización de estas zonas gracias al aumento de la seguridad para los conejos. En caso de disponer de un interfaz entre zonas de alimentación y zonas de refugio, éste resulta idóneo para establecer los refugios (Lombardi et al. 2003) (Figura 7.18).
- Proximidad a vaguadas o cursos de agua: El emplazamiento de los refugios no se debe elegir de forma general en la inmediata proximidad de los cursos de agua, especialmente los subterráneos. En estas zonas pueden producirse inundaciones debidas a las avenidas naturales, lo que podría provocar la inundación de los refugios, una de las principales causas de mortalidad de los gazapos (Mykytowycz, 1959). En las áreas mediterráneas, los máximos caudales diarios anuales suelen darse a finales del invierno, y otros máximos relativos al final del otoño con lo que, gazapos de distintas edades podrían morir ahogados. Además estas zonas, al ser las que conservan mayor humedad a lo largo de todo el año favorecen los ciclos vitales de muchos insectos, con lo cual, la presencia de vectores de propagación de la mixomatosis es mayor que en otras áreas.

Frente a lo que pudiera parecer, la presencia residual, de las mas importantes colonias en la proximidades de ríos y arroyos no se debe a que tengan preferencia especial por este medio sino a que en ocasiones son las únicas en las que ha quedado algo de vegetación entre la que encuentran refugio y crean sus vivares, además de tratarse de terrenos de origen aluvial, sueltos y profundos en los que excavan sus madrigueras al abrigo de especies espinosas como las zarzas (*Rubus* sp.) o los juncos (sobre todo *Scirpus holoschoenus*) (Gealquierdo et al. 2005).



En el caso de zonas de vaguada, evidentemente, no se construirán los refugios en las zonas más bajas sino en lugares algo más elevados que los resguarden de la escorrentía.

En caso de que un refugio se ubique en una zona en la que pudiera bajar agua por la ladera, debe realizarse una canalización lateral, de forma que esta escorrentía no se introduzca en el interior del mismo.

- Proximidad a caminos: La localización de los refugios en zonas próximas a caminos o vías de servicio de los montes es inevitable para poder acceder al lugar, aún más cuando es necesario el empleo de algún tipo de maquinaria o el simple uso del coche para el traslado de las herramientas o los materiales. Sin embargo, no es recomendable la ubicación en las proximidades de caminos públicos muy transitados ya que en algunas zonas de España se pueden ver expuestos a la predación que ejercen los cazadores furtivos mediante la caza ilegal con hurón ("bicheo"), que puede esquilmar aquellos refugios en los que se han establecido los conejos.
- Proximidad a otros vivares naturales o refugios: Como se ha mencionado con anterioridad, los refugios deben propiciar una expansión en condiciones de seguridad de los conejos de un área hacia otras. De esta forma se aumenta la disponibilidad de recursos alimenticios, lo que puede favorecer el aumento de las tasas de reproducción. Esta actuación no puede ejecutarse, por lo tanto, de forma puntual sino que, cuando existen zonas amplias de hábitat adecuado, se suelen crear pequeños núcleos de refugios de manera que se puedan establecer en ellos varios núcleos familiares a partir de los cuales aumenten las densidades de la especie en la zona. Entonces se habla de unidades de actuación: núcleos de varios refugios, con zonas de alimentación en la propia área y un entorno de hábitat en mosaico. Una distancia estándar entre refugios puede ser 50 m. Pueden emplearse entorno a núcleos de vivares activos, para favorecer la expansión de los mismos. Como serán los conejos dispersantes los que se encarguen de colonizar estos refugios (Webb et al. 1995), es necesario no hacerlos donde les sean inaccesibles, es decir, distancias inferiores a los 300–500 m del núcleo denso.

Tipología del sustrato

Los refugios de superficie están especialmente indicados para zonas de suelos muy cohesivos, sobre todo de naturaleza arcillosa o suelos poco evolucionados con la roca madre próxima a la superficie o alta pedregosidad. Para zonas de suelos profundos y de textura arenosa se puede recomendar la construcción de vivares subterráneos, aunque no es desdeñable el empleo de refugios superficiales. En este último caso, el refugio superficial sirve de defensa para que bajo él los conejos puedan desarrollar un vivar natural.

7.3.3. Descripción de la tipología de refugios empleados

En función de si la construcción del refugio supone excavación o no, hablaremos de refugios superficiales (cuando no supone excavación) o subterráneos (cuando sí supone excava-



Figura 7.19. y 7.20. Proceso constructivo de majano de varios pisos y majano de palets y piedra terminado.

ción). Estas diferencias se basan en que los refugios subterráneos pueden inundarse, aunque termorregulan mejor; mientras que los refugios superficiales poseen generalmente peor termorregulación, aunque menos posibilidad de inundarse. En cualquier caso, y con independencia del sustrato, los conejos tenderán a excavar en el interior de los refugios para crear sus madrigueras de cría, por lo que es conveniente respetar las prescripciones acerca del sustrato. Esto sucede igualmente con los refugios destinados al manejo y vacunación de los conejos (majano Mayoral o de ladrillos), donde en caso de tener posibilidad intentarán excavar madrigueras, por lo que se recomienda cementar la base.

La mayor parte de las actuaciones son susceptibles de enterrarse, al menos parcialmente. Hemos de considerar que en actuaciones enterradas las posibilidades de manejo de los conejos disminuyen notablemente. Por lo tanto no tendría sentido enterrar alguno de éstas estructuras (caso del majano Mayoral o los refugios de ladrillos), cuyo objetivo es el manejo y vacunación de los conejos.

7.3.3.1. Refugios superficiales

Majanos de palets y piedra

Son majanos formados por una base de palets sobre terreno previamente removido, y posteriormente cubiertos con piedras en sus laterales (dejando los huecos para las bocas) y en su superficie (Figuras 7.19 y 7.20). Estos majanos se pueden hacer de diversos tamaños con sólo ir añadiendo palets a la base. El interior de los palets se debe intentar compartimentar con el empleo de piedras. Pueden construirse en varias alturas, para minimizar el impacto de las inundaciones

Una forma de reforzar este tipo de refugios frente a lo que supone uno de sus principales inconvenientes, la reducida durabilidad de los palets por pudrición y consiguiente hundimiento de la estructura, puede ser el rodear la base de palets con unas piezas de mallazo (ver



majanos de mallazo, piedras y restos vegetales). De esta forma, aunque los palets acaben perdiendo sus cualidades, el peso de la estructura lo aguantará el acero del mallazo, contribuyendo los palets en cualquier caso a mantener la compartimentación interna del majano.

Majanos de piedra (Montiel)

Estos majanos están contruidos íntegramente por piedra. Se suelen construir de forma circular utilizando una plomada. En primer lugar se disponen las piedras que harán de base, con forma de laberinto, comenzando desde el centro y configurando calles que dejan huecos entre ellas. Este laberinto se va tapando de forma completa con piedras (Figura 7.17). Una vez tapado el dibujo de la base, se siguen añadiendo piedras de diversos tamaños para ir tapando los huecos y se va alzando el majano hasta que este adquiere una altura aproximada de 50 cm. El diseño de la parte exterior debe responder a una pared de piedra tradicional. Tenemos así una estructura inexpugnable para predadores generalistas que cavan desde el exterior y con buenas condiciones de oscuridad y aislamiento en el interior. Las bocas pueden localizarse cada 1-1,5 metros. Sólo son económicamente viables cuando existe piedra abundante en la zona y de distintos tamaños.

Majanos de mallazo, piedra y restos vegetales

La base de estos refugios es una pieza de mallazo (Figuras 7.21 y 7.22). El mallazo es una malla de varillas de acero corrugado, habitualmente empleado en construcción. Las piezas que normalmente se comercializan suelen tener unas dimensiones de unos 6 m de longitud por 2,2 m de anchura. Una estructura de mallazo queda definida por el tamaño del cuadro que compone la malla y el grosor de las varillas que lo forman. Estos 2 factores son fundamentales para la durabilidad y éxito de uso del refugio. El tamaño del cuadro debe ser aquel que permita la entrada de un conejo (normalmente unos 10 cm de lado) y el grosor de la varilla nos determina la resistencia de la estructura al peso. Para mayores grosores, se podrá apilar



Figuras 7.21. y 7.22 Majano de mallazo y piedra parcialmente construido y majano de mallazo, piedra y restos vegetales de 12 m².

mas piedra sobre el refugio sin que su superficie se combe. Al mismo tiempo, grosores de varilla muy elevados encarecen mucho el precio y dificultan el manejo del acero por su peso y mayores dificultades para cortarlo al tamaño que mas convenga.

Como decíamos, esta estructura se ancla en el suelo doblando sus extremos a modo de patas, formando una especie de coraza. Bajo esta coraza nos habremos preocupado con anterioridad de colocar varias piedras que compartimenten el espacio vano que se crea bajo el armazón de mallazo. Sobre la coraza se empiezan a acumular piedras, al igual que en los bordes que están en contacto con el suelo, dejando sólo descubiertas las cavidades que corresponderían a las entradas. Una vez realizado un primer tapizado de piedras, se depositan en la superficie ramas procedentes de poda, jaras, jaguarzos, brezos, etc. obtenidos por desbroce manual, que dan un mayor aspecto de naturalidad a la estructura. Finalmente todos estos restos vegetales son aplastados por otra capa de piedras (Figura 7.22).

Este tipo de refugios, más económico que el majano de palets y mucho más que el de piedra, nos proporciona una alternativa en aquellas zonas en las que la piedra no es muy abundante pero sí existen gran cantidad de especies leñosas arbustivas seriales, con motivo de la existencia de fuegos recientes en el pasado o por recolonización de zonas de pastizal o agrícolas que ya no sean objeto de aprovechamiento.

Un mínimo adecuado puede ser un refugio de unos 12 m² formado por 4 trozos de mallazo de 1,5 x 2 m cada uno. En una finca se realizaron varios majanos de 3 m² de superficie. La experiencia de la Fundación CBD-Habitat es que los conejos utilizaban estos majanos, pero que no parecen sentirse muy seguros en su interior, ya que se ha observado cómo varios huían de su interior al notar una persona aproximándose. Al ampliarlos a 12 m² ha dejado de observarse este fenómeno. Por estos motivos se recomienda que, si se utiliza este tipo de refugios, se intente dotarlos de la mayor superficie posible o al menos aumentar significativamente el volumen de piedras y restos vegetales.

Majano de piedra con elementos artificiales de refuerzo

Al majano de piedra tradicional se le pueden hacer diversas modificaciones que mejoran su resistencia o que, más habitualmente, disminuyen el volumen de piedra necesario.

- Majanos con tubos de hormigón (Figura 7.23). En ocasiones en el orificio que corresponde a la boca del refugio se le puede colocar un tubo de hormigón de ese diámetro. Con esto tenemos una boca indeformable, resistente a todo intento de ampliación por parte de predadores, excavación, etc.
- Majanos con bloque de hormigón: Se pueden emplear bloques de hormigón en la construcción fundamentalmente de las paredes de estos majanos. Al utilizar elementos de formas y tamaños regulares, estructuras como la pared son más fáciles de construir además de tener un aspecto más homogéneo. La principal ventaja es el solventar una situación de escasez de piedra en dimensiones y cantidades necesarias.



Figura 7.23. A pesar de la elevada densidad de jabalí en muchas fincas, éstos atacan poco a la mayor parte de los refugios del conejo. En la imagen, jabalí junto a majano con tubos de hormigón.



Acúmulos de tierra

Consiste simplemente en el amontonamiento de tierra en una zona con presencia de conejos (Figura 7.24). Con esta práctica se consigue proporcionar terreno suelto fácilmente excavable en el que los conejos podrán abrir bocas fácilmente. Este tipo de actuación se suele llevar a cabo en suelos sueltos y a comienzos del verano. De esta forma nos aseguramos de que las pérdidas de esta tierra por arrastre de las lluvias va a ser mínima. Mientras tanto, el acúmulo de tierra se estabiliza y con las primeras lluvias del otoño será colonizado por las especies herbáceas más pioneras (generalmente especies propias de terrenos removidos).

La desventaja de este tipo de refugio es que las bocas que los conejos abren en el terreno suelto se encuentran desprotegidas a las agresiones externas. Por este motivo pueden ser



Figura 7.24. Acúmulo de tierra con elevada actividad por parte de los conejos

excavadas y agrandadas "fácilmente" por predadores que intentarán coger a los conejos de su interior al no haber vegetación leñosa que dificulte su acción. Por lo tanto, deben establecerse donde no exista un riesgo elevado de predación en madriguera.

Enramados y chozos

Consisten en la acumulación de restos vegetales, procedentes de podas, desbroces manuales y otras operaciones forestales (Figuras 7.25 a 7.27). En lugar de eliminarlos para evitar problemas de plagas o riesgo de incendio durante el verano, se disponen en las proximidades de refugios o vivares de manera que cumplen la misma función que la de un arbusto: proporcionar cobijo a los conejos entre sus ramas mas bajas.

Normalmente, los conejos utilizaran este tipo de estructura básicamente como lugar seguro en las cercanías de sus vivares, aunque en zonas fácilmente excavables pueden constituir un lugar a partir del cual los conejos comenzarán la construcción de nuevos vivares. La forma de distribuir los restos no es aleatoria. Se ha observado, durante la ejecución de varios proyectos LIFE, que una de las mejores maneras de colocar los residuos es en forma de abanico con las partes de la vegetación más densas hacia el exterior.

En el caso de los chozos, habitualmente contruidos para proporcionar refugio a las perdices, se atan las ramas procedentes de la poda por los extremos más gruesos con un alambre



Figuras 7.25 a 7.27. Enramado para expansión de población natural, enramado de acompañamiento en una repoblación en finca con baja cobertura arbustiva y chozo empleado por los conejos como refugio. En ambos enramados se observa actividad excavadora del conejo.

(Figura 7.27). Estos acúmulos se disponen de forma regular donde apenas existe vegetación natural, para que las especies presa encuentren refugio ante la presencia de predadores aéreos.

Refugios de tocones y tierra (boliches)

Este tipo de refugio se realiza aprovechando los residuos procedentes del destocoado de árboles enfermos o eucaliptos (actuaciones llevadas a cabo durante los últimos años en el Parque Nacional de Doñana o en el Parque Natural de Monfragüe para eliminar especies alóctonas), o bien de tratamientos selvícolas en masas de pinar, por ejemplo. Los tocones de los árboles, o incluso los troncos hechos trozas, se reparten sobre la localización elegida para el refugio y se cubren con arena. En el caso de los tocones, se recomienda colocarlos con las raíces hacia el suelo.

El refugio resultante es un acúmulo de tierra de unos 2-3 m de altura mezclado con elementos gruesos, tocones y trozas, que dan consistencia al conjunto. La forma de distribuir los materiales puede ser variada, rectilínea, circular o semicircular. Una vez que se ha decidido hacer este tipo de refugios, puede ser recomendable descortezar los troncos para evitar las plagas de perforadores y situarlos en zonas suficientemente separadas de masas arbóreas de manera que no se contribuya a aumentar el combustible en el monte.

Vivares de ladrillos

Son unos refugios especialmente pensados para la cría intensiva, diseñados por D. Antonio Arenas (Universidad de Córdoba) (Figura 7.28). El diseño original recomienda la utilización de malla electrosoldada en el suelo de 30 mm de luz para evitar que los conejos hagan nuevas bocas y a posteriori sean mas difíciles de capturar. Esta malla va directamente sobre el terreno en el que se habrá colocado previamente una capa de gravilla y arena para favorecer la evacuación del agua. Sobre la malla se replantea el refugio, haciendo unas calles a modo de



Figura 7.28. Vivar de ladrillos con parte inferior de malla electrosoldada

laberinto con ladrillos y dejando únicamente 2 bocas, en lados opuestos, facilitándose así la captura y manejo de los conejos. Las dimensiones en planta del refugio suelen ser aproximadamente 1,5 m de lado.

Sobre la estructura de ladrillos se coloca una nueva malla electrosoldada y sobre ella una plancha de un material aislante normalmente de origen sintético como la espuma inyectada aunque también se puede utilizar madera, lo que encarece la estructura y reduce la durabilidad. La capa de malla electrosoldada bajo el aislante tiene su utilidad en caso de que se quiera realizar un manejo de los conejos retirando este, como por ejemplo, una vacunación. Una vez que se cierran las bocas, los conejos no podrían huir del interior del vivar. El conjunto puede camuflarse en el campo cubriéndolo con restos de vegetación. Muy usado en cercados de cría de conejos.

Majanos Mayoral

Los majanos Mayoral son una alternativa prefabricada a la construcción del resto de refugios descritos hasta el momento. Son circulares, tienen unos 3 m de diámetro y están fabricados en módulos de plástico (polipropileno inyectado). En su interior tienen laberintos del mismo material y se puede acceder al interior de cada módulo desde una trampilla situada en su parte superior.

Los majanos Mayoral se colocan directamente sobre el suelo y normalmente se refuerzan e intentan mimetizar un poco con el entorno rodeándolos de piedras y cubriendo parcialmente su parte superior con ramas. Al ser una estructura completamente de plástico y estanca, las condiciones de temperatura no son las ideales en su interior para el conejo de monte, por lo que puede tener en su interior durante las horas de mayor insolación temperaturas superiores a las del exterior. La parte inferior es abierta, con lo cual los conejos pueden comenzar a excavar sus propias bocas desde el interior siempre que la naturaleza del terreno lo permita.

Los majanos Mayoral son, sin duda, una de las mejores opciones posibles si se quiere tener un elevado grado de manejo de los conejos del vivar porque, como ya hemos mencionado, dispone de trampillas en su parte superior. Ello permite, por ejemplo, capturarlos con cierta frecuencia para vacunarlos o controlar su reproducción. Sin embargo, es obvio que también facilita el furtivismo. Por estos motivos, entendemos que el majano Mayoral parece más concebido para una explotación industrial de granja cinegética que para una gestión de las poblaciones a escala de finca. Como ya se ha expuesto, el manejo de los conejos los debilita y hace más sensibles a las enfermedades (Calvete et al. 2004).

7.3.3.2. Refugios subterráneos

Majanos parcialmente enterrados

Este refugio consiste en un majano semejante en su diseño a los de tipo Montiel donde el laberinto interior se encuentra excavado (Figuras 7.29 y 7.30). Se emplea de forma tradicio-



Figura 7.19. y 7.20. Proceso constructivo de majano de varios pisos y majano de palets y piedra terminado.

nal en el entorno de Santa Elena (Jaén) en aquellos terrenos que no admiten la construcción de vivares de tubos debido a la baja permeabilidad del suelo. En cualquier caso deben situarse en terrenos que no acumulen agua. El borde exterior se compone de grandes piedras, de forma que sea inexpugnable al predador cavador. El interior consiste una galería principal de la que sale una red de galerías y cámaras laterales. La principal debe construirse de forma transversal a la corriente del agua que pudiese bajar, de forma que se evitan las inundaciones.

Vivares artificiales de tubos

El vivar artificial de tubos (Figuras 7.31 y 7.32) es una alternativa distinta al resto de refugios descritos por ser la que más se aproxima a las condiciones de un vivar natural. Su efectividad ha sido comprobada en recientes estudios (Muñoz, 2005). Se ofrece una detallada descripción acerca del mismo en González y San Miguel (2004). Presenta las siguientes características:

1. Es subterráneo.
2. Es poco visible, adecuado para emplear en fincas privadas
3. Mantiene unas condiciones térmicas y de luminosidad próximas a las de un vivar natural.
4. El espacio en su interior se reparte en conductos y cámaras, como un vivar natural.
5. Mejora la seguridad de un vivar natural al presentar unas bocas de hormigón, y por lo tanto indeformables por la fauna.
6. Se ha demostrado que los materiales empleados son perfectamente tolerados por los conejos y que ocupan estos vivares y crían en su interior.
7. Los vivares de tubos son ampliables por los propios conejos desde cada una de las cámaras de paso o cría que componen el vivar (un total de 16).

Un vivar de tubos, diseñado por la Fundación CBD-Hábitat, esta compuesto por 12 tubos de hormigón de 1m de longitud y 15 cm de diámetro y 16 cámaras de paso (unión de los tubos)



Figura 7.19. y 7.20. Proceso constructivo de majano de varios pisos y majano de palets y piedra terminado.

y de cría (a un lado de las de paso), que pueden ser de diversos materiales: de resina o PVC, por ejemplo, han sido utilizadas con éxito.

El vivar tiene un diseño en L y de cada brazo de la L sale una rama, como se observa en la figura 7.31. En la unión de los dos brazos de la L está la cámara central del vivar y en cada uno del resto de los extremos se sitúa una boca, de forma que cuenta con cuatro bocas artificiales. Al ser subterráneo los conejos pueden ampliar a su conveniencia el vivar.

La profundidad a la que quede enterrado vendrá determinada por la cantidad de suelo disponible (escaso en zonas de pizarras, por lo que generalmente es preferible crear refugios superficiales), por la permeabilidad del sustrato (a mayor profundidad mayor dificultad de drenaje, por lo que sobre sustratos poco permeables como arcillas o cuarcitas resultan más adecuados los refugios superficiales) y por las necesidades de termorregulación (en solanas puede ser conveniente refugios algo más profundos, para que amortigüen mejor las oscilaciones térmicas). La profundidad habitual a la que se excavan es de 50-60 cm aunque varía según los condicionantes anteriores.

A fin de mimetizarlo con el entorno, una vez enterrados los componentes del vivar con la tierra retirada se debe rastrillar para dejar homogéneamente repartida la tierra. Este trabajo se debe efectuar en función de cómo se prevean los arrastres por las lluvias, de forma que los tubos no se vean desde el exterior una vez que haya llovido. Cuando llegue el otoño siguiente a su creación se siembran con pradera permanente (ver capítulo 6) y se vuelven a rastrillar.

Figura 7.32. Los vivares de tubos quedan perfectamente integrados en el medio



El principal factor que condiciona el éxito de un vivar de tubos es su capacidad de drenaje (Muñoz, 2005). Un vivar de tubos se puede inundar por escorrentía superficial, entrando el agua por las bocas del vivar o por flujo subsuperficial, formándose una bolsa de agua en el subsuelo que sumerge la estructura de cámaras (total o parcialmente). Para que esto no suceda es necesario:

Para evitar la escorrentía superficial: Replantear la construcción del vivar de forma que las bocas nunca estén orientadas hacia la línea de máxima pendiente, evitando así la línea de desagüe natural. Además, se pueden excavar en la periferia del vivar unos pequeños canales que recojan el agua que llega en esta dirección, evitando así que se acumule en esa zona.

Para evitar la inundación por escorrentía subsuperficial: No es posible actuar sobre este factor salvo en la elección adecuada del lugar. Este tipo de inundación se puede deber a la naturaleza impermeable del subsuelo, que provocará la acumulación y ascensión del agua. El otro motivo, similar al descrito anteriormente, puede ser que tengamos suelos muy someros, con la roca madre muy próxima con lo cual, el suelo rápidamente alcanza su máxima capacidad de absorción de agua, no teniendo el agua salida posible en profundidad y por lo tanto anegándose la zona. La única medida constructiva que es posible aplicar, si se decide construir vivares de tubos en este tipo de emplazamientos, es hacerlo en lugares elevados.

Gazaperas

Las gazaperas son un refugio pensado para ser utilizado por una hembra durante el parto y lactancia de los gazapos. Intenta imitar las gazaperas que existen en la naturaleza en las que la coneja guarda a los gazapos y cuya boca entierra y desentierra cada vez que entra o sale de la misma.



Figuras 7.33 a 7.35. Diversos diseños de gazaperas, basados en la combinación de tubos y cámaras

La estructura es la de un vivar artificial de tubos reducido (ver vivar artificial), utilizándose 2 tubos y 1 única cámara a la que llegan ambos. A diferencia del vivar de tubos, se puede situar tanto subterráneo como en superficie, con lo que se elimina el riesgo de inundación. La estructura en superficie se cubre de piedras y tierra, como se observa en la figura 7.34.

EXPERIENCIAS CON REFUGIOS ARTIFICIALES

Toma de datos: conteo y clasificación de los excrementos de conejo encontrados en las bocas de cada uno de los refugios instalados o en sus inmediaciones en caso de que el refugio no posea bocas propiamente dichas. Se asigna una actividad de conejo teniendo en cuenta la presencia de excremento reciente y excremento de conejo joven, pudiendo permitir la comparación entre refugios de semejantes características.

Fechas del seguimiento: Primera primavera tras su instalación.

Resultados del seguimiento: Para interpretar correctamente los datos de la Tabla se deberá tener en cuenta la heterogeneidad de las actuaciones (densidad de conejos, tipos y características de los refugios, incidencia de enfermedades, etc.).



	TIPO	DENSIDAD CONEJO	RESULTADOS			
REFUGIOS SUPERFICIALES	Majanos de piedra (Montiel)	Media	Nº fincas <u>3</u> Nº ud. actuación <u>3</u> Nº ref. eval. <u>78</u>			
			% refugios totales con actividad <u>41</u> Nº bocas/refugio <u>1-12</u>			
			% refugios totales con cría <u>20</u>			
		Baja	Nº fincas <u>4</u> Nº ud. actuación <u>4</u> Nº ref. eval. <u>55</u>			
			% refugios totales con actividad <u>35</u> Nº bocas/refugio <u>1-10</u>			
			% refugios totales con cría <u>13</u>			
	Majanos de mallazo, piedras, restos veget.	Media	Nº fincas <u>1</u> Nº ud. actuación <u>1</u> Nº ref. eval. <u>29</u>			
			% refugios totales con actividad <u>42</u> Nº bocas/refugio <u>4</u>			
		Baja	Nº fincas <u>1</u> Nº ud. actuación <u>1</u> Nº ref. eval. <u>42</u>			
			% refugios totales con actividad <u>15</u> Nº bocas/refugio <u>7-8</u>			
Majanos de piedra y tubos	Baja	Nº fincas <u>3</u> Nº ud. actuación <u>4</u> Nº ref. eval. <u>37</u>				
		% refugios totales con actividad <u>43</u> Nº bocas/refugio <u>4-8</u>				
		% refugios totales con cría <u>24</u>				
Enramados	Media	Nº fincas <u>3</u> Nº ud. actuación <u>3</u> Nº ref. eval. <u>61</u>				
		% refugios totales con actividad <u>66</u>				
	Baja	Nº fincas <u>10</u> Nº ud. actuación <u>11</u> Nº ref. eval. <u>216</u>				
		% refugios totales con actividad <u>61</u>				
REFUGIOS SUBTERR	Vivar de tubos	Media	Nº fincas <u>6</u> Nº ud. actuación <u>6</u> Nº ref. eval. <u>158</u>			
			% refugios totales con actividad <u>52</u> Nº bocas/refugio <u>1-4</u>			
			% refugios totales con cría <u>17</u>			
		Baja	Nº fincas <u>11</u> Nº ud. actuación <u>12</u> Nº ref. eval. <u>177</u>			
			% refugios totales con actividad <u>59</u> Nº bocas/refugio <u>2-9</u>			
			% refugios totales con cría <u>48</u>			

7.4. GESTIÓN DE POBLACIONES NO CAZABLES (BAJA DENSIDAD)

7.4.1. Consideraciones generales

En el momento en que el conejo baja por debajo de unos determinados mínimos deja de jugar un papel central en los ecosistemas mediterráneos. Esto hace que el normal desarrollo del ciclo vital de los especialistas en su caza, como el lince o las grandes rapaces (Figura 7.36), quede casi imposibilitada. Si en el territorio que gestionamos tenemos la certeza de que nos encontramos ante esta circunstancia se puede proceder a las denominadas repoblaciones de conejos, para intentar el restablecimiento de las poblaciones de conejo.

El objetivo de gestión a alcanzar es la creación de un núcleo de alta densidad de conejos que primero se auto-mantenga en tiempo y lugar y posteriormente comience la expansión y



Figura 7.36. No sólo el lince ibérico o el águila imperial basan su dieta en el conejo, también lo hacen otras rapaces amenazadas, como el águila perdicera.

recolonización en un tiempo razonable. Las normas generales y mínimas para acometer una actuación de este tipo, siempre delicada y difícil, son conocidas aunque no en todos sus detalles (Calvete, 2002). Así, por ejemplo, se sabe que debe hacerse una evaluación previa para determinar la ausencia del conejo (Figura 7.37) y determinar los factores que provocaron su extinción o los limitantes para su recuperación. Se sabe que si se sueltan conejos donde ya los hay, aunque sea en bajo número (conejos residentes y territoriales), éstos interaccionaran con los traslocados, ya que defienden sus territorios, intentando expulsar a los, para ellos, intrusos, con lo que los conejos introducidos acabarán sin refugio y serán fácil presa de los predadores (Moreno et al. 2004). Una descripción de cómo realizar una evaluación de la situación de partida se puede encontrar en González y San Miguel (2004).

En función de la superficie de cada finca se seleccionan varias superficies de aproximadamente 30 ha (al menos dos por cada 1000 ha), llamadas técnicamente unidades de gestión del hábitat-conejo (UGHC), donde realizar la repoblación (González y San Miguel, 2004), además de las restantes medidas descritas en los apartados 7.2. y 7.3. El objetivo consiste en



Figura 7.37. La presencia de conejos queda revelada por sus excrementos, que suele agrupar como forma de marcaje territorial.

alcanzar una densidad de al menos 10 vivares activos por hectárea en cada unidad después del transcurso de una estación reproductora (junio), ya que éste es el valor encontrado como óptimo en zonas de buena densidad (Soriguer, 1981; Gea-Izquierdo et al. 2005). Por ejemplo, para el caso del lince, se ha encontrado que las densidades necesarias para mantener a una hembra reproductora deben ser superiores a 4 conejos/ha (Rodríguez y Delibes, 1993, 1995; Palomares et al. 2001). Por tanto, en nuestro caso, la repoblación pretende el restablecimiento de las poblaciones de conejo por encima de estos niveles, para que queden a disposición del lince como recurso trófico.

Resulta muy recomendable realizar la suelta de los conejos con suficiente antelación a los periodos reproductivos para que de esta manera de tiempo a su asentamiento (por ejemplo, a principios del otoño). Además, las repoblaciones siempre deben ir acompañadas por mejoras de hábitat y proporcionar vivares o cercados que impidan la dispersión de los conejos trasladados y reduzcan la predación inicial. Es también recomendable el mantenimiento futuro de las actuaciones, asegurando un presupuesto posterior a la suelta para, por ejemplo, los aportes de comida y agua. Por supuesto, la caza de estos conejos es totalmente desaconsejable y se debe vigilar la posible presencia de furtivos, que con métodos rápidos y discretos pueden descartar la repoblación.

Factores limitantes para la recuperación de los conejos

Se debe prospectar la presencia de poblaciones cercanas a la repoblación, para determinar la posible incidencia futura de las enfermedades del conejo (Figura 7.38). Actualmente se considera que las repoblaciones deben estar relativamente cerca de poblaciones naturales de conejos, aunque sean pequeñas, para que no sufran mortalidades muy agresivas cuando las enfermedades alcanzan fortuitamente la repoblación, y que los virus circulen para llegar a un equilibrio con las poblaciones (Calvete et al. 2002).



Figura 7.38. La mixomatosis sigue causando grandes daños a las poblaciones de conejo de monte, a pesar de haber pasado más de 50 años desde que apareció

Cambios drásticos con respecto al óptimo hábitat pasado pueden determinar el fracaso de la repoblación. Si el medio se ha conservado y el conejo ha desaparecido, seguramente la causa de ello sean las enfermedades, con lo que las traslocaciones desde poblaciones en equilibrio con éstas pueden acometerse con posibilidades de éxito. Lo mismo se puede decir con respecto al refugio. Dónde instalar una repoblación de conejos es uno de los factores clave; habrá que buscar "el paisaje del conejo" donde el medio físico, la vegetación, el tipo y gestión de finca se acoplen con las necesidades ecológicas del lagomorfo (Figura 7.39).

La presión depredadora desproporcionada también puede abocar al fracaso las repoblaciones (Calvete et al. 1997). Los predadores llamados generalistas (básicamente zorro, jabalí y perros o gatos asilvestrados) pueden actuar de forma fija en una repoblación, incluso levantando vivares o madrigueras y condicionando a corto plazo su evolución. Sin embargo, es conveniente para la salud general de la repoblación cierta predación "selectiva", conviviendo los conejos con predadores que eliminan a los ejemplares enfermos, reservorios de enfermedad (Henning et al. 2005).



Figura 7.39. Un hábitat adecuado, con buena cobertura, es clave en la recuperación del conejo de monte. En muchas dehesas la intensificación ganadera ha acabado casi por completo con la vegetación arbustiva, por lo que el conejo carece de refugio y es muy sensible a la predación



7.4.2. Repoblaciones con cercado permanente

Son áreas de cierta extensión que se cierran mediante una malla perimetral impermeable al conejo y a sus predadores terrestres. Estas repoblaciones tienen por objeto criar in situ una gran cantidad de conejo silvestre con destino, bien a repoblaciones cercanas, bien a su expansión una vez abierto el cercado. El objetivo del cercado es lograr un asentamiento de la población de conejos (lo que se podría conseguir con cerramientos temporales) junto con una eliminación de la predación terrestre, que puede condicionar la repoblación. La eficacia de los cerramientos como elemento para reducir la predación por cánidos ha sido ampliamente comprobada (Linhart et al. 1982; Ruiz-Olmo et al. 2003; Shivik et al. 2003).

Para aumentar la viabilidad de la población de conejos se debe formar una unidad concentrada de actuación junto a otras actuaciones de mejora de hábitat y repoblación no cercada de conejos. Este sistema cerrado permite un método potencial de captura y manejo y, por supuesto, la exclusión de los predadores y competidores terrestres. El manejo que se efectúa consiste fundamentalmente en el aporte de comida y agua en los momentos críticos para los conejos soltados, así como el mantenimiento del cercado, para evitar escapes de conejos y entradas de predadores.

Emplazamiento

Aproximadamente el 60 % de su superficie interior debe ser de matorral y el 40 % de pastos, ya que una buena cobertura de matorral en el interior dificulta la predación aérea. La cantidad de refugio artificial que se debe crear estará determinada por las condiciones de partida del cercado, debiendo realizar un trabajo más intenso en aquellas zonas menos propicias. Si para su ubicación se ha elegido una zona con elevada espesura de matorral (que aporta refugio natural al conejo), se pueden construir refugios más pequeños de tipo gazapera. Es muy importante dejar justo al lado del cercado elementos interesantes del paisaje, como arroyos, vaguadas o berrocales, para la futura expansión: un cercado aislado en un mal hábitat es una mala opción.

Para fincas privadas, las ubicaciones exactas de los cercados deben ser consensuadas con la propiedad y guardería para evitar interferencias con la caza mayor y el resto de los usos de la finca. Se deberán situar donde se halle refugio natural, como por ejemplo bolos graníticos o matorral adecuado (coscoja, lentisco, etc.). Si el cercado cuenta con una alta cobertura arbustiva de calidad, así como presencia de antiguos vivares naturales (cuyas bocas se acondicionan), se reduce la necesidad de estos refugios artificiales. En todo caso se deben realizar por lo menos enramados con base de palets, como refugios iniciales.

La gran ventaja de las repoblaciones cercadas de conejos, es que éstos, tras la suelta, tienen imposibilitada la huida y dispersión, con lo que se consigue la fijación de la población repoblada. A ello hay que sumar el impedimento de la entrada de predadores terrestres y competidores por la comida, fundamentalmente ungulados. Las normas de suelta, por lo demás, son iguales a las del resto de las repoblaciones. A veces se han soltado conejos proce-



Figura 7.40. Cercado de repoblación con malla de simple torsión y conejera en la parte baja en área de presencia estable del lince ibérico

dentes de la propia finca (lógicamente de las zonas donde éstos son más abundantes) con la posibilidad real de que regresen a los vivares de origen, por lo que para estos casos es necesario al menos un cercado de aclimatación temporal.

Diseño y características estructurales

Los cercados (Figura 7.40) responden a diseños diferentes, adecuándolos a las particularidades de cada finca, a las indicaciones de los titulares de los aprovechamientos (muchas de las fincas poseen otros usos con los que se puede interferir) y al hábitat. Un cercado tipo tiene aproximadamente de 2 a 4 hectáreas de superficie, aunque el tamaño es variable, desde 100 m² a más de 40 ha. Se suelen ubicar en las proximidades del cortijo, por razones de mantenimiento y vigilancia. Para su cierre se debe emplear una malla que garantice la estanqueidad: al menos 2 m de altura, ya sea de simple torsión o una cinegética recubierta con malla conejera en la parte inferior, y postes con visera o pastor eléctrico en la parte alta, para evitar algunos predadores terrestres trepadores.

En su interior se instalan numerosos refugios superficiales y subterráneos de varios tipos, así como bebederos y comederos para el conejo. Se puede fertilizar con superfosfato el pas-



tizal interior antes de la primera suelta de conejos (para el incremento de leguminosas). Además, inmediatamente después de la suelta de los conejos se puede aportar heno de alfalfa en las puertas de los vivares o refugios y se rellenan los comederos. Generalmente se aporta también, en el interior del vivar, zanahorias o remolacha. Esto puede favorecer el asentamiento de los conejos, al no poder acceder otros herbívoros a la comida. A veces se pueden efectuar siembras mixtas cereal-leguminosa (p. ej. veza-avena-trigo) en una pequeña parcela en el interior del cercado, todo a salvo de los ungulados.

Mantenimiento

La malla sufre las agresiones constantes de los animales y de las inclemencias meteorológicas, por lo que debe supervisarse su integridad de manera periódica. Así, se debe realizar un mantenimiento periódico del cercado y la malla consistentes en el refuerzo con malla conejera en toda la parte baja, y con tensores, voladizos y pastor eléctrico en la parte superior. Algunos cercados se pueden compartimentar con mallas para manejar posibles grupos familiares de conejos, que se deben retirar con posterioridad a la fijación de los conejos. Como experiencia práctica, se han dividido algunos cercados en tres compartimentos equisuperficiales, de manera que se consiga la mayor cantidad posible de grupos familiares en una misma superficie. Los pequeños apartados se hacen mediante malla "conejera" de triple torsión, de 1 m de altura, convenientemente enterrada. Finalmente se procede a la apertura de salidas en la parte baja de la malla perimetral una vez constatada la reproducción.

Manejo de la población

Cuando se ha comprobado la reproducción y saturación del cercado por los conejos (cuando la densidad afecta a la reproducción, ver Myers y Poole, 1959; Myers, 1964), se procede a la apertura de pequeñas salidas, de unos 10 cm de diámetro, en la parte baja de la malla, sobre todo en los laterales que interesan para la expansión (quizás por un micro-hábitat adecuado, como un berrocal o mancha de matorral). Algunas veces se han cercado vivares dentro de un cercado perimetral o compartimentado el interior; en este caso la apertura de los cercados interiores (o la retirada de la malla que compartimenta) es anterior a la de la malla perimetral.

Antes de proceder a la apertura y para facilitar la expansión de los conejos a los alrededores, se construyen refugios que les proporcionen cobertura fuera del cercado (hasta 300-500 m, dependiendo del hábitat), así como otras medidas de gestión (por ejemplo, la instalación de bebederos, comederos o las actuaciones de mejora del hábitat, descritas en el capítulo 6). El establecimiento de los conejos dispersantes dependerá de las características del medio y de la densidad obtenida en el cercado, por lo que es necesario que el medio se adecue a sus requerimientos (Vitale, 1989; Künkele y Von Holst, 1996; Richardson et al. 2002).

EXPERIENCIAS EN REPOBLACIONES CON CERCADO

Toma de datos: Conteo de excrementos en el interior de aros de 40 cm de radio en repetidas ocasiones y en tres áreas diferentes: (1) interior del cercado: 30 aros uniformemente distribuidos en las dos diagonales del cercado; (2) exterior del cercado (área de influencia). 40 aros distribuidos cada 10 m de forma radial al cercado y perpendiculares a cada uno de los laterales del mismo; (3) área Control (fuera del área de influencia): 30 aros distribuidos uniformemente cada 10 m.

Número de cercados evaluados: 6

Número de fincas: 5

Fechas del seguimiento: en dos primaveras consecutivas

Resultados del seguimiento: En todas las unidades de actuación evaluadas, menos una, el número de excrementos encontrados en las diagonales aumenta en las dos primaveras. Lo mismo ocurre en la zona de influencia y que, en cambio, en la zona control, el número de excrementos encontrados sólo aumenta en dos ocasiones. No obstante, conviene poner de relieve la heterogeneidad de estos datos, pues los cercados son muy diferentes en tamaño (desde 0.04 a 1.78 ha), el número de conejos soltados en su interior varía, la cantidad de predadores potenciales sobre las poblaciones de su interior no es igual, en alguna de las ocasiones no se han abierto los cercados, etc.

7.4.3. Repoblaciones abiertas

Son parte de las actuaciones que se contemplan para las posibles zonas de dispersión del lince. Técnicamente se denominan traslocaciones, porque implican el traslado de sitio de los conejos, y repoblaciones, porque la especie ha desaparecido del lugar. Como en el caso de las cercadas, siempre deben ir acompañadas de mejoras del hábitat (Calvete, 2002; García, 2005) y se deben construir suficientes vivares artificiales, y no simples refugios. Estas repoblaciones "abiertas" consisten en la instalación de vivares, un cerramiento provisional con pastor eléctrico, la posterior liberación de los conejos y el manejo normal que se efectúa en las poblaciones.

Los vivares son los refugios donde se sueltan los conejos, y en los que se aspira a que se asienten y se reproduzcan. Debido a la tendencia a la dispersión que se produce tras la suelta hay que crear algún tipo de vivar para que los conejos traslocados se puedan fijar. Las sueltas libres, al campo o en antiguos vivares naturales, incluso de grandes números de conejos, se han mostrado como un fracaso siempre que no vayan acompañadas de la creación de vivares (Villafuerte et al. 1997). Cada zona puede requerir un tipo de vivar, o varios (en ciertas condiciones es recomendable mezclar diferentes tipos de vivares en la misma repoblación). Es importante considerar las labores de mantenimiento (según el tipo de diseño de los vivares) a la hora de elegir un tipo u otro.



Emplazamiento

Para la ubicación de los vivares hay que prospectar lugares "conejeros", es decir paisajes en mosaico, juncuales, arroyos, vaguadas, berrocales y otros lugares seleccionados positivamente por la especie (Martins et al. 2003). Los ecotonos (borde entre comunidades) entre el matorral y el pastizal (o siembras) son muy recomendables, así como "a pie de monte", entre éste y, por ejemplo, una dehesa. En general una buena disposición es alineándolos (o a tresbolillo) a lo largo del ecotono, y de tal forma que no queden "encerrados" vivares dentro de otros (Figura 7.41); de esta forma tendrían escapatoria los conejos que sufran la innata territorialidad de sus congéneres, y las consecuentes posibles agresiones. Además en la parte alta del ecotono los conejos disponen de refugio natural y en la baja el alimento.

Figura 7-41. Los vivares alineados, alternados con enramados, son una buena solución para zonas despejadas con suelo excavable



En cualquier caso, la disposición de los vivares debe adecuarse a las características del medio. Por otra parte, ya se han comentado algunas de las principales características del emplazamiento de cada uno de los refugios (ver apartado 7.3).

Diseño y características estructurales

Se recomienda la instalación de grupos de 25-30 vivares. El emplazamiento exacto de cada vivar debe responder a las características del medio y a las observaciones realizadas para cada tipo particular de majano en el apartado 7.3. Es conveniente evitar siempre las zonas inundables, especialmente en los subterráneos.

Como en el caso de las repoblaciones cercadas, la cantidad de refugio que se debe proporcionar a los conejos y su tipología variará con las características del medio. En zonas abiertas, donde la predación terrestre es más reducida (Villafuerte y Moreno, 1997; Lombardi et al. 2003), se deben proporcionar lugares seguros en los que refugiarse ante la presencia de una rapaz, como puedan ser tarameros. En aquellas zonas más cerradas, donde la presencia de una densa vegetación arbustiva favorece a los predadores terrestres, deben crearse refugios a



Figura 7-42. Los vivares de tubos hacen imposible el acceso a las cámaras de cría por parte de predadores cavadores como el zorro o el jabalí.

prueba de cavadores (Figura 7.42.). La cantidad y la disposición de los mismos deben estar condicionadas por las características del medio, las posibilidades de manejo (económicas y de relaciones con la propiedad) y los objetivos de expansión de la población que se busquen.

La totalidad de la superficie donde se ubican los vivares se rodea con un pastor eléctrico (Figura 7.43). Se debe cercar un área que comprenda todo el perímetro de los vivares donde se va a efectuar la suelta y los majanos a los que se van a expandir. Estos cerramientos se usan para la protección temporal de las repoblaciones, impidiendo la entrada de predadores terrestres (Shivik et al. 2003) y competidores por el pasto (ungulados en general, tanto domésticos como silvestres). También dificultan la dispersión de los conejos repoblados. Por otro lado, el uso del pastor eléctrico como protección temporal se puede hacer de forma rotativa y en diferentes repoblaciones, lo que disminuye el coste. De una forma mas amplia se han utilizado itinerantemente para cercar zonas de repoblación de conejos, de vivares naturales, de implantación de pastizales o siembras y, en general para proteger áreas de interés para los conejos frente a la presión de los ungulados y los predadores terrestres, y muy especialmente en las fases de asentamiento tras sueltas de conejos, pues la dispersión postsuelta es uno de los grandes problemas de las repoblaciones con conejo.

La altura del pastor eléctrico suele verse condicionada por la disponibilidad de varillas adecuadas. Existen algunas en el mercado cuya altura supera el metro y medio, lo que supone una altura inicial considerable. Con respecto a su disposición, es conveniente que la distancia entre varillas sea mínima, de forma que el hilo inferior pueda situarse a unos 3-5 cm del suelo, con lo que se impide la salida a los conejos. Es necesario que el pastor eléctrico incorpore numerosos hilos, de forma que se dificulte en la medida de lo posible la entrada de predadores terrestres. Se recomienda emplear al menos 5 hilos conductores, preferentemente de tipo cinta, que transmiten corriente, ocupan un notable espacio (hasta 4 cm) y avisan a los ungulados de su presencia (disminuye el riesgo de colisión). Esta distancia entre hilos puede



Figura 7-43. El empleo del pastor eléctrico está especialmente indicado para cuando exista un riesgo de dispersión inicial elevado.



contribuir a mejorar la eficacia del pastor eléctrico, cuya eficacia como controlador del zorro está comprobada (Calvete y Estrada, 2004; Linhart et al. 1982; Murphy et al. 2003).

Mantenimiento

Al igual que las mallas, el pastor eléctrico sufre continuas agresiones, por lo que debe supervisarse su integridad de manera periódica. El pastor eléctrico puede disminuir su eficacia al encontrarse en contacto cualquier elemento que le sea ajeno, especialmente los metálicos. En este caso es necesario realizar una supervisión diaria en la primera semana de permanencia del pastor y posteriormente cada 2-3 días. Queda garantizado así su funcionamiento frente a pérdidas de carga por derivaciones.

El tiempo de permanencia del pastor variará en función de las características de cada finca, del devenir de la población de conejos que se busca proteger, de las posibilidades de mantenimiento y de las interferencias con la gestión. Si tenemos en cuenta que la mayor parte de las bajas en las repoblaciones se produce en los primeros 15 días (Calvete et al. 1997), será necesario que permanezca al menos 1 mes.

7.4.4. Principios de manejo enfocados a repoblación

Las sueltas de conejos deben ser planificadas con cuidado, porque los conejos silvestres son animales "presa", y consecuentemente muy delicados de manejar (sufren cardiopatías de captura, es decir, problemas cardiacos por el estrés al trampearlos, y también inmunodepresiones o explosiones de parásitos internos al transportarlos (Gortázar et al. 2000)). Es frecuente que conejos liberados aparentemente en buenas condiciones tengan trastornos intestinales mortales, como consecuencia de malas condiciones de captura y cautividad (Calvete y Estrada, 2004).



Figura 7.44. Suelta de conejos en vivar de tubos en el mes de octubre, previa a la llegada de las lluvias. Se puede observar cómo se introduce alimento fresco en el vivar (zanahorias), para rehidratar a los conejos

Se deben seleccionar cotos (o empresas especializadas) suministradores de conejos silvestres puros, *Oryctolagus cuniculus* subespecies *algericus* o *cuniculus*, según la zona de destino, y que ofrezcan suficientes garantías genético-sanitarias. Por tanto hay que analizar geográficamente (o incluso genéticamente) la zona de destino de los conejos y, además los conejos de origen (zona donante), para que sean compatibles (haplotipos A en zona A y haplotipos B en zona B, descartando los haplotipos domésticos en cualquier grado). Tras considerar las diferentes posibilidades, se contrata a los proveedores que puedan suministrar con profesionalidad en el tiempo y con la calidad adecuada. A veces es difícil encontrar cotos suministradores de la subespecie considerada. Se puede firmar un contrato privado de compra-venta con el ofertante, con un plazo de entrega y precio cerrados (a veces se hace en fincas con arrendamiento de la caza menor, por lo que se incluirá una cláusula de extracción para este fin).

Estas fincas donantes suelen tener altas densidades de conejos. En muchos de estos cotos las enfermedades han alcanzado un equilibrio con la población de conejos, habiéndose seleccionado naturalmente los ejemplares resistentes, que por ello son muy adecuados para las traslocaciones. Se deben seleccionar los conejos también por su destino, procurando adecuar la tipología de la finca de origen con la de destino: conejos de secano, que en general suelen ser muy resistentes, para fincas de secano; conejos de superficie provenientes de fincas sin suelos excavables, para fincas parecidas, y conejos de madriguera, para lugares con suelos profundos. En general, si es posible, lo mejor sería extraer la población donante de una distancia inferior a 5 km, es decir, muy próxima, lo que asegurará el parecido genotipo y de cepas víricas de las enfermedades. En cualquier caso, es necesario encontrar un proveedor lo más próximo posible.

Una alternativa de provisión de ejemplares es la cría en cautividad de auténticos conejos de monte. Actualmente hay alguna empresa dedicada a ello, y también es realizada por orga-



nismos oficiales (por ejemplo, el Parque Nacional de Doñana). Puede asegurar contingentes numerosos de conejos de pureza genética y estado sanitario perfecto, pero la dificultad de criar auténticos conejos silvestres puede hacer poco viable económicamente esta posibilidad.

Resulta muy recomendable realizar la suelta antes de los periodos reproductivos: principio de la primavera o principios del otoño (Calvete, 2002). En el más recomendable segundo caso, principios de otoño (Figura 7.44), los ejemplares en su mayoría serán adultos y subadultos, sin gazapos y el número de conejos necesario será menor, reduciéndose el impacto sobre las hembras gestantes (estas hembras preñadas abortarán, y perderán esa paridera). Además, la supervivencia es mayor, poseen mayor inmunidad y por tanto se ha comprobado que el éxito de la repoblación es mayor (Letty et al. 2003). Pero, sólo en el caso de poblaciones donantes muy densas es posible conseguir en aquella época, teniéndonos que adaptar al mercado. Por ello, es en primavera cuando se suelen realizar muchas de las repoblaciones debido a que es la época más propicia para las capturas, dependiendo de la empresa ofertante (pero muchos ejemplares serán juveniles, habrá mayor tasa de mortalidad, y se necesitará mayor cantidad, aunque son mas baratos que en otoño). Un punto intermedio puede ser el periodo equinocial final del invierno-principios de primavera, antes de la época reproductora (Cotilla y Villafuerte, 2003), porque garantiza la buena condición nutricional de los animales y abundancia de pastos para los inmediatos meses postsuelta.

Evidentemente se liberarán partidas de conejos que presenten buena condición física general y no sean portadores de enfermedades infecciosas, aunque eso suponga el encarecimiento de la repoblación al eliminar los ejemplares dudosos (si estos no presentan enfermedades y solo debilidad o taras físicas, se pueden mantener en una "cuarentena" constante, hasta recuperarse y entonces proceder a su liberación destinando, por ejemplo, un último vivar con este sentido).

Por tanto se procederá al examen de toda la partida antes de la suelta: buen aspecto y brillo de la piel, mucosas y ojos, flexibilidad de la piel al pinzado con los dedos (síntoma de buena hidratación), ausencia de lesiones traumáticas y oculares (muy comunes en capturas con trampas), ausencia de mordiscos (frecuente en las capturas con hurón), ausencia de incipientes mixomas en pabellones auditivos, área nasal y mentón, etc.

7.4.5. Transporte y cuarentenas de conejos

Como se ha dicho, todos los conejos son extraídos de áreas donde la densidad poblacional es alta, seleccionados por su posible resistencia a las enfermedades víricas. No obstante, no se puede asegurar al 100% la adecuada condición sanitaria, por lo que se someten a vacunación contra las dos enfermedades (hemorrágica vírica y mixomatosis), desparasitación y cuarentena. Recientemente se ha discutido la necesidad de la vacunación, concluyéndose en un experimento la conveniencia de no realizarla (Calvete et al. 2004).



Figuras 7.45. Transporte de conejos en vehículo tipo pick-up. Es reseñable la presencia tanto de alimento fresco como de aislantes entre cajas para evitar que lleguen mojados

Se debe asistir a todas las capturas y/o entregas en las fincas de origen, para asegurarnos de que son auténticos conejos de monte en buenas condiciones. Así mismo, el transporte se realizará por el propio personal, en vehículo cerrado pero bien ventilado, con temperatura controlada (no mayor de 25° C), y en la mayor brevedad posible (Figura 7.45). En el mismo día del transporte se procede a la vacunación (de EHV y mixomatosis),

desparasitación y entrada en cuarentena. Se les desparasita externamente con piretrinas y, si tienen alguna lesión ocular (conjuntiva y/o córnea), se aplica un colirio con antibiótico, por ejemplo, cloramfenicol. La desparasitación puede ser también interna, pero puede tener efectos secundarios graves. Se deben evitar posibles interacciones inmunológicas entre vacunas y otros tratamientos veterinarios. En caso de que sea necesario, se retrasarán las vacunaciones.

A continuación se distribuyen en las jaulas de la cuarentena (Figura 7.46), en dos nave preparadas al efecto (conviene separar la partida por precaución ante un brote de enfermedad), tratando de minimizar el número de conejos por jaula (como máximo 1 macho, 2 hembras y 2 jóvenes por jaula grande). Las jaulas pueden tener 1 o 2 trozos de tubos que les sirvan de refugio y para atemperar el estrés. Son frecuentes las agresiones entre los individuos dentro de la misma jaula, quedando algunos heridos, por lo que es muy importante no juntar nunca machos adultos, y si es posible, tampoco hembras "dominantes", aunque por nuestra experiencia sí puede estar una hembra adulta con otras subadultas o jóvenes. Por ello se procederá al sexado de los animales (para, en la suelta, introducir por vivir una proporción de machos preferentemente inferior al 40% y evitar agresiones y expulsiones entre ellos). Para el sexado se inspeccionará el genital del lagomorfo, siendo la vulva de la coneja en celo gruesa y de color púrpúreo, fina y rosada cuando no está receptiva. El macho presenta el pene reclinado, pero saliente a la presión de los dedos, observándose claramente los testículos de los machos en celo. Hay opiniones sobre la superfluidad del sexaje, ya que los conejos posteriormente a la suelta se redistribuirían (Calvete, 2002; Moreno, 2002), pero también por nuestra experiencia éste es importante y determinante para el éxito de la repoblación.

La cuarentena se puede prolongar como mínimo durante 6 días, ya que la inmunidad se activa a los 4-6 días post vacunación frente a la mixomatosis y 6 días frente a la EHV, debiendo quedar la duración máxima condicionada por la condición del conejo y las posibilidades de mane-

Figura 7.46. Instalaciones para cuarentena de conejos



jo (Calvete et al. 2005). Se controlan las jaulas tres veces diarias, y se les aporta ad libitum agua y pienso de "conejos madre" (rico y equilibrado en proteínas). Además, el primer día se les da zanahorias (alimento muy adecuado para combatir posibles deshidrataciones por la captura o transporte), y el resto, alternativamente, alfalfa, heno, y veza en verde. El último día se vuelve a dar zanahorias, para que salgan bien hidratados. Todas las incidencias se apuntan en una ficha de manejo.

Los grupos creados de la manera antes descrita durante la cuarentena (juntos en una sola jaula o en las jaulas continuas) se mantienen unidos en la suelta, asociados al mismo vivar, de manera que se mantengan juntos ejemplares que hayan desarrollado un vínculo de reconocimiento durante la cuarentena. Aunque no esté demostrado que este método aumente el éxito de la repoblación, los resultados obtenidos son muy positivos (Letty et al. 2005, Fundación CBD, datos propios). A veces se pueden realizar capturas de grupos familiares enteros, al trampaar juntos a todos los componentes del vivar natural (macho, hembra dominante, hembras secundarias y juveniles). Esto se realiza mediante trampas de madriguera o hurón. Este interesante grupo homogéneo debe conservarse en el transporte, cuarentena y suelta final en el vivar artificial. De esta forma minimizarán las agresiones entre los conejos y el asentamiento en el destino será mejor.

La cuarentena, por tanto, consiste en el confinamiento en jaulas de los conejos capturados, separados para evitar agresiones (incluso de uno en uno, aunque la distribución "familiar" antes descrita ha resultado muy positiva) y durante un tiempo variable hasta comprobar la ausencia de conejos enfermos. Se puede dilatar más en el tiempo, hasta reducir la mortalidad en la cautividad a mínimos, engordando y fortaleciendo a los conejos para que en la suelta se encuentren en el mejor estado posible. Sin embargo, los conejos silvestres en cautividad sufren un estrés considerable, con lo que hay que valorar los beneficios o perjuicios del confinamiento. El problema reside en que si no se cuenta con instalaciones adecuadas, o el manejo es incorrecto, pueden ser incluso perjudiciales, comprobándose en algunos casos que repoblaciones sin cuarentenas han sido más exitosas. Sin embargo, la captura, transporte y manejo provocan más estrés que la propia cautividad, y la mortalidad durante la cuarentena está relacionada directamente con las condiciones de manejo previas, además de con la propia condición física individual de los conejos (Calvete et al. 2005)



Figuras 7.47 y 7.48. Aplicación de colirio ante presencia de lesiones y vacunación de conejo de monte, tratamientos previos a su suelta

7.4.6. El manejo

Se insiste en la correcta manipulación de los conejos, indispensable para liberarlos con una aceptable condición física (Figuras 7.47 y 7.48). Algunas personas de los cotos suministradores no demuestran suficiente interés en este aspecto y se debe exigir el máximo cuidado en el manejo. Por ello, si es posible, se controlará todo el proceso: está demostrado que el manejo en la captura es uno de los elementos fundamentales para la viabilidad de la futura repoblación (Letty et al. 2003). En la manipulación de los ejemplares se deben evitar los agarres por las patas posteriores u orejas, o por los riñones, siendo más conveniente pinzarlos por la piel del lomo: no produce lesiones al conejo, ni arañazos ni mordiscos al manipulador (Calvete, 2002).

La captura más recomendable es con trampas, por ejemplo en la zona de alimentación (cercones de malla o redes situados en las siembras o pastizales, método que puede permitir gran número en poco tiempo aunque puede producir lesiones a los conejos), trampas de madriguera, con cebo, u otras con poco riesgo de lesiones. El "huroneo" debe realizarse fuera de la época reproductora de los conejos (al hurón le resulta fácil atrapar los gazapos), y si se realiza es recomendable el bozal. Últimamente, además, se pueden usar hurones castrados, que no impregnan de olor el vivar de los conejos. Los conejos capturados se deben retirar de la finca de origen como máximo a los dos días de la captura, y deben guardarse en jaulas o en condiciones de semilibertad, con comida y agua y en un ambiente tranquilo. Por otra parte, las capturas realizadas con métodos terrestres pueden implicar un mayor número de machos, mientras que las realizadas mediante huroneo pueden tener mayor porcentaje de hembras (Fundación CBD, datos propios).

Una vez recogidos los conejos en la finca de origen, se transportan en jaulas, preferentemente de madera o metal, en pequeños grupos de como máximo 3 individuos y con una altura interior que no permita el amontonamiento. Las jaulas previamente se habrán limpiado e impregnado con insecticida. Tal y como se ha comentado, es muy importante que el vehícu-

lo tenga aireación y temperatura adecuadas (se puede controlar desde el conductor con un termómetro digital con control remoto). En ningún caso deben producirse corrientes directas de aire que afecten a los conejos, ya que resultan fatales. El transporte debe realizarse con algo de comida hidratante, por ejemplo zanahorias. En el caso de que se apilen cajas el suelo de cada nivel debe estar tapizado de material absorbente (papel o tela) que evite que los orines lleguen a los niveles mas bajos (lo más recomendable es no apilar las cajas, pero para eso hay que disponer de un vehículo muy amplio).

Una vez llegado al destino se procede a la anteriormente descrita vacunación y cuarentena. Al finalizar esta última se procede al transporte final, tan delicado como desde la finca de origen.

7.4.7. La suelta de los conejos en el campo

Los vivares deben revisarse con anterioridad a la suelta, comprobando que ninguno se encuentra inundado, colapsado, o con inquilinos indeseables (a veces son colonizados por topillos, pero también pueden ocuparlos reptiles) o por otros conejos.

Se liberan en pequeños lotes, unos de 5-6 conejos por cada vivar artificial (Figuras 7.49 a 7.51), aunque cuantos menos conejos por vivar, mejor, y así se evitan las agresiones internas



Figuras 7.49, 7.50 y 7.51.- Sueltas de conejos por parte de los propietarios de las fincas

en el grupo, pero para ello se debe disponer de numerosos vivares artificiales. La relación de sexos debe ser de al menos 50 % de hembras o con una estructura de sexos y edades lo más similar posible a las poblaciones naturales (60% hembras adultas y jóvenes y 40%, machos; pero para una repoblación lo mejor es una alta relación de hembras). En el caso de que se haya podido crear un grupo familiar (sea porque se capturaron juntos o porque se juntaron en la cuarentena) se soltarán agrupados en el mismo vivar. Como el sexado ya se había realizado a la entrada en la cuarentena, al transportarlos juntos y en cajas numeradas los conejos de cada jaula de cuarentena se soltarán en el mismo vivar, y se sabrá que hay una correcta proporción.

En general el número necesario para traslocaciones en lagomorfos es complicado, y deberá estar condicionado por la importancia de la predación (Brown y Litvaitis, 1995). En general una población numerosa tiene mayor probabilidad de superar epidemias de enfermedades, pero las sueltas numerosas pueden actuar como atrayentes de predadores. En el caso de cercados preparados para impedir o reducir la predación, el número puede incrementarse.

Las bocas de entrada a los vivares habrán permanecido tapadas (por ejemplo con piedras grandes o tocones de madera) hasta el momento de la suelta, con objeto de evitar que fuesen ocupados por conejos residentes que ahora expulsarían a los ejemplares de repoblación (interacciones agresivas por cuestiones territoriales) u otros animales. Después de la introducción de los conejos en los vivares, se puede introducir algo de comida hidratante (por ejemplo zanahorias o remolacha) y se vuelven a tapar las bocas (un tiempo mínimo de tres horas en cercados; sin cercar, preferentemente una noche entera), para que se tranquilicen, reconozcan, aclimaten y acostumbren al nuevo vivar. Posteriormente se abren las bocas, y se deja la zona tranquila. Es recomendable que la apertura de los vivares tenga lugar a primera hora de la mañana, de tal forma que dispondrán de tiempo suficiente para explorar los alrededores cuando los predadores terrestres menos se desplazan. Los conejos aceptarán y permanecerán sin problemas en los vivares artificiales, aprendiendo a buscar protección en ellos desde el principio. Si poseen buenos vivares y refugio la dispersión postsuelta es pequeña o nula (Moreno et al. 2004).

La máxima mortalidad de conejos en una repoblación se produce en la primera semana, especialmente en las tres primeras noches (Calvete et al. 1997). Hay estudios que indican que dependiendo de la época de la suelta, la mortalidad por predación durante los primeros 8-10 días puede llegar al 60-90% (Moreno, 2002). Los zorros, principalmente, depredarán sobre los conejos, que son capturados con facilidad por no reconocer aún su nuevo territorio. Además, se produce la llamada "predación múltiple", es decir que los predadores ante la gran disponibilidad de presas, matan muchos y en poco tiempo. Para minimizar dicho riesgo se adoptarán dos medidas:

- Horario de suelta: por la mañana. Esto es fácil si la zona de cuarentena se encuentra cerca de la finca de destino, pero si los conejos llegan después del mediodía, se pue-



den dejar encerrados hasta la mañana siguiente, evitando las horas de actividad de estos predadores generalistas: el crepúsculo y la noche.

- Disuasión de los predadores. Durante el resto del día de la suelta y las tres primeras noches es recomendable patrullar la zona para mantener alejados, en la medida de lo posible, a los predadores (en algunos casos se han usado focos, luces fijas o transistores de radio emitiendo continuamente en los alrededores de la zona de repoblación, nunca en el interior, lo que podría resultar contraproducente porque asustaría a los conejos que pretendemos fijar) (Shivik, 2006). El control de predadores generalistas (autorizado) en las cercanías de la repoblación en algunos casos puede ser recomendable (aunque ver Baker y Harris, 2006). Para realizarlo se pueden emplear caza con perros de madriguera en primavera, esperas nocturnas, batidas autorizadas, quizás cajas trampa autorizadas y revisadas frecuentemente. El principal problema que presenta actuar directamente sobre el predador es que los efectos se mantienen sólo mientras dura la presión, lo que obliga a mantener el esfuerzo indefinidamente. Se deben evitar las repoblaciones en zonas con árboles de gran porte dentro de la unidad de gestión o por lo menos vivares justo debajo de posaderos, que puedan usarse como tal de algunas rapaces (por ejemplo el búho real es capaz de ir cazando a la espera desde el posadero, mientras los conejos salen de los vivares). De todas formas, está demostrado que además del zorro (especie oportunista sobre la que recae socialmente toda la culpa), los mayores daños los producen perros y gatos asilvestrados, y el jabalí. Además es posible aumentar la supervivencia de los conejos asegurando la protección de los vivares por algún método que dificulte la predación, como el ya citado pastor eléctrico, que dificulta el paso a la zona de los vivares. Pero hay que tener en cuenta que siempre es conveniente una cierta predación, conviviendo los conejos con predadores que eliminen y seleccionen a los ejemplares enfermos o menos aptos.

Finalmente, debemos indicar que es importante la revisión y vigilancia periódica de los vivares para ver la evolución de la repoblación (y aprender de aciertos y errores), la posible existencia de furtivos, el cerramiento de las mallas, nuevas siembras, mantenimiento del pastor eléctrico, bebederos y comederos y cualquier eventualidad que pueda surgir. Si la repoblación va bien, una vez ocupados los refugios que se han creado en el entorno de la repoblación habrá que planificar medidas para su expansión. Una medida eficaz es la construcción de nuevos refugios en la periferia. Otras medidas que se puedan llevar a cabo para el fomento del lagomorfo han sido descritas en los apartados 7.2. y 7.3.

7.4.8. Evaluación de las repoblaciones con conejos

Al ser las repoblaciones técnicas complejas y caras, es conveniente hacer un seguimiento y evaluación de cada una. A continuación se presentan datos del seguimiento de las repoblaciones efectuadas en el marco de los proyectos realizados.

EXPERIENCIAS CON REPOBLACIONES

Toma de datos: conteo y clasificación de los excrementos de conejo encontrados en las bocas de cada uno de los refugios instalados o en sus inmediaciones (en caso de que el refugio no posea bocas propiamente dichas). Se asigna una actividad de conejo teniendo en cuenta la presencia de excremento reciente y excremento de conejo joven, pudiendo permitir la comparación entre refugios de semejantes características.

Fechas del seguimiento: primaveras primera, segunda y tercera tras la suelta de los conejos introducidos

Resultados: Los datos ponen de manifiesto que incluso en la tercera primavera tras la suelta se mantienen niveles de actividad y de cría elevados, aunque convendría seguir estudiando esta evolución a más largo plazo. No obstante conviene tener en cuenta la diversidad de factores que condicionan los resultados (número de conejos soltados, incidencia de enfermedades, idoneidad del hábitat colindante, número variable de vivares, entre 13 y 57 vivares por unidad de actuación, etc.).

REPOBLACIONES	Evaluación 1ª primavera			
Fincas con densidades de conejo bajas	Nº fincas	14	Nº unidades actuación	19
	Nº total de vivares evaluados			369
	Rango del nº de bocas/refugio			1-16
	% refugios totales con actividad			80
	% refugios totales con cría			72
	Evaluación 2ª primavera			
	Nº fincas	6	Nº unidades actuación	7
	Nº total de vivares evaluados			160
	Rango del nº de bocas/refugio			2-9
	% refugios totales con actividad			74
	% refugios totales con cría			33
	Evaluación 3ª primavera			
	Nº fincas	6	Nº unidades actuación	6
	Nº total de vivares evaluados			144
	Rango del nº de bocas/refugio			2-13
% refugios totales con actividad			62	
% refugios totales con cría			45	

Figura 7.55. Evaluación de experiencias con las repoblaciones

Capítulo 8



La gestión cinegética



Capítulo 8

LA GESTIÓN CINEGÉTICA

Alfonso San Miguel, Jaime Muñoz, Francisco Guil, Luis Mariano González,
Francisco M^a García, Fernando Silvestre, Carlos Rodríguez-Vigal

8.1. INTRODUCCIÓN

Resulta indudable que el lince ibérico, como predador, afecta a las poblaciones de especies de interés cinegético, y también que se ve afectado por ellas y por todas las actividades relacionadas con la caza. Al capturar especies de caza menor, el lince reduce sus poblaciones. Sin embargo, también actúa como super-predador, y desplaza de su territorio a otros carnívoros generalistas, e incluso preda sobre ellos, con lo que hace disminuir sus densidades y, por consiguiente, favorece a sus especies-presa. Como ya se ha expuesto en los capítulos 2 y 3 de este Manual, el balance final resulta positivo: se puede afirmar con rotundidad que el lince ibérico es un buen aliado de las especies de caza menor.

Sin embargo, las relaciones del lince con la caza no se limitan a las interespecíficas. El felino también se ve afectado por la actividad cinegética de muy diversas formas:

- a) Por las modificaciones que ésta impone a las poblaciones de interés cinegético. En principio, la actividad cinegética reduce el número de presas potenciales para el lince. Sin embargo, también es verdad que, por su propio interés, los cazadores hacen todo lo posible por incrementar las poblaciones de las especies que cazan, y de ese modo favorecen al felino. En general, el abandono de una gestión que favorezca a la caza menor resulta perjudicial para el lince.
- b) Por los efectos directos que la práctica cinegética pudiera tener sobre el lince ibérico. La actividad cinegética puede afectar, en mayor o menor grado, al felino, en función de los métodos que se emplean, de su intensidad e, incluso, del comportamiento de los cazadores.

- c) Por las alteraciones que las especies de interés cinegético pudieran provocar sobre el lince o sobre sus principales especies-presa. Es el caso, por ejemplo, del jabalí, cuya proliferación afecta sensiblemente a las poblaciones de conejo y, como consecuencia, a las de lince ibérico.
- d) Por las modificaciones del hábitat del lince que pudieran provocar las actuaciones de mejora de los cazaderos.
- e) Por los derivados de las actividades de control de predadores generalistas.

Todo lo expuesto pone en evidencia que el lince ibérico se puede ver afectado con cierta intensidad por la actividad cinegética, pero se ha demostrado que no es incompatible con ella. Buena prueba de ello es que el lince aparece en sierra Morena casi exclusivamente en fincas de caza y, de hecho, uno de los principales obstáculos para la conservación del felino es la percepción de propietarios de fincas, gestores y cazadores de que la presencia de esa especie supone irremisiblemente importantes medidas restrictivas para la actividad cinegética (Fundación CBD-Hábitat, 2006c), situación que no tiene por qué plantearse. En ese sentido es importante poner de manifiesto que, si es necesario aplicar alguna medida restrictiva, éstas deben limitarse a lo estrictamente imprescindible. Por todo ello, hemos considerado necesario dedicar un capítulo de este Manual a analizar las actividades relacionadas con la gestión cinegética que afectan al lince ibérico o a su hábitat, así como a destacar aquellas que consideramos más adecuadas para su conservación. No obstante, habida cuenta de que en un trabajo reciente (González y San Miguel, 2004) seleccionamos y describimos algunas buenas prácticas de gestión del hábitat tanto para la caza menor como mayor, ahora nos centraremos más en las interacciones de la propia actividad cinegética con el lince ibérico.

8.2. CAZA MENOR

¿Es compatible la práctica de la caza menor con la presencia de lince ibérico? Probablemente sea ésta una de las preguntas que con mayor frecuencia se plantean tanto los propietarios de fincas como los científicos y técnicos involucrados en la conservación del felino. Si tenemos en cuenta que actividad cinegética se ha practicado durante siglos en los territorios linceros, es evidente que esa compatibilidad ha sido posible. Ahora bien, ¿lo es en la actualidad teniendo en cuenta las difíciles situaciones del lince ibérico y el conejo de monte? ¿Lo es con los actuales planteamientos de la caza menor, que en muchos casos no coinciden, ni en métodos ni en intensidad, con los tradicionales? La Estrategia para la Conservación del Lince Ibérico en España (Dirección General para la Biodiversidad, 2006) pone de manifiesto que una actividad cinegética responsable es perfectamente compatible con la conservación del felino, y por eso la apoya. Sin embargo, existen muchas cuestiones de detalle que todavía siguen siendo objeto de estudio y discusión. Por eso, hemos considerado conveniente analizarlas con cierto detenimiento.

Figura 8.1.- La perdiz (*Alectoris rufa*) es una especie de caza menor que se ve claramente beneficiada por la presencia del lince ibérico. De hecho, en las fincas linceras, aunque el hábitat no es especialmente adecuado para la perdiz, su abundancia suele ser alta, y por ello se suele cazar con reclamo.



A todos los que no conocen con cierta profundidad la problemática del lince ibérico les parecerá que, dada su condición de predador, la presencia del felino en una finca de caza menor resulta perjudicial tanto para las especies objeto de caza como para los cazadores. Afortunadamente, como indicamos con anterioridad, los trabajos científicos que se han realizado sobre el particular (Valverde, 1963, 1967; Palomares et al., 1995; Fedriani et al., 1999; Palomares, 1999; Fundación CBD-Hábitat, 2006a, 2006b) y la propia experiencia de los propietarios de fincas en las que vive y se reproduce el lince permiten afirmar con rotundidad que su presencia favorece al conejo y otras especies de caza menor (Figura 8.1) y que, de ese modo, se crea una relación de mutua dependencia entre predador y presas. El conocimiento de esa relación resulta trascendental para la conservación del lince ibérico, y así se ha reconocido recientemente, cuando han sido las propias asociaciones de cazadores las que han solicitado colaborar en los proyectos de conservación del lince ibérico. Ahora bien, también es obligado señalar que para que tanto cazadores como propietarios de fincas vean al lince como aliado es imprescindible que las Administraciones (europea, española y autonómica) hagan todo lo posible para evitar que la presencia del felino en una finca llegue a convertirse en una molestia o un inconveniente; para conseguir que, por el contrario, sea considerada como una verdadera suerte y un motivo de orgullo, porque supondrá un mayor apoyo y reconocimiento por parte de esas Administraciones. En ese sentido, resulta fundamental evitar que la presencia del lince se traduzca sólo en prohibiciones o limitaciones de uso y gestión y que si éstas son absolutamente imprescindibles, se vean compensadas con creces de algún otro modo: por medio de ayudas económicas, apoyo técnico y reconocimiento, por ejemplo. De hecho, si existe presencia de lince en sierra Morena es porque los propietarios han llevado a cabo una buena gestión y, como consecuencia, son las Administraciones encargadas de garantizar la conservación del lince las primeras interesadas en mantener o mejorar esa gestión. Sólo de ese modo se conseguirá vencer completamente los lógicos recelos de propietarios y caza-

dores y se avanzará tanto en el conocimiento de la actual distribución del lince ibérico (probablemente existan fincas con presencia de la especie que no se conocen simplemente porque sus propietarios tienen miedo de comunicarlo) como en la ampliación de sus territorios y poblaciones (también es probable que algunos propietarios que pudieran llegar a tener lince en sus fincas no tengan ningún interés en conseguirlo, sino todo lo contrario).

Ya se ha puesto de manifiesto que existe una relación de mutuo beneficio entre el lince ibérico y las poblaciones de especies de caza menor, especialmente de conejo. Ahora bien, ¿qué pasa con la actividad cinegética?, ¿perjudica al felino? Esas preguntas pueden ser analizadas desde dos puntos de vista: a) ¿resulta perjudicial para el lince la extracción de especies de caza menor que supone la caza? y b) ¿molesta o perjudica la actividad cinegética al lince?

La respuesta a la primera pregunta puede parecer obvia, ya que es evidente que la extracción de sus presas reduce la oferta de alimento para el lince. Sin embargo, la cuestión no resulta tan sencilla, ya que también hay que tener en cuenta que, como todas las variantes de la gestión forestal, la actividad cinegética racional implica necesariamente la conservación o incremento de los recursos que gestiona, en este caso piezas de caza menor. De ese modo, la cuestión se puede ver de un modo completamente distinto, ya que es precisamente esa actividad la que garantiza el suministro continuado de presas para el felino. Como dijimos anteriormente, los cazadores, por su propio beneficio, son los primeros interesados en mantener las poblaciones de especies de interés cinegético en los mayores niveles posibles, y de ese modo se convierten en aliados del lince. Ese es, precisamente, el planteamiento que adopta, con respecto a la actividad cinegética, la Estrategia para la Conservación del Lince Ibérico en España (Dirección General para la Biodiversidad, 2006).

Con respecto a la segunda pregunta, la contestación no es tan sencilla, porque depende de los métodos que se empleen, de su intensidad y del comportamiento personal de los cazadores. En general, se puede afirmar que el lince ibérico requiere tranquilidad en sus territorios, y que los disparos, la actuación de los perros y el resto de aspectos relacionados con la actividad cinegética le perturban. No obstante, si el hábitat proporciona suficiente refugio al felino, y si la caza no se practica de forma ni muy frecuente ni muy intensa, el lince ibérico tolera con cierta facilidad esa actividad.

Una de las variantes de caza menor que con mayor frecuencia se practican en los actuales territorios linceros es la caza de perdiz con reclamo. Se trata de una actividad que prácticamente no provoca perturbaciones al lince ibérico: no implica la utilización de perros, no produce ruidos, los disparos son escasos y la extracción de piezas es muy moderada. Sin embargo, se realiza en primavera, una época especialmente sensible para el lince, y en especial para las hembras con crías, y encierra un peligro: que sea el propio lince el que intente atacar al reclamo. Por ello, resulta absolutamente imprescindible que los cazadores que practican esta modalidad de caza, los denominados "cuquilleros", en sierra Morena que generalmente son hombres de campo con una gran afición por esa modalidad cinegética, estén perfectamente

informados de la presencia del "gato" en su zona de caza y sean conscientes de la enorme importancia de su conservación para evitar accidentes o actos irresponsables.

La caza a ojeo tampoco altera con intensidad al lince ibérico ya que, al menos en su variante tradicional, se realiza con poca frecuencia, aunque implique la extracción de un gran número de piezas. No obstante, la inmensa mayoría de éstas son perdices, no conejos, y para poder practicar esa modalidad es necesaria una gran abundancia de caza, lo que beneficia al lince ibérico. En general, se puede afirmar que resulta una modalidad cinegética perfectamente compatible con la presencia del felino aunque, como señalamos en el párrafo anterior, es probable que éste pueda llegar a entrar a alguno de los cazadores apostados, y por ello resulta absolutamente imprescindible informar a los cazadores de la presencia del felino en la zona de caza.

Por los mismos motivos expuestos en los casos anteriores, la caza del conejo con hurón, cuando se realiza con permiso legal y de acuerdo con lo estipulado por la normativa, también es compatible con la presencia del lince ibérico. Sin embargo, es imprescindible garantizar que esa modalidad cinegética no implique reducciones significativas de las poblaciones de conejo.

Para finalizar, la caza en mano es la modalidad cinegética que más intensamente puede afectar al lince ibérico, no por el número de extracciones ni por la intensidad de las perturbaciones que provoca, sino por la frecuencia con la que se puede llegar a practicar. A pesar de ello, se trata de una forma de caza que resulta compatible con la presencia del lince y que, dadas las características de su hábitat, en especial la abundancia de matorral y arbustado, no se practica de forma habitual. Por otra parte, muchos de los problemas que llega a plantear se pueden paliar de forma significativa planificando adecuadamente la actividad cinegética, reduciendo en la medida de lo posible el número de días de caza y dejando de cazar cuando el número de piezas capturadas evidencie un descenso excesivo de las poblaciones de especies de interés cinegético (método de estimación de número de capturas por unidad de esfuerzo – Krebs, 1999).

Con respecto a la caza específica del conejo, existen algunos aspectos que conviene tratar con cierto detalle. El primero es, obviamente, si se debe cazar el conejo en las fincas lindeceras. La respuesta que dan los especialistas es que, de acuerdo con lo establecido por la ya citada Estrategia para la Conservación del Lince ibérico en España (Dirección General para la Biodiversidad, 2006), se puede llevar a cabo una actividad cinegética responsable sobre poblaciones con densidad suficientemente alta como para poder recuperarse durante el periodo de veda; sin embargo, no debe realizarse cuando esa densidad sea excesivamente baja. En ese sentido, se estima (Sáenz de Buruaga, 2005) que el conejo no debe ser objeto de caza cuando su densidad poblacional anual sea inferior a 1 individuo/ha. Con respecto a las fechas, si las poblaciones no son especialmente densas se recomienda concentrar la caza en otoño, pero antes del inicio del periodo de reproducción, con el objeto de evitar perturbaciones en esa actividad tan trascendental para la supervivencia del lagomorfo. Para finalizar, también se discute sobre la conveniencia de practicar el denominado "descaste" del conejo durante el periodo estival. Aunque existen motivos tanto para justificar esa posibilidad como para rechazarla,

los especialistas (Sáenz de Buruaga, 2005) recomiendan evitarla y, si acaso, sustituirla por extracciones de conejos vivos que pudieran ser utilizados para translocaciones.

Una buena ordenación cinegética es básica para la conservación del lince ibérico. En la mayor parte de las fincas linceras ya existe esa ordenación, lo que, al garantizar una oferta abundante de especies presa, en especial conejo, hace posible la presencia del felino. Además de los periodos de veda y el establecimiento de cupos, conviene considerar la posibilidad de delimitar áreas de reserva en zonas con presencia más intensa del felino. Su finalidad es doble: por una parte, garantizar la tranquilidad del predador en las denominadas Áreas Sensibles (González y San Miguel, 2004) y, por otra, establecer un área "fuente" de especies-presa, cuya elevada densidad poblacional permite su dispersión al resto de la finca (Mykytowycz y Gambale, 1965).

La mayoría de las actividades orientadas a mejorar el hábitat para la caza menor, que ya fueron descritas en el capítulo 6 de este Manual, repercuten positivamente en la conservación del lince ibérico.

8.3. CAZA MAYOR

Las relaciones del lince con las especies de caza mayor y con esa propia modalidad cinegética son menos claras. El lince ibérico puede actuar como predador de las especies de caza mayor, especialmente crías, jóvenes y hembras. Sin embargo, lo hace sólo de forma muy eventual, por lo que ni su efecto sobre esas poblaciones se puede considerar apreciable ni se puede estimar que los ungulados puedan contribuir de forma sustancial a satisfacer las necesidades alimenticias del lince. A pesar de ello, algo ayudan, sobre todo si se trata de especies de tamaño relativamente pequeño, como el muflón (*Ovis ammon musimon*) o el gamo (*Dama dama*). Ahora bien ¿cómo afectan las especies de caza mayor al lince? En general, se puede afirmar que la influencia de cérvidos y bóvidos es pequeña si sus densidades poblacionales son razonables, de hasta 15-20 individuos/km², o incluso ligeramente mayores si la oferta de alimento herbáceo de calidad es significativa. Pueden competir en alguna medida con el conejo de monte por los pastos, pero creemos que no de forma sustancial. Lo hacemos, en primer lugar, porque tanto el conejo como el lince ibérico han convivido durante siglos con rebaños de ovejas y cabras, cuya competencia era, con seguridad, más intensa. Por otra parte, esos rumiantes consumen pasto, pero al hacerlo también lo mejoran, con lo que hasta cierto punto compensan ese consumo si las densidades son, como dijimos, razonables (Rueda, 2006). En último término, no parece que la cantidad de pasto sea un factor limitante para las poblaciones de conejo, y menos aún cuando éstas presentan niveles poblacionales bajos o muy bajos. Sin embargo, no se puede afirmar lo mismo del jabalí (Figura 8.2). De hecho, ese súido preda con frecuencia sobre gazaras de conejo, por lo que el incremento de sus poblaciones, promovido por la práctica totalidad de las fincas de caza mayor, resulta una circunstancia muy desfavorable para el lince, y muy especialmente cuando los sustratos litológicos no facilitan la construcción de vivares, como sucede con los constituidos por cuarcitas, pizarras o esquistos.

Otro de los efectos que la caza mayor provoca sobre el lince es el derivado de su forma de gestión del territorio. En general, dedicar una finca a la caza mayor, en comparación con hacerlo a la menor, puede traducirse en una menor intensidad y diversidad de actuaciones. Las consecuencias pueden ser un mayor cerramiento de la vegetación leñosa, reducción de la heterogeneidad de las cubiertas vegetales o abandono del control de predadores generalistas, todo lo cual, quizás pueda ser perjudicial para el lince ibérico.

El último aspecto de relevancia es el relacionado con el sistema de aprovechamiento cinegético que se elija. La caza a rececho tiene un efecto muy moderado, casi desdeñable, sobre el lince ibérico, ya que se realiza de forma puntual, en épocas muy poco peligrosas y con un riesgo muy moderado de accidentes o imprudencias. Sin embargo, no sucede lo mismo con la montería, especialmente con las variantes actuales, que requieren altas densidades de reses y la utilización de un gran número de rehalas. Es verdad que en muchas de las fincas donde el lince vive y se reproduce, se practica la montería, y también que los guardas con mayor experiencia afirman que el felino tiene recursos sobrados para librarse de perros y cazadores. Sin embargo, también es evidente que los perros pueden perturbar, a veces con cierta intensidad, al felino, en especial a los individuos jóvenes, y también que el hecho de que algún ejemplar pueda entrar a los cazadores apostados implica siempre un cierto riesgo de accidentes o imprudencias. Por ello, creemos necesario recordar que la caza a rececho resulta mucho más indicada que la montería para las fincas linceras y que, en caso de practicarse ésta última, es imprescindible informar detalladamente a los cazadores de la presencia del felino y reducir, en la medida de lo posible, la utilización de rehalas, o al menos controlar muy estrechamente su comportamiento en el campo.

Figura 8.2. El jabali (*Sus scrofa*), especie de caza mayor cuya densidad poblacional se ha incrementado fuertemente en muchas fincas linceras, es un importante predador de gazaperas. Por eso, su abundancia resulta muy perjudicial para el felino.



8.4. CONTROL DE PREDADORES GENERALISTAS

8.4.1. Introducción

En un Manual sobre la gestión del hábitat del Lince ibérico resulta obligado abordar la problemática relacionada con el control de predadores. Como se ha mencionado en capítulos precedentes, las zonas con presencia actual o potencial de lince ibérico cuentan con especies de caza menor que suelen ser objeto de aprovechamiento cinegético. Entre las actuaciones de mejora de esas poblaciones de caza menor, las relativas al control de predadores generalistas, principalmente zorros, suelen ser las más valoradas por los gestores cinegéticos; al ser consideradas muy beneficiosas para facilitar el establecimiento de las repoblaciones con conejos o como complemento para otras medidas de fomento de las poblaciones del mencionado lagomorfo o de la perdiz roja. Así, circunscribiéndonos más específicamente al hábitat del lince ibérico, no resulta exagerado afirmar que prácticamente todo coto privado con cierta abundancia de conejos y perdices lleva a cabo, con más o menos eficacia, actuaciones para controlar las poblaciones de zorros (Figura 8.3). De hecho, algunos propietarios de fincas de caza menor que se han pasado a la caza mayor alegan que uno de los motivos que les han llevado a hacerlo es la dificultad de control selectivo de predadores generalistas por medios legales. Por ello, los efectos derivados de inadecuadas labores de control del mencionado cánido son responsables del mayor número de conflictos con la fauna silvestre no cinegética, pudiendo tener repercusiones especialmente negativas sobre especies en peligro crítico de extinción como nuestro lince ibérico. Por otra parte, la presencia de ese felino en una finca podría llegar a constituir un obstáculo para que su propietario llevase a cabo un eficaz control de predadores generalistas, y de zorro en particular, lo que supondría un agravio comparativo con respecto a fincas que no cuentan con la presencia del felino. Como consecuencia de las razones expuestas con anterioridad, el presente capítulo analiza la situación con carácter general, pero se centra principalmente en la problemática relacionada con el control de las poblaciones de zorros.

8.4.2. Marco normativo.

Desde el punto de vista legislativo, el control de predadores está regulado por diferentes textos de índole internacional, comunitaria, estatal y autonómica, tratando de hacer compatibles los legítimos derechos a la propiedad privada y libertad de empresa, con la obligación legal (internacional, europea, española y autonómica) de proteger la fauna y flora silvestres. A continuación, resumimos algunos de los aspectos más importantes correspondientes a las principales normas que regulan la materia.

Convenios internacionales

Convenio de Berna. Relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa. Celebrado en Berna el 19 de septiembre de 1979 y ratificado por España a través del



Figura 8.3. Zorro (Vulpes vulpes): ejemplo paradigmático de predador generalista.



BOE de 1 de octubre de 1986. En su artículo 8 este convenio establece que "las Partes contratantes prohibirán la utilización de todos los medios no selectivos de captura y muerte (...)", en particular de los medios enumerados en el Anexo IV". En dicho anexo figuran, para los mamíferos, las trampas en general siempre que se empleen para la captura o muerte masiva o no selectiva.

La Unión Europea

La Directiva 92/43/CEE de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales de la fauna y flora silvestres (DO L 206 de 22/7/1992), prohíbe el empleo de métodos y medios de captura y de sacrificio no selectivos de mamíferos (en la letra "a" de su Anexo VI prohíbe expresamente las "trampas no selectivas en su principio o en sus condiciones de empleo").

Específicamente con respecto a los ceptos, su uso en la Comunidad Europea ya estaba prohibido sin ningún tipo de excepción desde la aplicación del Reglamento (CEE) nº 3254/91 del Consejo, de 4 de noviembre de 1991 (DO L 308 de 9/11/1991).

Acuerdos internacionales en materia de captura no cruel

Más recientemente, en concreto en el año 1998, la Comisión Europea firmó dos acuerdos internacionales sobre normas de captura no cruel que se espera sirvan de base para necesaria regulación del sector en los próximos años. El primero de ellos se adoptó mediante la Decisión 98/142/CE del Consejo, de 26 de enero de 1998, relativa a la celebración de un acuerdo entre la Comunidad Europea, Canadá y la Federación de Rusia sobre normas internacionales de captura no cruel, así como un Acta aprobada por Canadá y la Comunidad Europea, relativa a la firma del mencionado Acuerdo (DO L 42 de 14/2/1998). Éste se aplica de forma

provisional entre la Unión Europea y Canadá desde 1999, a la espera de su entrada en vigor, para lo que se requiere su ratificación por la Federación de Rusia. El segundo compromiso se adoptó mediante la Decisión 98/487/CE del Consejo, de 13 de julio de 1998, relativa a la celebración de un Acuerdo internacional en forma de Acta entre la Comunidad Europea y los Estados Unidos de América en materia de captura no cruel (DO L 219 de 7/8/1998).

Como objetivos básicos comunes a ambos acuerdos se destacan, entre otros, los dos siguientes: por un lado, establecer normas de captura no cruel con el fin de garantizar un nivel suficiente de bienestar a los animales capturados; por otro, prohibir, en el plazo acordado, todas las trampas destinadas a matar o a retener que no cumplan con las normas de captura no cruel.

Complementariamente, el primero de los acuerdos exige a las partes firmantes establecer procedimientos de certificación de las trampas de conformidad con las normas. Otro aspecto destacado de este acuerdo es que insta a las autoridades competentes a garantizar la adecuada cualificación de los usuarios de las trampas en sus respectivos territorios.

El Estado Español

En línea con el convenio de Berna, la Ley 4/1989, de 27 marzo, de conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna silvestres, prohíbe, en su artículo 34.a., "la tenencia, utilización y comercialización de todos los procedimientos masivos o no selectivos para la captura o muerte de animales".

Por su parte, el Real Decreto 1997/1995, de 7 diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres (BOE 310 de 28/12/1995), transpone a nuestro ordenamiento jurídico interno la Directiva 92/43/CEE. Recogiendo lo expresado por la directiva, en su artículo 12, este Real Decreto prohíbe los métodos y medios de captura y sacrificio que figuran en su Anexo VI, entre los que constan, para los mamíferos, las "trampas no selectivas en su principio o en sus condiciones de empleo".

Las Comunidades Autónomas

Bien a través de las leyes autonómicas de caza, o bien conjuntamente con las respectivas de conservación de la flora y fauna silvestres, las comunidades autónomas deben respetar las normas de orden superior (internacionales y estatales), pudiendo establecer normas adicionales de protección. En este contexto, y en lo referente al tema que nos ocupa, desde la sentencia 102/95 del Tribunal Constitucional, y siempre respetando los acuerdos internacionales, compete a las comunidades autónomas determinar los procedimientos prohibidos de caza. En este sentido, en general todas las autonomías han venido recogiendo, más o menos fielmente, las prohibiciones de rango superior antes mencionadas y no ha sido habitual el establecimiento de normas más restrictivas.

8.4.3. Métodos de captura de zorros actualmente autorizados.

El zorro es una especie cazable, y por tanto objeto de aprovechamiento cinegético ordinario. Sin embargo, perdido su tradicional valor peletero, la afición a la caza del zorro en nuestro país es, actualmente, muy escasa y los ejemplares abatidos al ir en busca de otras especies no se consideran suficientes para controlar sus poblaciones. En algunas comarcas, principalmente durante la época de celo y cría, se practica una caza especializada ayudándose de perros adiestrados (principalmente de las razas: Jagd Terrier, Fox Terrier y Teckel) para introducirse en las zorreras, provocando la salida de los zorros, que son abatidos por los cazadores que esperan en el exterior.

Los dos métodos más comúnmente empleados para la captura de zorros en España, y para los cuales se requiere autorización administrativa, son las cajas trampa con cebo vivo y los lazos con tope. Estas autorizaciones se suelen dar por tiempos limitados, requieren revisión diaria y puesta en conocimiento de la administración de la ubicación de las trampas, y se conceden exclusivamente para la captura "selectiva" de zorros; exigiéndose a los autorizados liberar e informar a la administración de la captura de cualquier otra especie no objetivo.

Con respecto a las cajas trampa, actualmente existen en el mercado numerosos modelos de diferentes tamaños y mecanismos de funcionamiento. Dadas las dificultades logísticas que entraña transportar y mantener estas trampas, el recurso habitual de muchos cotos suele ser recurrir a cajas de pequeñas dimensiones como la mostrada en la Figura 8.4. Dado que en los diversos textos regulatorios el factor humano es un elemento más del sistema de captura, el empleo de cajas-trampa es perfectamente legal. No obstante, si bien cuando se realizan revisiones diarias los animales capturados no parecen presentar daños de consideración (Harris et al., 2006), las bajas efectividades y selectividades intrínsecas (selectividad del propio meca-



Figura 8.4. Caja-trampa utilizada frecuentemente para la captura de zorros. Puertas de cierre (1) accionadas por pletina interior (2). 3: Cámara anexa exterior para la colocación del cebo vivo.



Figura 8.5. Lazo comúnmente utilizado para la captura de zorros. Los principales parámetros que fijan las autorizaciones administrativas que regulan su uso son: 1, la distancia al suelo; 2, la apertura al ser colocado; 3 la disposición del tope que determina el diámetro final de cierre. En este caso los lazos son dispuestos en pequeñas alineaciones de matorral o restos de poda (alares); un sistema de colocación que según investigaciones propias recientes puede resultar bastante selectivo para la captura de zorros y sin daños de consideración, habiendo superado los estándares de captura no cruel exigidos por lo acuerdos internacionales que en esta materia tiene suscritos la Unión Europea.

nismo) mostradas por las cajas trampa en los estudios realizados hasta la fecha (Herranz et al., 1999; Duarte y Vargas, 2001; Ferreras et al., 2003; Monleón et al., 2003), hacen que hoy por hoy no resulten un método muy adecuado para controlar las poblaciones de zorros. Por otro lado, es innegable el riesgo que supone dejar en manos del usuario (hasta el momento sin exigirle ninguna cualificación) la liberación de los numerosos animales no objetivo, sobre muchos de los cuales suele recaer alguna figura de protección.

En lo referente a los lazos con tope, las diferentes autorizaciones administrativas que regulan su uso establecen las características de los mismos: dimensiones del cable, aperturas en colocación y una vez cerrado, elementos auxiliares (muelles, quita-vueltas, ejes sustentadores), número máximo de unidades por hectárea, ubicaciones prohibidas, etc.

Con respecto a este sistema de captura, especialmente en las condiciones de uso de nuestro país, son muy escasos estudios científicos existentes. Los pocos desarrollados hasta la fecha revelan que tanto su efectividad, como su selectividad o el nivel de daño ocasionado a las especies capturadas dependen de sus condiciones de utilización (Herranz et al., 1999; RIWGS, 2005). Si bien resulta evidente que el indiscriminado uso de lazos mal colocados, por ejemplo libremente en pasos de fauna frecuentados por muchas especies, puede resultar muy perjudicial para la fauna silvestre no cinegética, no es menos cierto que, dado su bajo coste, sencillez y buena aceptación por el sector cinegético, investigaciones orientadas a desarrollar condiciones de utilización que garanticen altos niveles de selectividad (Figura 8.5.), serían de gran utilidad para solucionar el conflicto ligado al zorro en zonas de España con gran tradición de uso de este método.

Finalmente, conviene mencionar que en los últimos años se han desarrollado en EEUU y Canadá diversos sistemas de captura denominados en su terminología original "Activated cable restraint devices" (Shivik et al., 2000; IAFWA, 2003). Son sistemas de retención por cable



Figuras 8.6. y 8.7. Imágenes de la trampa Belisle® (izquierda) y Collarum® (derecha).

que necesitan ser activados por el animal capturado, lo que permite mejorar su selectividad intrínseca. Algunos de estos sistemas han ofrecido buenos resultados con coyotes en el marco de los acuerdos internacionales mencionados anteriormente (FIC, 2005; Shivik et al., 2006). En esta línea, la Dirección General para la Biodiversidad y la Junta de Castilla y León acaban de finalizar un ensayo piloto con dos de ellos (el estadounidense Collarum® y el canadiense Belisle® –Figuras 8.6. y 8.7.–) para evaluar su potencialidad de uso en la captura selectiva de zorros. Estos trabajos están prácticamente finalizados y sus resultados parecen muy esperanzadores (Muñoz-Igualada et al., 2007): ambos sistemas han superado los estándares internacionales de captura no cruel suscritos por la Unión Europea, y ofrecido altos niveles de efectividad y selectividad (100% para cánidos en el caso de Collarum). Por ello, es muy probable que estos sistemas, una vez autorizados por las administraciones competentes, jueguen un papel positivo muy importante en la problemática del control de las poblaciones de zorro en España.

8.4.4. El control de la predación por zorros.

Un aspecto que se quiere destacar en esta parte del Manual es la necesidad de planteamientos globales, de integración de diferentes puntos de vista, a la hora de plantear estrategias de control de predadores generalistas serias y eficaces.

Así, se acepta por la mayoría de especialistas en el tema que el sacrificio de individuos debe constituir el último recurso en los planes de control de las poblaciones de zorro; que posiblemente resulte más rentable, especialmente a medio o largo plazo, invertir recursos en controlar la predación sobre las especies presa que en los necesarios y continuos esfuerzos de captura.

Una de las principales líneas de trabajo para minimizar el impacto de la predación sobre las poblaciones de especies presa es la mejora del hábitat de estas últimas. Así, actuaciones como las descritas en este Manual, destinadas a mejorar las condiciones de alimentación y refugio de conejos y perdices, al aumentar sus tasas de reproducción y supervivencia, conducirán necesariamente a reducir el impacto de los predadores sobre la renta cinegética final.

Otras técnicas de control de la predación que no requieren el sacrificio de animales serían la inmuno-contracepción (en el que mediante virus modificados se puede inducir esterilidad de los individuos infectados –Hardy et al., 2006–), o el desarrollo de mecanismos de repulsión que eviten la aproximación del predador a la zona deseada (Shivik, 2006). Estas técnicas, todavía en fase experimental, podrían constituir en un futuro cercano excelentes herramientas de control de la predación por zorros.

Una cuestión fundamental a plantearse en toda esta problemática es si la teórica capacidad de carga de zorros de un territorio depende exclusivamente de la abundancia de especies de caza o si está artificialmente aumentada por fuentes suplementarias de alimento como vertederos o muladares. Debido a su carácter generalista y a sus altas tasas de reproducción, los zorros adaptan su dieta a los alimentos más abundantes, siendo capaces de aprovechar situaciones de fácil acceso a este tipo de recursos para aumentar sus poblaciones (Ferrerías et al., 2003). En estas circunstancias, si bien la incidencia individual sobre especies de caza menor no parece importante, el efecto acumulado de sus artificialmente altas densidades poblacionales sí puede llegar a serlo.

Finalmente, otra situación que contribuye a la presencia de altas densidades poblacionales de predadores generalistas es la frecuente ausencia de súper-predadores y el consiguiente desequilibrio ocasionado a las cadenas tróficas. En el ámbito de aplicación de este Manual, medio mediterráneo con cierta abundancia actual o potencial de conejos y perdices, el súper-predador por antonomasia es el lince ibérico. Desde diferentes sectores, no sólo conservacionistas, sino incluso de la gestión cinegética, se empieza a reconocer al lince ibérico como "el mejor aliado del cazador". En efecto, trabajos científicos desarrollados en Doñana (Palomares et al., 1995, 1996) y experiencias propias llevadas a cabo en la Sierra de Andujar (ver Capítulo 3), destacan la escasa presencia en áreas lince de otros predadores terrestres, tanto generalistas (zorros o meloncillos), como más especializados (gatos monteses, jinetas, garduñas o turores). Si a estas evidencias añadimos el carácter específico del lince ibérico, predador especializado en la captura de conejos adultos (Palomares et al., 2001), resulta evidente la necesaria buena relación que debiera existir entre cazadores y nuestro emblemático felino.

8.4.5. Perspectivas futuras

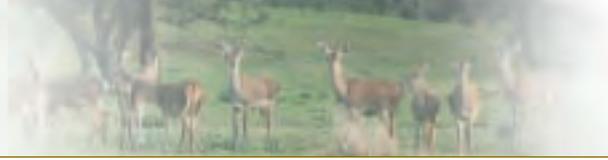
Las líneas anteriores sugieren las repercusiones positivas que, para la conservación del lince ibérico, puede tener el desarrollo e implementación de técnicas selectivas de control de predadores que respondan, simultáneamente, a las necesidades de operatividad y eficacia demandadas por el sector cinegético. No resulta extraño, pues, que las estrategias para la conservación

del Águila imperial ibérica (CNPN, 1999), del Lince ibérico (CNPN, 2001) y la relativa al uso ilegal de cebos envenenados (CNPN, 2004), reclamen urgentes medidas en este sentido.

Estas técnicas habrán de desarrollarse necesariamente en el marco de los acuerdos internacionales firmados en el año 1998 y de la Directiva que, en base a los mismos, prepara en la actualidad la Comisión Europea para su implementación en la Unión. Los dos pilares fundamentales de los mencionados textos son: la certificación u homologación de las trampas y certificación o cualificación de los usuarios de las mismas.

La certificación de las trampas la dará la autoridad competente (en nuestro caso Ministerio de Medio Ambiente –directrices básicas– y comunidades autónomas –condiciones específicas–) en base a experiencias controladas donde se evalúen diferentes parámetros relativos a selectividad, bienestar de los animales capturados y seguridad para el usuario. Otros parámetros relativos a efectividad y operatividad (dimensiones, coste, versatilidad, vida útil, etc.) serán también aspectos a valorar de cara a garantizar una buena acogida entre los usuarios finales.

Finalmente, la restricción de autorización de empleo de trampas a usuarios cualificados será otra de las medidas que necesariamente habrán de tomarse en un futuro cercano, desarrollando figuras ya recogidas en algunas de nuestras propias leyes (por ejemplo la figura de "Especialista en control de predadores" de la Ley 4/1996, de 12 de julio, de Caza de Castilla y León –BOC y L de 21/7/1996). Al igual que la certificación de trampas, la acreditación de usuarios cualificados será también responsabilidad de las autoridades competentes. Experto conocedor de las especies de fauna silvestre de su zona de trabajo, adecuadamente instruido en el empleo de trampas certificadas y en el manejo de los animales capturados (sacrificando con métodos no crueles a las especies objetivo y liberando o facilitando los cuidados necesarios a las no objetivo), y en contacto directo y fluido con la Administración, esta figura, además de suponer una potencial nueva fuente de empleo en zonas rurales, representa una oportunidad inmejorable de obtener la necesaria confianza y credibilidad por parte de la opinión pública no cinegética en lo referente al control de predadores.



Capítulo 9



La gestión ganadera



Capítulo 9

LA GESTIÓN GANADERA

Alfonso San Miguel

9.1. INTRODUCCIÓN

Una de las características diferenciales de los ecosistemas circunmediterráneos es su larga historia de influencia antrópica. Desde su lejana aparición en la Península Ibérica (Homo antecessor apareció en el Paleolítico Medio, hace 780.000 años), el hombre moderno ha actuado con intensidad creciente sobre sus ecosistemas. Parece que empezó a utilizar el fuego hace aproximadamente 200.000 años (Arzuaga y Martínez, 1998) e inició las primeras actividades agrícolas y ganaderas hace unos 10.000, aunque los primeros yacimientos neolíticos españoles datan del quinto milenio a.C. (Maroto, 1998). El descubrimiento de la agricultura y la ganadería hizo posible un brusco incremento de las poblaciones humanas y, por consiguiente, de la extensión e intensidad de sus efectos sobre el medio natural. De ese modo, el hombre, con su fuego, su agricultura y su ganado, fue transformando y modelando los ecosistemas primarios para hacerlos cada vez más eficaces en la satisfacción de sus principales necesidades. Como consecuencia, a lo largo del Holoceno, la Península Ibérica ha sufrido cambios considerables en la estructura y composición de sus comunidades florísticas y faunísticas, y hoy resulta imposible entender –y por tanto conservar– nuestros paisajes y nuestra biodiversidad sin tener en cuenta la enorme influencia del hombre, el fuego, la agricultura y la ganadería.

Como es lógico, la transformación antrópica de nuestros paisajes ha afectado, y con intensidad, a la mayoría de las especies de flora y fauna. Algunas, como la pequeña cabra balear *Myotragus balearicus*, desaparecieron (Terradas, 2001), mientras que otras llegaron a adaptarse a esos cambios e incluso se vieron beneficiadas por ellos. Probablemente una de ellas fue el conejo de monte, cuyas poblaciones parecen haberse beneficiado de la transformación antrópica de los paisajes mediterráneos. De hecho, parece que la desaparición de la dispersa presencia humana que había hasta hace pocas décadas en la mayoría de nuestros montes, de

sus pequeños huertos, cultivos extensivos y ganado, ha contribuido a facilitar la drástica regresión de las poblaciones del lagomorfo que provocaron primero la mixomatosis y posteriormente la Enfermedad Hemorrágica Vírica (RHD). Algo parecido ha sucedido con otras especies faunísticas, y en especial con aquellas en cuya alimentación desempeña un papel esencial el conejo de monte, como sucede con el águila imperial ibérica, el águila perdicera y, por supuesto, el lince ibérico, que se han adaptado perfectamente a ecosistemas mediterráneos con un moderado nivel de transformación antrópica.

De todo lo expuesto con anterioridad se puede deducir que, durante muchos siglos, el lince ibérico ha sido capaz de convivir con la ganadería extensiva que aprovechaba los recursos de su hábitat, en especial con pequeños rebaños de cabras de carácter estante y con otros de mayor tamaño de ovino trashumante. Ahora bien ¿cuál es el papel de la ganadería en el hábitat del lince?, ¿es posible mantener esa convivencia en la peligrosa situación actual del felino? y, si lo es, ¿cómo debe manejarse el ganado en el hábitat del lince? En este capítulo trataremos de responder de forma breve y sencilla a esas preguntas.

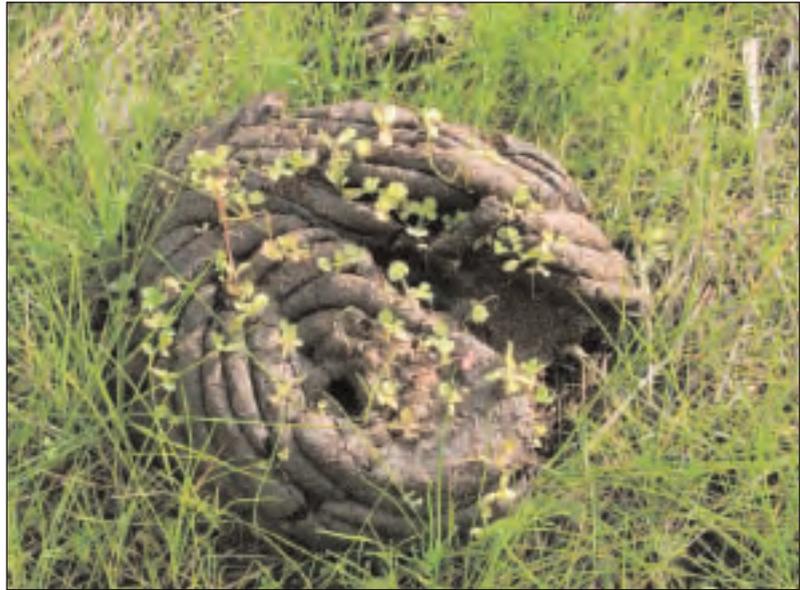
9.2. EFECTOS DEL GANADO SOBRE EL HÁBITAT DEL LINCE

La actividad ganadera produce muy diversos efectos sobre el hábitat del lince ibérico: algunos que pueden considerarse positivos para el felino, otros de escasa o nula importancia y otros claramente perjudiciales. En todo caso, esa actividad siempre implica molestias y perturbaciones para la especie, por lo que parece evidente que la presencia de ganado no es necesaria para el lince y que sólo algunas formas de ganadería extensiva son compatibles con su conservación.

El principal efecto favorable de la ganadería extensiva sobre el hábitat del lince ibérico es la labor de mejora de los pastos herbáceos, de la que también se beneficia el conejo. Un pastoreo relativamente intenso, sin ser excesivo, y continuado hace que los pastos herbáceos ganen en cobertura, densidad de plantas, en calidad bromatológica y en producción (San Miguel, 2001). Por ello, aunque el ganado compita con el conejo por el alimento, teniendo en cuenta las bajas necesidades de materia seca del lagomorfo y la importancia de la calidad en su dieta y en su reproducción, es muy probable que el efecto final del pastoreo del ganado sea positivo para el conejo. Por otra parte, el ganado, por medio de sus deyecciones, transporta fertilidad y semillas (en particular de las especies de mayor calidad)(Figura 9.1), acelera los ciclos de los nutrientes y reduce las deficiencias que pudiese provocar la escasez de algunos elementos limitantes, como el fósforo. De ese modo, incluso sobre suelos ácidos, el pastoreo favorece a las leguminosas que, como ya dijimos en el capítulo 6, contribuyen a incrementar la oferta de proteína del pasto. También, si se realiza con una intensidad moderada, resulta positiva su función de diversificación de las estructuras vegetales, y en especial la apertura y conservación de pequeños claros en matorrales y arbustedos, que también puede beneficiar al lagomorfo y mejorar las posibilidades de caza del felino.



Figura 9.1. Boñiga de vaca mostrando la importancia de su labor dispersora de semillas de leguminosas por endozoocoria.



Al contrario de lo que sucede con el lobo, el lince ibérico no suele preñar sobre las crías del ganado doméstico, aunque sí llega a hacerlo sobre las de otros ungulados silvestres.

El ganado menor (ovino y caprino), que ha sido el utilizado tradicionalmente en el hábitat del lince, es, si se siguen empleando los sistemas tradicionales, el que mejor desempeña esa labor beneficiosa de mejora de los pastos herbáceos y de apertura de pequeños claros en la vegetación leñosa arbustiva y subarbustiva (Figura 9.2). Sin embargo, necesita pastor y habitualmente perros, y ello puede provocar molestias de cierta consideración al felino. El ganado mayor, por el contrario, no necesita pastor, pero tiene una labor menos eficaz de mejora de los pastos herbáceos y puede llegar a provocar daños considerables sobre la vegetación leñosa. Por otra parte, requiere mayores niveles de suplementación, y ello implica concentraciones de reses que son difícilmente compatibles con la presencia del lince ibérico.

Un último aspecto que no podemos dejar de mencionar es el sanitario, ya que la presencia de ganado y su interacción con los ungulados silvestres pueden llegar a incrementar la prevalencia de enfermedades que podrían terminar afectando al lince ibérico.

9.3. PAUTAS GENERALES DE GESTIÓN DEL GANADO EN EL HÁBITAT DEL LINCE

Como ya dijimos anteriormente, creemos que sólo una ganadería extensiva manejada cuidadosamente es compatible con la presencia y reproducción del lince ibérico.



Figura 9.2. Rebaño de ganado ovino de raza merina pastando sobre un majadal de *Poetalia bulbosae* en una finca lincera de Sierra Morena.

Con respecto a las especies, resulta más recomendable la presencia de ganado menor que la de mayor, tanto por su efecto sobre las comunidades vegetales como porque son especies que requieren pastor, o cercados, y, por consiguiente, pueden evitar con mayor facilidad las Áreas Sensibles para la especie, sobre todo las de cría y alimentación.

Las cargas ganaderas deben ser moderadas, situándose como máximo en 0,2-0,3 UGM/ha. Además, se debe tratar de conseguir que su reparto sea lo más homogéneo posible, evitando concentraciones puntuales que pudiesen provocar degradaciones de la vegetación o el suelo (Figura 9.3), molestias para el lince ibérico o incrementos en la prevalencia de enfermedades infecciosas. En ese sentido, es especialmente importante garantizar que existe una adecuada oferta de puntos de agua durante todo el año.



Figura 9.3. La concentración puntual del ganado puede provocar la degradación de la vegetación leñosa e incluso del suelo, como se aprecia en esta fotografía de una antigua finca lincera.



Los puntos de reparto de alimento suplementario para el ganado deben ser suficientemente numerosos para evitar altas concentraciones de reses y deben ubicarse en sitios suficientemente alejados de las Áreas Sensibles del lince ibérico.

Si es posible, conviene conservar e incrementar la superficie de los majadales de *Poetalia bulbosae* –los mejores pastos mediterráneos, que crea y mantiene el ganado y que también selecciona muy positivamente el conejo (Figura 9.4)– por medio de técnicas tradicionales, como el redileo en su perímetro, preferentemente después de que el ganado haya pastado sobre pastos de calidad ya florecidos y en fruto (redileo semillado) y acompañado por una ligera fertilización fosfórica.

Para finalizar, indicaremos que resulta conveniente la práctica de rotaciones de pastoreo, bien modificando estacionalmente los recorridos que efectúan los pastores o bien moviendo a las reses de unas zonas de las fincas a otras por medio del empleo de grandes cercones. En todo caso, resulta imprescindible evitar molestias en las Áreas Sensibles de cría, alimentación y dispersión.

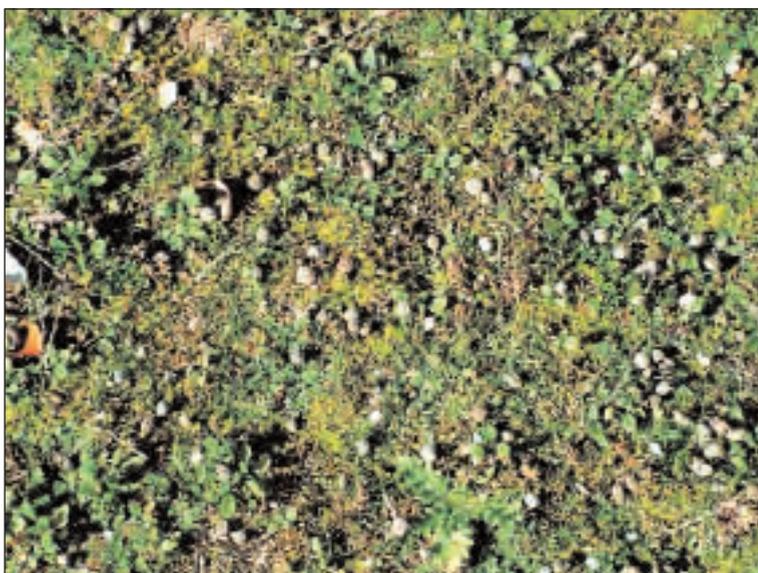
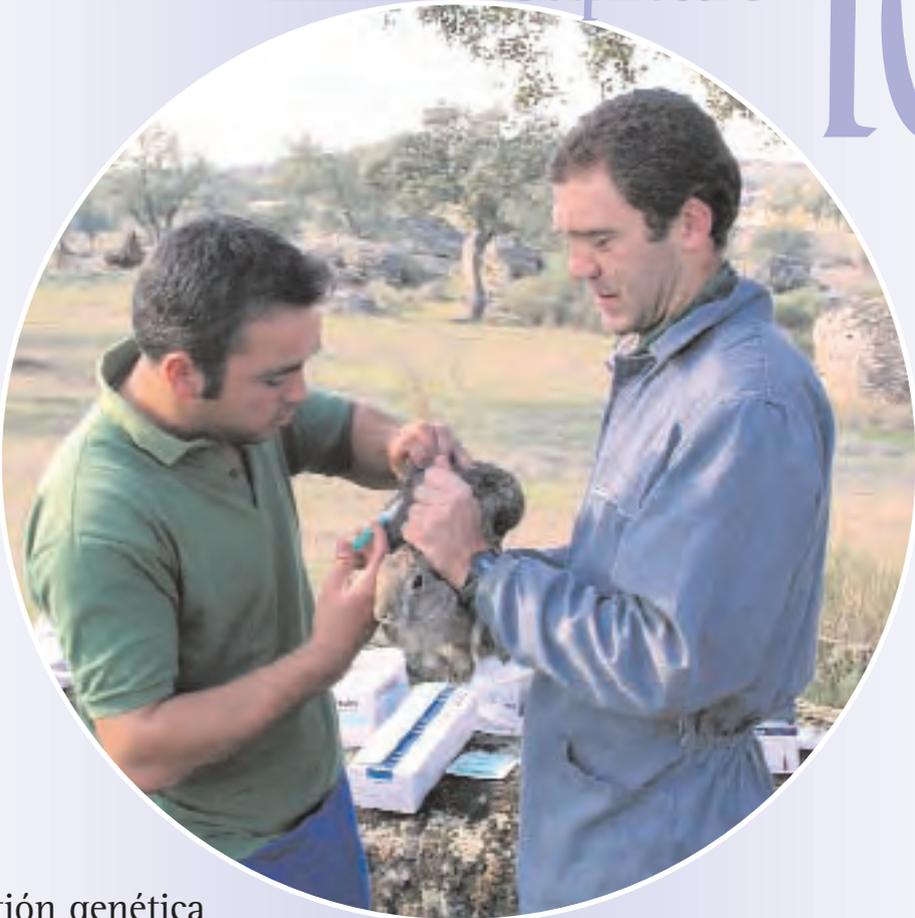


Figura 9.4. Detalle de un majadal de *Poetalia bulbosae* creado por el pastoreo de ganado ovino. La alta densidad de deyecciones de conejo pone de manifiesto la selección positiva que el mismo hace el lagomorfo.

Capítulo 10



Gestión genética
e inmunológica para el manejo de las traslocaciones
y reintroducciones de conejo en España



Capítulo 10

GESTIÓN GENÉTICA E INMUNOLÓGICA PARA EL MANEJO DE LAS TRASLOCACIONES Y REINTRODUCCIONES DE CONEJO (*Oryctolagus cuniculus* L., 1758) EN ESPAÑA

Fernando Alda, Ignacio Doadrio, Mauro Hernández,
Jaime Muñoz, Fernando Silvestre

10.1. INTRODUCCIÓN

Dada la importancia que los aspectos genético-epidemiológicos pueden tener en la viabilidad de las traslocaciones de conejos, se ha considerado adecuado elaborar un capítulo específico en tal sentido en este manual.

Las características genéticas y la ecología epidemiológica de las poblaciones de conejos de la Península Ibérica son, todavía en la actualidad, objeto de estudio científico por diferentes grupos de investigación. Por ello, previamente a la exposición de las recomendaciones propiamente dichas, y como base para las mismas, se presenta una revisión de los conocimientos científicos existentes hasta el momento. Dado el proyecto de investigación desarrollado recientemente por nuestro equipo, esta revisión se ha estructurado en dos partes. Una primera de recopilación y síntesis de los conocimientos previos al desarrollo de nuestro proyecto, y una segunda de exposición y divulgación de las aportaciones específicas de nuestra investigación y de los avances realizados que condicionan las recomendaciones de manejo subsiguientes.

Debido a la relativa complejidad, conceptual y terminológica, de la materia objeto de exposición, la lectura de las bases científicas de las recomendaciones de manejo puede resultar dificultosa para lectores poco familiarizados en la materia, a los que desde el principio queremos pedir disculpas y comprensión. La ya mencionada complejidad de los temas tratados,

sobre muchos de los cuales sigue habiendo controversia a nivel científico, aconseja exponer con cierta profundidad y dialécticamente el estado de conocimientos existente, para que aquellos técnicos o gestores más especializados puedan valorar por sí mismos las recomendaciones de manejo realizadas.

La parte de recomendaciones propiamente dicha se estructura en relación con el Capítulo 7 de este manual "Fomento de la poblaciones de conejo"; capítulo donde, entre otras actuaciones, se describen las técnicas más usuales desarrolladas a la hora de acometer traslocaciones de conejos, bien sean reforzamientos poblacionales, bien sean reintroducciones.

10.2. REVISIÓN DE CONOCIMIENTOS

10.2.1. Introducción a la revisión

El conejo (*Oryctolagus cuniculus* L., 1758) es una especie clave en los ecosistemas mediterráneos. Su abundancia y amplia distribución hacen que en la Península Ibérica existan más de 39 especies de aves y mamíferos depredadores de conejos (Moreno et al., 1996) de las que casi una decena se alimentan casi exclusivamente de ellos (Moreno et al., 1996, Gortázar et al., 2000). Además, dada su abundancia y la excelente calidad de su carne, el conejo ha sido consumido de manera asidua por el hombre, principalmente en el mundo rural, constituyendo históricamente la pieza más común de caza menor en España. El conejo es capaz de soportar esta gran presión de depredadores y cinegética gracias a su gran capacidad de adaptación a diversas condiciones ecológicas y a una alta productividad (Soriquer 1981), lo que a su vez ha favorecido que esta especie presente una alta diversidad y compleja estructura genética en la Península Ibérica (Branco et al., 2000, Queney et al., 2000, Queney et al., 2001, Branco et al., 2002).

Sin embargo, el panorama del conejo en España cambió drásticamente a principios de los años cincuenta con la llegada de la mixomatosis que redujo hasta en un 90% las poblaciones de conejo (Bárcena et al., 2000). Cuando parecía que las poblaciones se recuperaban de esta epidemia, el conejo sufrió un nuevo retroceso, a finales de los años ochenta, con la aparición de la enfermedad hemorrágica del conejo (RHD, Rabbit haemorrhagic disease) que produjo una mortandad alrededor del 60% de la población peninsular (Argüello et al., 1998).

En total la reducción del conejo puede haber sido de más de un 80% en los últimos 30 años (Virgós et al., 2005). Muchas poblaciones se han extinguido y otras presentan tendencias negativas, y sólo en algunas zonas con hábitats de buena calidad, es posible encontrar todavía poblaciones recuperadas o con altas densidades. A pesar de esta situación, el conejo sigue sufriendo una alta presión cinegética, temporadas de caza no adecuadas (Angulo y Villafuerte 2004), y manejos del hábitat para usos agrarios o para favorecer otras especies cinegéticas que le perjudican. Si bien es cierto que existen actuaciones locales para favorecer a la especie (Ej. Organizaciones no gubernamentales, Federaciones de Caza, Comunidades



Figura 10.1. El conejo de monte es un integrante fundamental de los ecosistemas mediterráneos

Autónomas, etc.), hasta el momento no se ha elaborado un plan de acción a escala nacional, aunque a nivel autonómico algunas comunidades como Castilla La Mancha cuentan con borradores de Planes de Gestión para la especie, en los que se recogen las directrices sobre cómo debe conservarse y gestionarse. Desde el punto de vista de la gestión hay que decir que en los últimos años se han observado localmente nuevas tendencias poblacionales, que quizás en un futuro inmediato nos den un visión más optimista (sobre todo, visto lo ocurrido en cada vez más lugares de España; como por ejemplo el sur de Castilla y León, valle del Ebro, comunidad de Valencia, o Madrid), donde muchas poblaciones de conejo parecen cada vez más numerosas, observándose con mayor frecuencia quejas de agricultores.

10.2.2. Origen del conejo

Los restos fósiles han permitido determinar que hace unos 3,6 millones de años, en el Plioceno medio, ya existían dos especies del género *Oryctolagus*, una en el sur de Francia y noroeste de Italia y otra en la Península Ibérica (*O. laynensis*). De esta última especie se cree que descienden todos los conejos modernos (López-Martínez 1989). El conejo quedó aislado en la Península Ibérica durante el Cuaternario en dos refugios, uno al noreste y otro al sur, lo que hizo que se diferenciaron dos linajes. Posteriormente, durante el último periodo postglacial los conejos recolonizaron la Península Ibérica formando una zona de contacto, entre los

dos linajes, en el centro de la Península (Branco et al., 2000). Por tanto, el conejo es un endemismo de la Península Ibérica y quizás del mediterráneo francés y su distribución natural, hasta la Edad Media, se limitaba a estas zonas (Callou 1995). Fue a partir de entonces cuando el hombre introdujo el conejo por toda Europa y de ahí al resto del mundo, dando lugar a las razas domésticas.

A partir de las dos poblaciones diferenciadas en refugios Cuaternarios, a causa de las glaciaciones, surgieron las dos subespecies descritas: *Oryctolagus cuniculus algirus* (Loche, 1858) presente exclusivamente al sur de una franja imaginaria que discurre desde Galicia a Almería en la Península Ibérica y *Oryctolagus cuniculus cuniculus* (L., 1758) distribuido naturalmente por el norte de esta franja, en la Península Ibérica y sur de Francia (para más detalles ver posteriormente la "Estructura genética de la población de la Península Ibérica"). Es esta última subespecie la que se ha propagado con la ayuda del hombre por casi todo el Planeta y la que ha dado lugar a todas las razas domésticas (Biju-Duval et al., 1991). Las razas domésticas y poblaciones europeas presentan una menor diversidad genética debido a la manipulación y selección por parte del hombre, mientras que las poblaciones al sur muestran mayores valores de diversidad genética (Branco et al., 2000). Es de destacar así mismo, que las características genéticas de las poblaciones de la Península Ibérica se han mantenido a pesar de fenómenos históricos tan importantes como las glaciaciones, o la incidencia de las graves enfermedades que redujeron y reducen los tamaños poblacionales.

Los conejos de la Península Ibérica representan las poblaciones originales y deben ser conservadas por su valor cultural, patrimonial e importancia para el funcionamiento de nuestros ecosistemas

10.2.3. Importancia del conejo

La problemática del conejo es diferente según los países. En algunas zonas el conejo es una especie invasora y gracias a su gran capacidad de adaptación y productividad y en ausencia de depredadores es capaz de constituir plagas y producir graves daños. Se estima que en Gran Bretaña y Australia se invierten al año alrededor de 170 y 310 millones de dólares respectivamente para su control (Angulo y Cooke, 2002). En Australia se calcula que el conejo es una de las principales causas de la extinción de animales y plantas autóctonas (Robinson et al., 1997, Fenner y Fantini, 1999). Por ello, la mayoría de la literatura que existe sobre el conejo y principalmente sobre sus enfermedades proviene de aquellos países en donde el conejo es una especie introducida artificialmente, siendo mucho menor el número de estudios sobre las enfermedades del conejo realizados con las poblaciones de la Península Ibérica.

Al contrario que en otros países donde la gestión del conejo se centra en el control de sus poblaciones, en España los esfuerzos se destinan a la conservación y fomento del mismo. Su abundancia y amplia distribución históricas hace que forme parte de la dieta de un gran número de depredadores y de forma muy significativa en la dieta de especies emblemáticas y endémicas de la Península Ibérica como son el lince ibérico y el águila imperial ibérica

Figura 10.2. La paloma torcaz es una especie de caza menor en auge



(Moreno et al., 1996, Gortázar et al., 2000). Además el conejo ejerce una gran influencia en el hábitat para otras especies debido al consumo de la vegetación, dispersión de semillas y construcción de madrigueras (Delibes e Hiraldo, 1981, Sorriquer 1986, Gómez-Sal et al., 1999).

El gran número de especies que depredan sobre el conejo, aunque no sean responsables del declive de la especie ya que históricamente han soportado esta presión, impiden que el conejo se recupere, especialmente en las zonas con una baja densidad de conejos. Es lo que se conoce como "trampa del depredador" (Reddiex et al., 2002).

A esta gran gran presión de depredadores hay que añadir la actividad cinegética. En España el conejo es una de las especies de caza menor más importantes. Tradicionalmente el conejo ha sido apreciado como alimento y por sus pieles. Actualmente su importancia económica se debe principalmente a su valor como especie cinegética. En España alrededor del 70% del territorio son áreas cinegéticas, en las que cazan más de un millón de cazadores al año, cifra que se ha duplicado en los últimos 50 años (REGHAB, 2002). Aunque el conejo ha perdido relevancia frente a otras especies de caza menor como la perdiz o la paloma torcaz, y frente a la cada vez más extendida caza mayor, sigue siendo una pieza apreciada cobrándose aproximadamente 4 millones de conejos al año (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 2006, Virgós et al., 2005).

El hecho de que el conejo sea una especie tradicionalmente explotada cinegéticamente dificulta la protección de esta especie. Teóricamente sólo aquellas poblaciones con una tendencia demográfica positiva deberían ser explotadas puesto que la caza implica una reducción de la abundancia poblaciones (Bennet y Robinson, 2000, Sutherland, 2001). Las poblaciones pequeñas son más susceptibles de sufrir procesos estocásticos los cuales aumentan con la caza, ya que esta provoca una reducción de la estabilidad de la población, por lo que la caza no es aconsejable por debajo de un límite de densidad (Lande et al., 1997).

En España las Comunidades Autónomas determinan los métodos de caza, la temporada y los días en los que está permitido cazar. Posteriormente son los titulares cinegéticos quienes fijan los cupos de caza para regularla. Los criterios seguidos se basan normalmente en su opinión y experiencia sobre la densidad y tendencia de las poblaciones, y pocas veces en criterios científicos. De hecho la normativa legal relativa a los periodos hábiles para la caza del conejo en España no ha cambiado desde 1902, recogida en la actual ley de caza de 1970 (REGHAB 2002). Estas normas fueron establecidas como medida de control del conejo en la respuesta a las enormes pérdidas económicas que producían en la agricultura. El periodo actual de caza coincide con la mejor época para el control de la población, cuando esta presenta una menor densidad dentro del ciclo anual y las hembras reducen la capacidad reproductiva para el periodo de cría siguiente. Sin embargo, los estudios empíricos sobre estas cuestiones siguen pendientes, por lo que quizás solo localmente podría pensarse en cambios en las normativas arriba indicadas, todo ello enmarcado en una situación, muchas veces cambiante pero al día de hoy, de aparente recuperación en un número creciente de lugares (Muñoz 2007, com. pers.).

10.2.4. Aspectos genéticos

Existen dos "tipos" de conejos desde el punto de vista del ADN mitocondrial. Se diferencian conejos Tipo A y conejos Tipo B. La denominación Tipo A o B hace referencia a los linajes maternos identificados a partir de polimorfismos en el ADN mitocondrial (Ennafaa et al., 1987, Biju-Duval et al., 1991). El linaje A se encuentra en el suroeste de la Península Ibérica (Figura 1) y el linaje B en el resto de Europa incluyendo el norte de la Península y las razas domésticas. La distribución geográfica de estos grupos puede superponerse, casi sin excepciones, con la distribución de las dos subespecies definidas por la taxonomía clásica. De modo



Figura 10.3. Mapa con la distribución de los linajes mitocondriales de conejo (extraído Branco et al. 2000). Se demuestra la existencia de una franja de contacto entre los dos linajes que cruza la Península del noroeste a sureste

que el linaje o tipo A se corresponde con la subespecie *O. c. algirus* y el linaje o tipo B con la subespecie *O. c. cuniculus*.

Más recientemente se han realizado estudios más exhaustivos que han demostrado la existencia de una franja de contacto entre los dos linajes que cruza la Península de noroeste a sureste (Figura 10.3, Branco et al., 2000).

La diferenciación de los conejos en A y B, aunque es un buen comienzo para la elección de poblaciones donantes y receptoras, puede resultar un poco simplista ya que únicamente se basa en la discriminación de dos linajes maternos mediante ADN mitocondrial. Sin embargo, estudios más recientes con marcadores de ADN nuclear, con un mayor poder de resolución que el ADN mitocondrial, han corroborado la existencia de estos dos grandes grupos (van der Loo et al., 1991, 1999, Ferrand, 1995) y también han desvelado una complejidad evolutiva y de estructura genética mucho mayor (Gerald et al., 2005, 2006). Además, los genes que codifican para caracteres de eficacia biológica se encuentran en el núcleo, de modo que el uso de este tipo de marcadores sería más adecuado para la selección de individuos ya que podrían estar indicando posibles adaptaciones a las diferentes condiciones ambientales.

10.2.5. Enfermedades

Las enfermedades responsables de la disminución del conejo en las últimas décadas son dos: la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica vírica (Muñoz-Goyanes, 1960; Villafuerte et al., 1995; Fenner y Fantini, 1999).

10.2.5.1. Mixomatosis

La mixomatosis apareció en España en 1954. El virus que la produce procede de los conejos americanos del género *Sylvilagus* a los que no causa la muerte. Los virus presentes en España provienen de una cepa original denominada Lausanne que fue aislada en Brasil y libe-



Figuras 10.4 y 10.5. Síntomas externos de las enfermedades de la Mixomatosis (izquierda) y la Enfermedad Hemorrágica Vírica del Conejo (derecha).

rada en Australia en los años 50 para el control de las poblaciones de conejos europeos, donde causó una mortalidad de hasta el 99%. Posteriormente el virus de la mixomatosis fue introducido deliberadamente en Francia y de ahí se extendió ampliamente por toda Europa y llegó a diezmar las poblaciones hasta en un 90% (Bárcena et al., 2000).

El virus mixoma (MV) pertenece a la familia Poxviridae, género *Leporipoxvirus* (Murphy et al., 1995). Esta familia comprende los virus animales más complejos y de mayor tamaño que se conocen. Su genoma está constituido por una molécula de ADN bicatenario con un tamaño de 163 Kb. La enfermedad comienza con una lesión nodular en el punto de inoculación (principalmente producida por picaduras de pulga) así como con inflamación de los párpados, y va evolucionando hasta la aparición de múltiples nódulos por todo el cuerpo del conejo. La muerte ocurre, según la virulencia de la cepa, entre los 9 y 35 días post-infección.

El virus de la mixomatosis está poco estudiado a nivel molecular. Tan sólo algunos trabajos, llevados a cabo en Australia han estudiado su variación, mediante el análisis de fragmentos con enzimas de restricción, demostrando la baja variabilidad de este virus (Fenner y Fantini, 1999). El mayor número de estudios de esta enfermedad han sido realizados para conocer el modelo de coevolución entre el virus de la mixomatosis y los conejos. En Inglaterra se ha estudiado cómo las oscilaciones en la incidencia de la enfermedad se deben a la aparición de cepas de virus atenuadas tras una primera infección de cepas de virus muy virulentas. Esta disminución dio tiempo a los conejos a crear resistencia frente al virus y a medida que la resistencia aumentó también aumentó de nuevo la virulencia de los virus (Ross et al., 1989).

10.2.5.2. Enfermedad Hemorrágica Vírica del Conejo

La enfermedad vírica hemorrágica (RHD) es aún más reciente. La teoría más extendida sobre su origen es que fue detectada por primera vez en el año 1984 en China (Liu et al., 1984) y entre 1987 y 1989 se dispersó por Asia hasta los países continentales europeos, hasta que en 1989 el virus ya se encontraba ampliamente distribuido por Europa (Morisse et al., 1991). En 1988 llegó a España, produciendo mortandades de aproximadamente el 60% de la población peninsular (Argüello et al., 1998). Sin embargo estudios filogenéticos y serológicos más recientes, han demostrado que el RHDV ya se encontraba presente en los conejos europeos, en una forma no virulenta, décadas antes de la gran epidemia de finales de los ochenta (Forrester et al., 2006). Si bien en China fue el primer caso constatado de virus altamente virulentos, según las evidencias filogenéticas éste no fue el único foco de dispersión de la enfermedad, sino que el RHDV apareció en más de una ocasión y en diferentes lugares (Forrester et al., 2006). Posteriormente, la RHD se ha utilizado como método de control en Australia, Nueva Zelanda, Argentina y Chile.

El virus de la enfermedad vírica hemorrágica (RHDV) pertenece a la familia Caliciviridae. Los viriones tienen un genoma ARN de cadena simple de 7,4Kb. El virus se transmite por el aire o bien transmisión oro-fecal. Los síntomas observados en los animales enfermos son: anorexia, postración, signos nerviosos, signos respiratorios... Excepto en la forma sobrealaguda



de la enfermedad en la que los animales mueren súbitamente, la viremia ocasiona un fallo orgánico múltiple que provoca hemorragias y congestiones en muchos órganos. Tiene un curso muy rápido y casi siempre fatal. Sin embargo, los conejos jóvenes sufren una forma de la enfermedad mucho menos grave, de modo que la mortalidad se reduce o incluso llega a ser inexistente.

En cuanto a la RHD existen modelos matemáticos que predicen la dinámica de las poblaciones frente a una epidemia (Calvete, 2006b). Estos modelos demuestran que la enfermedad no afecta de la misma manera a todas las poblaciones. En las poblaciones con alta densidad de conejos, el virus se transmite muy fácilmente y los conejos quedan inmunizados a edades muy tempranas, cuando la enfermedad no les afecta tanto. En las poblaciones con baja densidad de individuos los virus no pueden transmitirse de forma eficaz por lo que el impacto de la enfermedad también es bajo. El mayor impacto lo sufren las poblaciones con densidades intermedias, en las que el virus es capaz de transmitirse entre individuos, pero estos se contagian a edades más avanzadas en las que la enfermedad sí es letal (Calvete, 2006a, 2006b).

Aún queda mucho por investigar sobre el efecto de las enfermedades sobre las poblaciones de conejo. Aunque sí existen modelos epidemiológicos para la mixomatosis y RHD, son pocos los trabajos que incluyan información genética de los virus.

En el caso de la RHD la literatura es algo más extensa que en el caso de la mixomatosis. Pero, la mayoría de ella se centra en estudios de epidemiología molecular en áreas como Australia y Nueva Zelanda donde el RHDV se ha utilizado como control biológico (Asgari et al., 1999, Barlow et al., 2002, Cooke y Fenner, 2002). No existen estudios sobre la RHD en España, tan sólo en un estudio sobre la filogenia del virus en Europa se incluyeron secuencias de RHDV aislando algunos ejemplares españoles (Collery et al., 1995, Chasey et al., 1997, Nowotny et al., 1997, Le Gall Recule et al., 2003). Estos estudios vienen a concluir que actualmente existen 7 grupos de virus, en dos de los cuales se encontraron virus de España. En países como Francia y Hungría donde se ha estudiado la evolución del virus en largos periodos de tiempo se ha demostrado que los grupos presentes en cada zona no se mantienen a lo largo del tiempo sino que se extinguen y aparecen otros nuevos, bien derivados de los ya existentes o por la llegada de nuevas cepas de virus de otros lugares (Forrester et al., 2006). A pesar de la alta tasa de mutación del virus y el gran número de genogrupos existentes, no existe una relación geográfica entre los virus de los diferentes grupos, ni tampoco diferencias significativas entre los virus encontrados en animales sanos, enfermos, salvajes ni domésticos (Le Gall Recule et al., 2003, Matiz et al., 2006). Esto indica que el responsable de la enorme área de distribución del virus son los movimientos de conejos por parte del hombre con fines comerciales o cinegéticos.



Figura 10.6. Mapa con las frecuencias obtenidas por el proyecto en cada población de conejos del linaje mitocondrial A (en negro) y B (en blanco). La proporción de la subespecie *O.cuniculus* (linaje B) fue mayor para todas las poblaciones del norte y centro de la Península, mientras que en el sur predominó la subespecie *O.c.algirus*

10.3. APORTACIONES DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN “ESTUDIO GENÉTICO E INMUNOLÓGICO DEL CONEJO SILVESTRE: IMPLICACIONES EPIDEMIOLÓGICAS Y POBLACIONALES DE LAS TRASLOCACIONES Y REINTRODUCCIONES”

10.3.1. Aspectos genéticos

10.3.1.1. Linajes genéticos

En el marco de nuestro trabajo, la proporción de la subespecie *O.cuniculus* (linaje B) fue mayor para todas las poblaciones del norte y centro de la Península, mientras que en el sur predominó la subespecie *O.c.algirus* (linaje A, Figura 3). En ninguna de las poblaciones del sur se encontraron poblaciones que tuvieran exclusivamente conejos de la subespecie *O.c.algirus*, todas ellas presentaron aunque fueran en baja proporción conejos de la subespecie *O.c.cuniculus*. Sin embargo, en el norte y centro sí se encontraron poblaciones en las que sólo estaba presente la subespecie *O.c.cuniculus*.

El hecho de que los conejos por sí solos se dispersen poco afirma la teoría de que el aumento de conejos de tipo B en las poblaciones receptoras de la mitad sur de la Península se deba a las traslocaciones realizadas por el hombre.

Si comparamos el análisis de ADN mitocondrial realizado en el proyecto con el de Branco et al. (2000) llevado a cabo en las mismas poblaciones pero seis años antes (Figura 10.3.) se obtienen resultados similares pero con algunas diferencias. Las poblaciones del norte y nor-este de la Península presentan en los dos trabajos un modelo muy similar con presencia de la subespecie *O.c.cuniculus* (haplotipo o linaje B) con alguna introgresión del haplotipo presen-



te en *O.c.algirus* (A). Ya en el estudio de Branco et al. (2000) se puede observar como la expansión natural de *O.c.cuniculus* parece más exitosa ya que ha ocupado de forma natural una mayor parte del área de distribución.

Sin embargo, en lo que se refiere a las poblaciones de la mitad sur en nuestro trabajo ha aumentado significativamente el porcentaje de individuos con el haplotipo B presente en *O.c.cuniculus*, con respecto al trabajo de Branco et al. (2000).

En Toledo, zona de contacto entre los linajes A y B, se ha invertido la proporción que existía hace seis años entre ambos. En la actualidad dos tercios de los individuos analizados presentan el haplotipo mitocondrial B, mientras que el linaje más abundante hace seis años era el A. Un aumento menos acusado de este haplotipo se ha producido en las poblaciones de Ciudad Real. En ninguna de las poblaciones analizadas está presente exclusivamente el haplotipo A. de *O.c.algirus*. En Cádiz, donde hace seis años no se encontraron haplotipos mitocondriales B, sí han sido detectados por nosotros aunque en baja proporción. Este aumento en cuanto al área de distribución de la subespecie *O.c.cuniculus* puede estar ocasionado por dos factores: el primero es una posible adaptación y mayor resistencia a enfermedades que justifique el mayor número de plagas de conejo en el norte y facilite la colonización de nuevos hábitats hacia el sur, como pueden ser las poblaciones de Toledo; y el segundo es por las campañas de reintroducción de conejos que se llevan a cabo en el sur de la Península, principalmente tomando como donantes poblaciones del haplotipo B o de zonas con mezcla de los dos haplotipos como es el caso de Toledo, lo cual explicaría el aumento de esta subespecie en Ciudad Real y Jaén. Sin embargo, la presencia en Cádiz, una población donante, de haplotipos B debe ser explicada por que en el trabajo de Branco et al. (2000) no se detectaran por estar en bajas frecuencias y/o porque son favorecidas por su mayor resistencia a las enfermedades o mejor adaptación al hábitat disponible.

10.3.1.2. Variabilidad genética

Para el presente estudio se analizaron conejos procedentes de 19 áreas geográficas:

1. Lérida (correspondiente a poblaciones del sureste de la provincia de Lérida principalmente del área de L'Urgell y La Segarra).
2. La Rioja (T.M. Logroño)
3. Valladolid (correspondiente a las poblaciones de la cuenca del río Eresma y río Cega en el sur de la provincia)
4. Madrid 1 (T.T.M.M. Colmenar del Arroyo, Navalagamella y Quijorna, con una población cercana a la cuenca el río Guadarrama)
5. Madrid 2 (T.M. Ajalvir)
6. Toledo 1 (T.M. Toledo, Bargas y Mocejón)
7. Toledo 2 (T.M. Argés)
8. Ciudad Real 1 (T.M. Santa Cruz de Mudela)

9. Ciudad Real 2 (T.M. Torre de Juan Abad)
10. Ciudad Real 3 (T.T.M.M. Almodóvar del Campo y Brazatortas)
11. Albacete
12. Jaén 1 (T.M. Andujar)
13. Jaén 2 (T.M. Vilches)
14. Cáceres 1 (T.M. Valencia de Alcántara)
15. Cáceres 2 (T.M. Cáceres)
16. Cádiz (T.M. Medina Sidonia)
17. Valencia (correspondientes a poblaciones en Vall d'Albadia y de la granja de caza "La Amistad" en el T.M. de Buñol)
18. Mallorca
19. Galicia (esta población sólo se incluyó en los análisis del MV)

Existen poblaciones que presentan mayor variabilidad que otras, aunque, en general, todas las poblaciones presentaron valores altos de diversidad, con altos valores de heterocigosis observada (Alda et al., 2006). En general la variabilidad genética obtenida en todas las poblaciones de conejo ha sido muy elevada y muy similares a las obtenidas por otros autores (Queney et al., 2001) que emplearon nueve de los 11 marcadores analizados por Alda et al., 2006, para poblaciones similares a las nuestras, poblaciones del Noreste y Suroeste de la Península Ibérica.

En general se asume que las poblaciones ancestrales presentan una diversidad mayor que aquellas que han evolucionado o se han dispersado a partir de ellas (Hewitt, 2000). Esto ha sido demostrado también en los conejos, considerando que todos los conejos evolucionaron de un ancestro al sur de la Península Ibérica (López-Martínez, 1989; Callou, 1995), ya que las poblaciones del suroeste han mostrado mayor diversidad genética tanto en marcadores nucleares (Branco et al., 1999, Queney et al., 2001) como mitocondriales (Branco et al., 2000). Esto se ha atribuido a que los mayores tamaños poblacionales han permitido que se mantuvieran alelos en baja frecuencia, mientras que en el norte, donde las poblaciones son más heterogéneas y han sufrido más cambios demográficos, estos alelos raros han desaparecido (Branco et al., 2000).

Estas diferencias de diversidad entre áreas geográficas son mucho mayores al analizar exclusivamente marcadores mitocondriales, ya que evolucionan más lentamente y por tanto reflejan una situación más ancestral que, por ejemplo marcadores con tasas de mutación mucho más elevadas, como los microsátélites. Estudios anteriores han apoyado esta teoría ya que obtenían valores mayores de diversidad para las poblaciones del sur de la Península (Queney et al., 2001). Sin embargo estos estudios no incluyeron las poblaciones del centro de la Península o de la zona de contacto entre los dos linajes mitocondriales.

En nuestro estudio (Alda et al., 2006), concentrado principalmente en el centro de la Península Ibérica, precisamente se han obtenido los mayores índices de diversidad para pobla-



ciones presentes en esta franja de contacto entre los dos linajes mitocondriales identificados, lo cual tiene sentido si consideramos que estas poblaciones poseen características genéticas de las dos poblaciones ancestrales.

Algunas poblaciones presentan menores diversidades por motivos distintos. La población de Mallorca es un ejemplo de efecto fundador en una isla en la que el aislamiento y la ausencia de flujo génico, produce una disminución de la diversidad. Las poblaciones de Cáceres y Jaén, por el contrario, además de contar con pocos individuos analizados, son poblaciones en regresión en la que probablemente la baja diversidad esté provocada por "cuellos de botella" y en las que la introducción de ejemplares de otras poblaciones no parece tener efecto positivo sobre la diversidad total.

Las características genéticas, que presentan las poblaciones de la zona de contacto entre los dos linajes, parecen indicar que lo que se está considerando como una única población realmente son varias. En nuestro caso se han encontrado dos grupos de conejos bien diferenciados en algunas de estas poblaciones procedentes de dos fincas diferentes.

Las poblaciones en aumento y en regresión presentan pocas diferencias en sus niveles de variabilidad genética, mostrando en ambos casos altos niveles de heterocigosis. Igualmente la riqueza alélica es muy similar en los dos tipos de poblaciones.

A la hora de determinar la compatibilidad de las poblaciones donantes y receptoras los parámetros generales de variabilidad genética no son suficientes, ya que aunque las heterocigosis esperadas y números de alelos sean similares, estos alelos no son los mismos en todas las poblaciones ni están presentes en la misma frecuencia. Algunas de estas poblaciones tienen alelos exclusivos, es decir, alelos que únicamente se encuentran en esa población. Generalmente se encuentran en baja frecuencia. Estos alelos caracterizan genéticamente las poblaciones y por tanto deberían ser conservados. Por ejemplo, la población de Toledo1 tiene 7 alelos exclusivos en 5 loci, Ciudad Real1 (Sta. Cruz de Mudela) tiene 6 alelos exclusivos en 4 loci, Cádiz tiene 5 alelos exclusivos en 4 loci y en Jaén1 se encontró 1 alelo exclusivo (Alda et al., 2006).

10.3.2. Estructura genética de la población de la Península ibérica

Todos los análisis realizados para determinar la estructura genética de las poblaciones de conejo han indicado que efectivamente existe una estructuración y por tanto una diferenciación significativa de las poblaciones de conejo. En general se observa que existe una mayor diferenciación entre las poblaciones del norte y el sur de la Península que dentro de ellas (Alda et al., 2006).

Mallorca es la población que presenta mayores valores significativos de diferenciación para todas las poblaciones, especialmente para las poblaciones del sur de la Península. Como ya hemos comentado, el aislamiento geográfico de la isla de Mallorca favorece y acelera esa diferenciación genética. En cambio, la población de La Rioja, no tiene aparentemente ningun-

na barrera geográfica que explique los altos valores de diferenciación que muestra con todas las poblaciones. Los motivos que han propiciado la singularidad genética de esta población no los conocemos.

En general se diferencian dos tipos de poblaciones de conejos, aquellas que son genéticamente homogéneas y diferenciadas del resto (Mallorca, Lérida, La Rioja y Cádiz, las cuales a excepción de Mallorca se encuentran en expansión demográfica) y las que son resultados de mezcla de poblaciones ancestrales o por traslocaciones o reintroducciones más recientes. Dentro de estas poblaciones "mezcla" se podrían considerar dos grupos. El primero incluiría las poblaciones del centro y nordeste de la Península: Valencia, Valladolid, Madrid1, Madrid2 (Ajalvir), Toledo1 y Toledo2 (Argés) y el segundo grupo abarcaría las poblaciones del centro y suroeste ibéricos: Ciudad Real1 (Sta. Cruz de Mudela), Ciudad Real2 (Torre de Juan Abad), Ciudad Real3 (Almodóvar del Campo), Albacete, Cáceres, Jaén1 (Andujar) y Jaén2 (Vilches) (Alda et al., 2006).

El factor que mejor parece explicar la alta estructura genética encontrada en las poblaciones de conejo es la baja tasa de dispersión de la especie. Esto viene indicado por el alto nivel de significación para el aislamiento por distancia, en el que se desvela que el mayor condicionante para la diferenciación genética de las poblaciones es la distancia geográfica a la que se encuentran.

Mediante el programa Structure (Pritchard et al., 2000) se estimó un número de ocho poblaciones teóricas, que se pueden agrupar desde un punto de vista genético. Sólo en algunas poblaciones geográficas los individuos se asignan con una probabilidad $\geq 70\%$ únicamente a una de las poblaciones inferidas. El resto de poblaciones están formadas por una mezcla de otras poblaciones ancestrales.

No existe una correlación entre genotipos puros (con un alto porcentaje de asignación) y poblaciones en expansión y poblaciones donantes o receptoras.

El análisis realizado (Alda et al., 2006) encontró que globalmente existen diferencias significativas en las poblaciones de conejo de España. Al separar los individuos de los linajes mitocondriales A y B de cada población también se encuentra una estructura genética significativa entre los Tipos A y B de conejo. Sin embargo al analizar únicamente los conejos de la zona de contacto (Madrid, Toledo1 y 2, y Ciudad Real 1, 2 y 3, entre los dos linajes, el resultado fue no significativo, por lo que se comprueba que existe una homogeneización de las características genéticas al mezclarse los dos tipos de conejo.

Se demuestra que existe una correlación altamente significativa entre las distancias genéticas y geográficas de las poblaciones analizadas.

Figura 10.7. Conejo mixomatoso, cegado y muy delgado



10.3.3. Enfermedades

10.3.3.1. Mixomatosis

Los resultados de las serologías indican una alta prevalencia de animales positivos (con alto número de anticuerpos) (Alda et al., 2006). Un animal positivo puede estar afectado por la enfermedad en el momento de la recogida del suero o bien tener anticuerpos por vacunación o por contactos previos con el virus. Las pruebas de serología solamente se pueden hacer a partir de animales vivos lo cual reduce el número de poblaciones analizadas. Se observan diferencias notables en el número de positivos de MV en las diferentes poblaciones (Alda et al., 2006).

La presión selectiva existente por la presencia del virus, ha provocado la aparición de poblaciones de conejos con cierta resistencia a la mixomatosis, sobre todo frente a las cepas de virulencia baja o moderada. Además de la resistencia de determinadas poblaciones, existen otros factores como la edad y el estado inmunitario individual que hacen variar el curso de la enfermedad y las manifestaciones clínicas.

Los datos obtenidos de los análisis serológicos (apoyados en el estudio de Alda et al., 2006, que se resume a continuación) indican que un gran número de los conejos han estado expuestos de alguna manera al virus. En algunas poblaciones el porcentaje de individuos con anticuerpos frente al MV es muy alto, lo que indica que prácticamente todos ellos han estado en contacto con la enfermedad y han sobrevivido. En otras poblaciones el número de individuos positivos es muy inferior, siendo la incidencia de la mixomatosis en estas poblaciones menor (Alda et al., 2006). El número de individuos en los que se detectan anticuerpos frente al RHDV es menor comparativamente que para la mixomatosis, y también se encuentran diferencias en los grados de exposición al virus en diferentes poblaciones. En general el menor número de conejos con anticuerpos frente a RHDV puede ser debido a la menor incidencia de esta

enfermedad o a que la mayor virulencia de este virus haga que pocos individuos sobrevivan y por tanto presenten anticuerpos.

Los resultados obtenidos demuestran que el MV es un virus con una variabilidad genética muy baja, como es de esperar en un virus ADN. Esto explica por qué no se obtuvo una estructura ni en el árbol filogenético ni en la red de haplotipos (Alda et al., 2006).

La variación de las cepas dentro y entre poblaciones es baja. A pesar de que se observan diferencias significativas entre poblaciones, la ausencia de una estructura genética en los árboles o la falta de correlación entre las distancias genéticas y geográficas hacen pensar que el MV en España se comporta como una única población. Esto se ve apoyado por el hecho de que 10 de los 24 haplotipos encontrados estaban presentes en más de un individuo y cuatro de ellos también estaban en más de una población.

También existen tipos de virus que sólo aparecieron en una única población, entre los que cabe destacar los virus de Mallorca y Galicia que fueron exclusivos de esas poblaciones y además idénticos entre todos los individuos de la población, lo que podría indicar un mayor aislamiento de estas poblaciones. Este aislamiento y diferenciación, lógico en el caso de Mallorca, debe tenerse en cuenta a la hora de diseñar las traslocaciones ya que los virus pueden tener características determinadas que no se sabe como puedan afectar a otras poblaciones de conejo, no debiéndose traslocar estas poblaciones a otras regiones. Igualmente, esta precaución debe tenerse en cuenta en el caso de que se introdujeran conejos de la Península en Mallorca, ya que se desconoce la respuesta que pueden tener los individuos residentes ante cepas de virus de la Península.

De las poblaciones estudiadas, el MV se detecta en individuos distribuidos en todas ellas. Las secuencias obtenidas resultan ser poco variables entre poblaciones y muy similares entre sí y a la cepa Lausanne. Entre todos los fragmentos del MV amplificados se encontraron tan sólo 14 posiciones variables.

Los haplotipos encontrados son muy similares entre sí, difiriendo en muy pocas pares de bases. Sin embargo ninguno de ellos es idéntico al de la cepa Lausanne, que fue teóricamente la causante de la primera infección de mixomatosis en la Península Ibérica. De hecho algunas cepas de MV de España son más diferentes entre sí que respecto a la cepa Lausanne por lo que ha existido un tiempo suficiente para que los virus que circulan en España difieran más entre sí que respecto a la cepa original. Esto es debido probablemente a la gran expansión que ha tenido el MV en España, la cual está apoyada por los tests demográficos realizados.

Esta diferenciación de los virus se debe tener en cuenta a la hora de realizar las vacunaciones, ya que las cepas españolas no tienen por qué ser iguales a las cepas europeas o la cepa Lausanne, por lo que este tipo de vacunas deberían obtenerse a partir de virus que circulen de forma natural en las poblaciones autóctonas de conejo.

Los haplotipos de virus se diferencian entre 1 y 7 bases, lo que supone una similitud superior al 99.99%. La cepa original Lausanne se diferencia de los virus de España entre 1 y 5 bases.

Entre las 80 secuencias de virus analizadas se encontraron 24 haplotipos de virus diferentes. Diez de estos haplotipos se encontraron en más de un individuo y cuatro de los cuales se encontraban también en diferentes poblaciones. Los otros seis haplotipos compartidos entre varios individuos fueron exclusivos de una única población (como ocurrió en poblaciones de Madrid, Jaén1 Albacete y Ciudad Real3. En Ciudad Real3 (Almodóvar del Campo) se encontraron 3 de estos haplotipos exclusivos, mientras que en Mallorca y Galicia todos los virus analizados fueron idénticos entre sí y hallados exclusivamente en esas localidades. El tipo de virus más frecuente (MV1) se encontró en el 32.5% del total, la mayoría de ellas pertenecientes a la población de Almodóvar del Campo y las muestras de Andujar (Jaén). El segundo tipo de virus más frecuente (MV2) se encontró en un 17.5% del total, procedentes de Madrid y Toledo1.

La población que más diversidad de tipos de virus presentó fue Jaén1 (Andujar), en la que todas las muestras resultaron ser haplotipos diferentes (dos de ellos también presentes en Ciudad Real3), seguida del sur de Ciudad Real (Ciudad Real3, Almodóvar del Campo) con 16 tipos de virus. En cualquier caso las diferencias entre los tipos de virus encontrados dentro de cada población son muy bajas.

En los parámetros demográficos estimados para el MV se demuestra que los datos se ajustan a un modelo de población en expansión y que no existen varios linajes de MV. Igualmente, no hay correlación entre distancias geográficas de las poblaciones con presencia de virus y distancias genéticas de los virus.

10.3.3.2. Enfermedad hemorrágica vírica

La variabilidad encontrada en este virus es más alta que para el MV. Tan sólo en alguna población se encuentra el mismo haplotipo en todos los ejemplares. La mayoría de poblaciones muestran valores altos de diversidad haplotípica. En total se han encontrado 16 haplotipos distintos para el RHDV. En el suroeste de Madrid (Madrid1) se encontró la única población que no compartió ninguno de sus haplotipos con el resto de las poblaciones.

El fragmento del gen VP60 del RHDV muestra una mayor variabilidad que el virus de la mixomatosis. Esta mayor variabilidad es lógica en un virus de tipo ARN debido a que presentan una mayor tasa de mutación. En total se encuentran 16 tipos de RHDV. El número de tipos de virus no es mucho más elevado en comparación con los obtenidos para el MV, pero la diferencia radica en que los tipos de virus de RHDV son mucho más diferentes entre sí.

El árbol filogenético obtenido para los haplotipos de RHDV muestra que los virus españoles forman un grupo monofilético. Es decir todos los virus españoles tienen un mismo origen y proceden de una misma infección. El virus AST89 aislado en Asturias, se considera que procede de uno de los primeros focos de infección de RHD en España (Boga et al., 1994). La secuencia de este virus en el árbol filogenético no rechaza la hipótesis de que todos los tipos de virus existentes en la actualidad en España deriven por mutación del AST89.

Se ha observado, tanto en el árbol filogenético como en la red de haplotipos, que los virus obtenidos se agrupan, aunque sin soporte, en dos clados. El Clado I contiene virus de la mayoría de las poblaciones analizadas, mientras que el Clado II, mucho menos frecuente, contiene únicamente 3 haplotipos de virus procedentes de algunas poblaciones muy concretas. El Clado I representa la variabilidad del RHDV en España, mientras que los tipos de virus del Clado II son tipos de virus poco frecuentes que probablemente se hayan visto favorecidos por las explotaciones cinegéticas del centro de España.

Las traslocaciones podrían estar sesgando los tipos de virus presentes en las poblaciones, de ahí la importancia de un control sanitario de las poblaciones donantes de conejos. Así, por ejemplo, es muy probable que en las poblaciones de conejos donantes existiera este tipo de virus poco frecuente en el sur de España y haya sido introducido involuntariamente en estas poblaciones sureñas mediante la traslocación de ejemplares, donde existen además otros tipos de virus propios de esta área como los situados en el Clado I. Este caso se debe tener muy en cuenta por dos razones. En primer lugar las poblaciones donantes, pueden estar favoreciendo la permanencia en la naturaleza de virus que de otra manera serían poco frecuentes de los que desconocemos su virulencia. Cuando sea necesario un reforzamiento de alguna de estas poblaciones se sugiere reforzarlas con conejos silvestres de zonas próximas.

A pesar de la existencia de estos dos grupos de RHDV no existen diferencias significativas entre ninguna de las poblaciones de RHDV por lo que se puede decir que todos los virus se comportan como si pertenecieran a una única población.

Los datos obtenidos sobre la tendencia demográfica del RHDV desde su aparición en España sugieren que ni todo el conjunto de datos, ni los clados considerados por separado se ajustan a un modelo de población en expansión. Esto puede ser debido a varias causas. Bien a que el tiempo transcurrido desde la aparición de la RHD en España no sea suficiente para detectar este tipo de eventos. Que verdaderamente se mantenga un número más o menos constante de virus circulantes entre las poblaciones de conejo. O lo que es más probable, que debido a las características epidémicas de este virus, no se ajuste a un modelo clásico de población que aumenta o disminuye de forma continua en el tiempo. Esto es debido a que el RHDV produce brotes epidémicos muy locales y luego parece desaparecer hasta que se da otro brote, a diferencia de la mixomatosis que aunque con picos de enfermedad en el verano se mantiene durante todo el año. Al comparar los datos de los dos clados de virus se deduce que el Clado II ha tenido un aumento del tamaño efectivo de virus más bajo desde la expansión, por lo que probablemente sea un tipo de virus menos extendido que los del Clado I.

10.3.4. Correlación entre virus y hospedador

Los diferentes análisis factoriales de correspondencias realizados demuestran que no existen diferencias significativas entre los genotipos de conejos sanos y enfermos (Alda et al., 2006). Tampoco existieron diferencias entre un genotipo determinado de conejo y un haplotipo determinado de RHDV, excepto entre los genotipos de los individuos de Mallorca y el tipo



de virus por el que estaban infectados. En las redes de haplotipos de los virus tampoco se observó que existiera una correspondencia entre los haplotipos virales y los linajes mitocondriales del conejo. En general todos los análisis realizados para intentar desvelar una asociación entre los conejos y los virus han resultado no significativos. Las características genéticas de los conejos, en cada población por separado, no parecen condicionar la supervivencia o la susceptibilidad a padecer la enfermedad. Tampoco condicionarían las características genéticas de los conejos el hecho de ser infectados por un determinado tipo de virus. Todos los tipos de virus tienen la misma capacidad de producir la enfermedad en todos los conejos, lo que no se conoce es si todos los tipos de virus identificados producen una enfermedad igualmente virulenta. Únicamente se observó una cierta correlación en el AFC entre los genotipos de conejos de Mallorca y el tipo de MV que portaban. Esta asociación probablemente es debida al hecho de que en Mallorca se encontró únicamente un tipo de MV y los conejos de Mallorca, debido a su aislamiento, sean muy homogéneos genéticamente entre sí y a su vez diferentes del resto.

Otras evidencias procedentes de otros estudios indican que, en el caso del RHDV, tampoco existen diferencias entre los virus encontrados en individuos sanos y enfermos (Moss et al., 2002).

El MV no presentó ninguna estructura genética ni ninguna asociación con los linajes de conejo. Esta homogeneidad de todos los tipos de virus en las poblaciones españolas sugiere que el MV está adaptado a una baja virulencia para producir una baja mortalidad en su hospedador y así proliferar. A diferencia de Inglaterra, donde después de un equilibrio entre la virulencia del MV y la resistencia de los conejos se han producido nuevos picos de la enfermedad con cepas más virulentas (Best y Kerr, 2000, Forrester et al., 2006), en España ese caso todavía no se ha producido (Forrester et al., 2007).

El RHDV presenta una mayor heterogeneidad en los tipos de virus pero tampoco existe una estructura genética. Se debe destacar la presencia de dos grupos de virus. La presencia del mismo haplotipo de virus en algunas poblaciones es una evidencia de que las traslocaciones introducen tipos de virus en otras poblaciones.

10.4. RECOMENDACIONES DE GESTIÓN GENÉTICO-SANITARIAS

10.4.1. Nociones generales sobre vacunas y desparasitaciones

En cuanto al manejo de las poblaciones de conejo, la lucha contra las enfermedades juega un papel importante en España. Dentro de esta estrategia se podrían incluir las desparasitaciones y las vacunaciones. Tanto las vacunaciones como las desparasitaciones (internas y externas) son herramientas básicas asociada a las traslocaciones de individuos. Son necesarias para evitar la diseminación de agentes patógenos y sus vectores de unos lugares a otros (Spalding y Forrester, 1993; Woodford, 1994; Calvete et al., 1997). Sin embargo, el control de las enfermedades mediante la desparasitación de madrigueras, que fue efectivo en Gran



Figura 10.7. Vacunación de conejo de monte previo a su suelta para repoblación en un área de presencia ocasional de lince ibérico

Bretaña (Trout et al., 1992), no ha tenido éxito en España (Osácar et al., 1996), posiblemente debido a una mayor cantidad de vectores en los ecosistemas mediterráneos y a su diferente presencia y fenología por los factores abióticos que los controlan (Cooke, 1990, 1999).

Las campañas de vacunación son más costosas. Son efectivas a corto plazo, alrededor de seis meses, evitando el contagio de los animales cuando entran en contacto con la enfermedad (Gortázar et al., 2000). Algunos consideran que no son efectivas para su uso en el campo, puesto que los métodos de captura para la vacunación implican estrés y mayores mortalidades en la población que las causadas por las propias enfermedades (Letty et al., 2000). Algunos autores han establecido efectos negativos de las vacunaciones sobre los conejos. Twigg et al. (1998) observaron reacciones leves en el punto de inoculación, mientras que otros observan una mayor mortalidad de los conejos vacunados durante los primeros días tras la traslocación. Por este motivo actualmente se ensaya la utilización de virus vivos genéticamente modificados como vacunas recombinantes. Su dispersión en el campo sería en principio la misma que el propio virus, permitiendo teóricamente una inmunización permanente en la población y transmisible entre los diferentes individuos de la población (Bárcena et al., 2000; Torres et al., 2001).

A pesar de la alta carga de parásitos que presentan los conejos, ésta no parece tener un efecto directo sobre la supervivencia de las poblaciones, ya que las desparasitaciones, tanto internas como externas, no parecen aumentar el éxito en las campañas de reintroducción (Osácar et al., 1996).

Igualmente las campañas de vacunación de animales salvajes, requieren que los conejos sean capturados de algún modo, a veces con hurón, cuyos efectos (por ejemplo lesiones no apreciables a simple vista) deben añadirse a los efectos secundarios de la vacunación. Esto hace

que el efecto beneficioso de la vacunación sea puesto en duda por algunos autores (Calvete, 2006b).

Actualmente existen dos tipos de vacunas frente a la mixomatosis:

- a) Vacuna homóloga: son vacunas obtenidas a partir del virus de la mixomatosis. Su eficacia media oscila alrededor del 90%. El principal inconveniente que presenta son los fuertes efectos secundarios, ocasionando a veces formas leves de la enfermedad, lo que predispone a los conejos a ser depredados.
- b) Vacuna heteróloga: se denomina así porque no se obtiene del virus de la mixomatosis, sino a partir de un virus similar pero menos patógeno (Virus del fibroma de Shope). Su eficacia de inmunización en los conejos silvestres es menor que las vacunas homólogas (60-70%), pero sus efectos secundarios también son inferiores. Es la vacuna que se recomienda actualmente.

El tiempo de inmunización de estas vacunas es limitado y no son transmisibles a la descendencia, por lo que para asegurar su eficacia sería necesario vacunar periódicamente (anualmente para la homóloga y semestralmente para la heteróloga) a una elevada proporción de la población.

A diferencia de las vacunas de la mixomatosis que son virus vivos, la vacuna de la RHD se realiza con virus inactivados. Presentan una alta eficacia (80-90%) y pocos efectos secundarios comparados a los que producen las vacunas de la mixomatosis.

Además de estas vacunas se ha desarrollado una vacuna recombinante a partir de virus de la mixomatosis que expresan la proteína VP60 presente en la cápside del RHDV (Barcena et al., 2000), de modo que es posible inmunizar a los conejos simultáneamente frente a las dos enfermedades. La administración de esta vacuna podría realizarse mediante vectores infectados con el virus recombinante (i.e. pulgas), o administrando el virus por vía parenteral y que posteriormente se produzca la inmunización de otros conejos ya que está probada la transmisión horizontal de la inmunidad (Torres et al., 2001). Esta vacuna aún se encuentra en periodo de experimentación y su aprobación es difícil debido a las consecuencias que puede suponer el hecho de liberar virus modificados en la naturaleza. Ya sea por el hecho de que el virus se propague a lugares en los que el conejo es una especie que produce plagas, por los efectos del virus sobre otras especies o por la posibilidad que el virus modificado mute (Angulo, 2001, Angulo y Cooke, 2002). Un ejemplo sencillo de los problemas que podría suponer la liberación de un virus en la naturaleza lo podemos obtener de un caso opuesto al que se presenta en España. En Australia como una medida para el control de las poblaciones invasoras de conejo se ha modificado el virus de la mixomatosis de manera que exprese un gen responsable de la unión del óvulo y el espermatozoide. Una vez infectado, el conejo produce anticuerpos frente a esta proteína produciendo infertilidad en las hembras. Del mismo modo que la liberación de un virus de este tipo en Australia podría hacer que llegara, como ya ha ocurrido anteriormente, a la Península Ibérica con efectos desastrosos, un virus-vacuna podría tener efectos igualmente negativos en otros países.



Figura 10.8. El huroneo o bicheo es una práctica habitual para capturar conejos en las traslocaciones

10.4.2. Recomendaciones concretas en traslocaciones y reintroducciones de conejos

10.4.2.1. Traslocaciones dentro de un mismo coto

En el apartado 7.2. del capítulo 7 se menciona que una práctica habitual en cotos con una distribución heterogénea de conejo es la traslocación de individuos entre zonas de alta y baja abundancia.

Se debe procurar, al realizar este tipo de acciones, que la zona de procedencia y las de suelta estén suficientemente próximas entre sí para favorecer el flujo de individuos entre ellas y evitar la fragmentación de las poblaciones.

Desde el punto de vista genético-epidemiológico la época más adecuada para la traslocación de individuos sería a finales del verano y principios del otoño. De este modo ya habría pasado la época más exigente de verano y los conejos tendrían mayor tiempo de aclimatación antes de la llegada del invierno y posteriormente de los posibles brotes de RHD.

Dentro de un mismo coto la vacunación de los animales no sería necesaria. De este modo se minimiza el estrés de los conejos y se favorece la libre circulación del virus dentro de una población y por tanto la inmunización natural de los conejos.

10.4.2.2. Reintroducciones

El apartado 7.4. del capítulo 7 es específico de reintroducciones de conejo en zonas donde éste ha desaparecido o sus densidades son tan bajas que no es esperable una autorecuperación a corto-medio plazo. En el mencionado apartado se especifican las técnicas más usua-

Figura 10.9. Suelta de conejos en una repoblación en área de presencia ocasional de lince



les a la hora de acometer estas repoblaciones de conejo: forma de capturar los conejos en la zona donante, manejo de éstos hasta la liberación en la zona receptora, tipo y número de madrigueras artificiales a construir en la zona receptoras y operaciones posteriores de mantenimiento.

En todo este proceso, y una vez decididos a repoblar una zona (llamada receptora), hay que tomar decisiones de tipo genético-epidemiológico. La primera es seleccionar la zona "donante más adecuada". La recomendación más consensuada hasta la fecha era tomar la zona más próxima geográficamente a la población receptora y manteniendo siempre los linajes mitocondriales A y B. Sin embargo, este método no es del todo adecuado ya que el ADN mitocondrial no contiene información que influya sobre la capacidad de adaptación al medio, por lo que es más adecuado basarse en otro tipo de marcadores. Los microsatélites pueden dar una idea más adecuada de las características genéticas de los conejos.

Si se va a traslocar siempre será mejor hacerlos atendiendo a su estructura genética basada en una combinación de ADN nuclear (microsatélites) y mitocondrial.

Genéticamente los resultados obtenidos muestran que existen poblaciones homogéneas y diferenciadas del resto. En estas poblaciones no es adecuada la introducción de conejos de otras zonas ni la extracción y repoblación de áreas que no sean geográficamente cercanas. Dentro del linaje mitocondrial B existen 3 poblaciones de este tipo: Mallorca, Lérida y La Rioja. Mientras que dentro del linaje A destacamos la población de Cádiz.

El resto de poblaciones analizadas proceden de una mezcla de diversas poblaciones ancestrales. Grosso modo podemos diferenciar dos grupos de poblaciones. 1) Valladolid, Madrid1 y

2 y las dos poblaciones analizadas en Toledo (Toledo y Argés). 2) Albacete, tres poblaciones de Ciudad Real (Sta. Cruz de Mudela, Campo de Montiel, Torre de Juan Abad), dos poblaciones de Jaén (Andújar y Vilches) y dos poblaciones de Cáceres (Valencia de Alcántara y Cáceres). No se deberían realizar reintroducciones ni traslocaciones entre poblaciones que no pertenezcan a un mismo grupo. Las acciones que se lleven a cabo dentro de un mismo grupo se podrán realizar teniendo en cuenta únicamente el linaje mitocondrial. Siempre que se pueda se intentará que la población donante y receptora sean lo más próximas posible, ya que estas son más similares genéticamente.

Dentro de este tipo de poblaciones "mezcla" de otras ancestrales, se desaconseja el uso de la población de Valencia procedente del Vall d'Albadia como donante, debido a la alta heterogeneidad genética de sus individuos, probablemente por haber sufrido sucesivas reintroducciones de conejos domésticos y de otras poblaciones.

Desde el punto de vista inmunológico se debe tener en cuenta que la distribución geográfica de las muestras no es tan completa como para los datos genéticos, por lo que las conclusiones deben tomarse con precaución ya que puede que no representen toda la diversidad de virus presente en España.

Se ha comprobado, en el caso de la enfermedad hemorrágica, que las repoblaciones juegan un papel importante en la dispersión de los virus. Este hecho es de una gran relevancia por los efectos que puede tener sobre la supervivencia de los conejos, tanto de los introducidos como de los residentes.

Tanto desde el punto de vista genético como inmunológico se desaconseja el empleo de conejos procedentes de Toledo1 para la repoblación de zonas fuera del grupo mencionado



Figura 10.10. Grupos de poblaciones compatibles establecidos durante el estudio

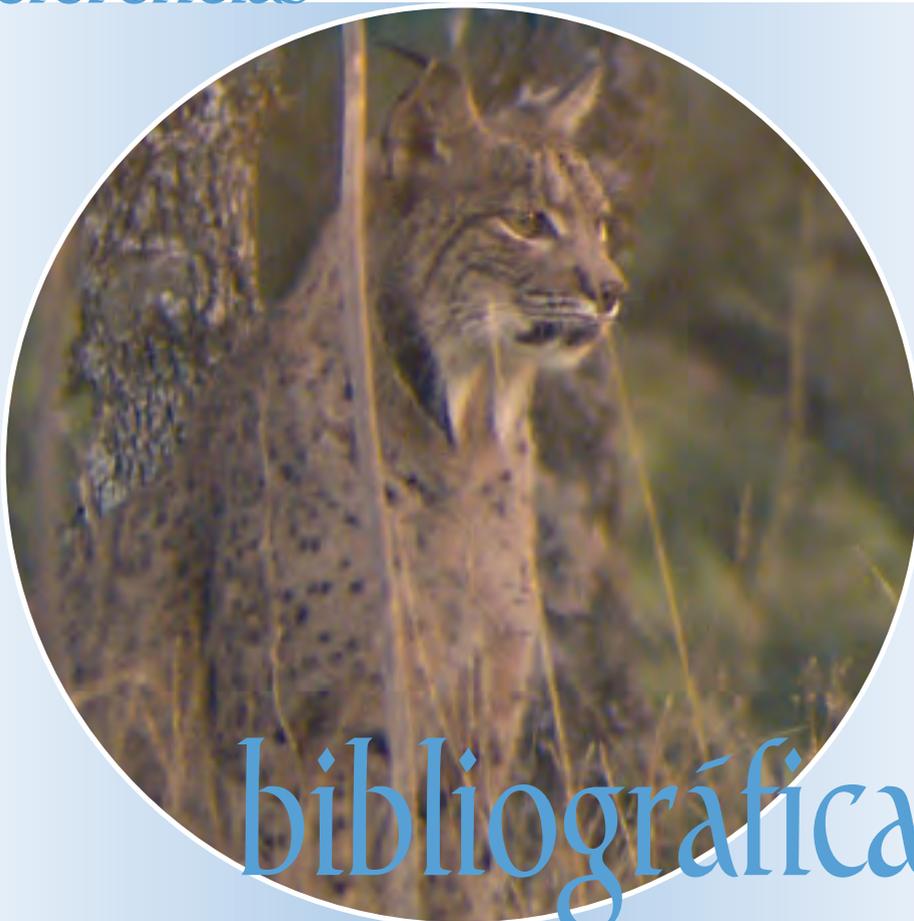
anteriormente (Valladolid, Madrid1 y 2 y Toledo1 y 2). Esto se debe a que todos los cotos analizados de Toledo1 no son genéticamente homogéneos, ya que se han encontrado diferencias genéticas considerables entre ellas, y a que éstas pudieran estar favoreciendo la dispersión de virus, lo cual se deduce por haber encontrado en Jaén1 y 2 un tipo de RHDV únicamente presente en Toledo1.

Igualmente, según los datos inmunológicos, el uso de la población de Ciudad Real 3 (Almodóvar del Campo) como donante de conejos, incluso dentro de su mismo grupo genético, debe realizarse con cautela debido a las diferencias significativas encontradas entre sus tipos de virus de la mixomatosis y los de otras poblaciones.

Conocer el número de individuos necesarios para formar una nueva población es una cuestión difícil. El número inicial de fundadores necesario dependerá de la variabilidad genética existente en la población donante. Afortunadamente, las poblaciones de conejo analizadas presentan altos valores de variabilidad, pero esto no significa que no sea un factor a tener en cuenta a la hora de realizar las repoblaciones. Igualmente, el hecho de que exista una alta variabilidad genética en las poblaciones de conejo, supone que el número de conejos necesario para formar una población que contenga un porcentaje significativo de esta variabilidad deberá ser elevado. La nueva población, además, deberá ser capaz de mantener esta variabilidad, ya que en el caso de que no exista contacto con otras poblaciones se perderá variabilidad genética en cada generación. Una estrategia adecuada sería la creación de núcleos interconectados, los cuales una vez asentada la población, alcancen un tamaño efectivo mínimo de 250 individuos. Esto supondría 125 parejas reproductoras por generación. Ahora bien, si la razón sexual no fuese 1 y uno de los sexos fuese más abundante que el otro, el número de ejemplares que se necesitaría sería mayor. Además, en las poblaciones naturales el censo real (N) puede ser entre 2 y 5 veces al del tamaño efectivo (N_e) de la población que son los que contribuyen realmente al mantenimiento de la diversidad (Soulé, 1980, Macé, 1986).

La mayoría de los estudios en los que se basan estos cálculos se realizan con poblaciones en cautividad en las que es posible controlar los cruces y la contribución de cada individuo a la siguiente generación. En este caso, al tratarse de poblaciones en libertad, no es posible controlar estos factores y por tanto minimizar el efecto de la deriva génica y pérdida de la diversidad. Como alternativa se recomienda que en los 3 años posteriores a la primera liberación se reintroduzcan ejemplares suficientes para que se consiga el asentamiento de entre 5 y 6 individuos reproductores por cada núcleo, ya que está demostrado que este tipo de actuaciones tienen un efecto beneficioso para el mantenimiento y recuperación de la diversidad genética. Igualmente esta actuación favorecería la circulación natural de los virus, por lo que no es conveniente la vacunación.

Referencias



bibliográficas

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alda, F.; Alcaraz, L.; Hernández, M.; Doadrio, I.; García-Garitagoitia, J.L.; Gaitero, T. 2006. Estudio genético e inmunológico del conejo silvestre: implicaciones epidemiológicas y poblacionales de las traslocaciones y reintroducciones. Informe inédito. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
- Aldama, J.J. 1993. Ecología energética y reproductiva del lince ibérico en Doñana. Tesis Doctoral inédita. Universidad Complutense. Madrid.
- Aldama, J.J.; Beltrán, J.F.; Delibes, M. 1991. Energy expenditure and prey requirements of free-ranging Iberian lynx in southwestern Spain. *Journal of Wildlife Management*, 55(4): 635-641.
- Angulo, E. 2001. When DNA research menaces diversity. *Nature*, 410: 739.
- Angulo, E.; Cooke, B. 2002. First synthesize new viruses then regulate their release? The case of the wild rabbit. *Molecular Ecology*, 11: 2703-2709.
- Angulo, E.; Villafuerte, R. 2004. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation*, 115: 291-301.
- Argüello, J.L.; Llano, A.; Pérez-Ordoyo García, LL. 1998. Enfermedad vírica hemorrágica del conejo en España. *Medicina Veterinaria*, 5 (12): 645-650.
- Arsuaga, J.L.; Martínez, I. 1998. La especie elegida. *Temas de Hoy*. Madrid.
- Asgari, S, Hardy, JR, Cooke, BD. 1999. Sequence analysis of rabbit haemorrhagic disease virus (RHDV) in Australia: alterations after its release. *Archives of Virology*, 144: 135-145.
- Aymerich, M. 1982. Etude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina*) et du chat sauvage (*Felis sylvestris*). *Mammalia*, 46: 515-521.
- Baker, P.J.; Harris, S. 2006. Does culling reduce fox (*Vulpes vulpes*) density in commercial forests in Wales, UK? *European Journal of Wildlife Research*, 52(2): 99-108.
- Ballesteros, F. 1998. Las especies de caza en España. *Estudio y Gestión del Medio*. Oviedo.

- Bandelt, H.J.; Forster, P.; Röhl, A. 1999. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 16: 37-48.
- Banks, P. B. 2000. Can foxes regulate rabbit populations? *Journal of Wildlife Management*, 64: 639-648.
- Bárcena, J.; Morales, M.; Vázquez. B.; Boga, J.A.; Parra, F.; Lucientes, J.; Pagès-Manté, A.; Sánchez-Vizcaíno, J.M.; Blasco, R.; Torres, J.M. 2000. Horizontal transmissible protection against Myxomatosis and Rabbit Hemorrhagic Disease by using a recombinant myxoma virus. *Journal of Virology*. 74: 1114-1123.
- Barlow, N.D.; Barron. M.C.; Parkes, J.P. 2002. Rabbit haemorrhagic disease in New Zealand: field test of a disease-host model. *Wildlife Research* 29: 649-653.
- Beltrán, J.F.; Delibes, M. 1993. Physical characteristics of Iberian lynxes from Doñana. *Journal of Mammalogy*, 74(4): 852-862.
- Beltrán, J.F.; Rice, J.E.; Honeycutt, R.L. 1996. Taxonomy of the Iberian lynx. *Nature*, 379: 407-408.
- Bennett, E.L.; Robinson, J.G. 2000. Hunting for the Snark. En: *Hunting for sustainability in tropical forests* (Ed. J.G. Robinson y E.L. Bennett), pp. 13-30. New York, USA: Columbia University press.
- Best, S.M.; Kerr, P.J. 2000. Coevolution of host and virus: the pathogenesis of virulent and attenuated strains of myxoma virus in resistant and susceptible European rabbits. *Virology* 267: 36-48.
- Biju-Duval, C.; Ennafaa, H.; Dennebouy, N.; Monnerot, M.; Mignotte, F.; Soriguer, R.; Gaaïed, E.; Hili, A.E.; Mounolou. A. 1991. Mitochondrial DNA evolution in lagomorphs: origino f systematic heteroplasmy and organization of diversity in European rabbits. *Journal of Molecular Evolution*, 33: 92-102
- Blanco, J.C. 1998. *Mamíferos de España*. II vol. Planeta. Barcelona.
- Blanco, J.C.; Barrios, L. 1997. *Inventario, situación y plan de recuperación del lince ibérico en Extremadura*. Informe inédito. Junta de Extremadura. Mérida.
- Blanco J.C.; Villafuerte, R. 1993. Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. Informe inédito. TRAGSA. Madrid.
- Blas, C. 1989. *Alimentación del conejo*. Mundi-Prensa. Madrid.
- Blas, C.; González, G.; Argamentería, A. 1986. *Nutrición y alimentación del ganado*. Mundi-Prensa. Madrid.
- Boyd, I.L.; Myhill, D.G., 1987. Seasonal changes in condition, reproduction and fecundity in the wild European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology*, 212: 223-233.

- Branco, M.; Machado, J.C.; Ferrand, N. 1999. Extensive genetic polymorphism of peptidases A, B, C and D, in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations from the Iberian Peninsula. *Biochemical Genetics*, 37: 237-249.
- 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.R. 2002. Postglacial dispersal of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula reconstructed from nested clade and mismatch analyses of the mitochondrial DNA genetic variation. *Evolution*, 56: 792-803
- Bravo, A. 2003. Reseñas de conversión en montes bajos de la región central de la Península Ibérica. Tesis Doctoral inédita. E.U.I.T. Forestal. Madrid
- Brown, A.L.; Litvaitis, J.A. 1995. Habitat features associated with predation of New England cottontails: What scale is appropriate? *Canadian Journal of Zoology*, 73: 1005-1011.
- Cabrera, A. 1914. Fauna Ibérica. Mamíferos. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Cacho, C., 2002. Utilización de siembras experimentales de pasto permanente y cultivo forrajero por una población de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en la ZEPA de los Montes de Toledo. Proyecto Fin de Carrera. ETS de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- Callou, C. 1995. Modifications de l'aire de répartition du lapin (*Oryctolagus cuniculus*) en France et en Espagne, du Pléistocène à l'époque actuelle. Etat de la question. *Anthropozoologica*, 21: 95-114.
- Calvete, C. 2002. Biología y gestión del conejo silvestre. Cuadernos de caza y pesca de Aragón. Gobierno de Aragón. Zaragoza.
- Calvete, C. 2006a. Los problemas de gestión del conejo silvestre. *Quercus*, 244: 17-20.
- Calvete, C. 2006b. Modeling the Effect of Population Dynamics on the Impact of Rabbit Hemorrhagic Disease. *Conservation Biology*, 20(4): 1232-1241.
- Calvete, C.; Angulo, E.; Estrada, R.; Moreno, S.; Villafuerte, R. 2005. Quarantine length and survival of translocated European wild rabbits. *Journal of Wildlife Management*, 69(3): 1063-1072.
- Calvete, C.; Estrada, R. 2004. Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation*, 120: 507-516.
- Calvete, C.; Estrada, R.; Osacar, J.J.; Lucientes, J.; Villafuerte, R. 2004a. Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral hemorrhagic disease (VHD) on the survival of European wild rabbits. *Journal of Wildlife Management*, 68: 198-205.

- Calvete, C.; Estrada, R.; Osacar, J.J.; Lucientes, J.; Villafuerte, R. 2004b. Effects of vaccination against viral haemorrhagic disease myxomatosis on long-term mortality rates of European wild rabbits. *The Veterinary Record*, 155: 388-392.
- Calvete, C.; Estrada, R.; Villafuerte, R.; Osacar, J.J.; Lucientes, J. 2002. Epidemiology of viral haemorrhagic disease and myxomatosis in a free-living population of wild rabbits. *Veterinary Record*, 150: 776-782.
- Calvete, C.; Pelayo, E.; Sampietro, J. 2006. Habitat factors related to wild rabbit population trends after the initial impact of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research*, 33(6): 467-474.
- Calvete, C.; Villafuerte, R.; Lucientes, J.; Osacar, J.J. 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Zool. Lond.*, 241: 271-277.
- Calzada, J. 2000. Impacto de depredación y selección de presa del lince ibérico y el zorro sobre el conejo. Tesis Doctoral inédita. Universidad de León. León.
- Calzada, J.; Palomares, F. 1996. Frecuencia de aparición de diferentes restos de conejo en excrementos de lince y zorro. *Doñana Acta Vertebrata*, 23: 243-252.
- Chasey, D.; Trout, R.C.; Edwards, S. 1997. Susceptibility of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in the United Kingdom to rabbit haemorrhagic disease (RHD). *Veterinary Research* 28: 271-276.
- Clevenger, A. 1987. Observación de un lince ibérico (*Lynx pardina*) en la provincia de Lugo, Norte de España. *Doñana Acta Vertebrata*, 14: 140-142.
- Collery, P.M.; Mooney, J.; O'Connor, M.; Nowotny, N. 1995. Rabbit haemorrhagic disease in Ireland. *Veterinary Records*, 28: 271-276.
- CNPN. 2004. Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. Estrategia nacional contra el uso ilegal de cebos envenenados en el Medio Natural. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 2005. Decreto 182/2005, de 26 de Julio, por el que se aprueba el Reglamento de Ordenación de la Caza (BOJA no 154).
- Cooke, B.D. 1981. Rabbit control and the conservation of native Mallee vegetation on roadsides in south Australia. *Australian Wildlife Research*, 8: 627-636.
- Cooke, B.D. 1990. Rabbit burrows as environments for European rabbit fleas, *Spilopsyllus cuniculi* (Dale), in arid South Australia. *Australian Journal of Zoology*, 38: 317-325.
- Cooke, B.D. 1999. Notes on the life-history of the rabbit flea *Caenopsylla laptevi ibera* Beaucournu y Márquez, 1987 (Siphonaptera: ceratophyllidae) in eastern Spain. *Parasite*, 6: 347-354.

- Cooke, B.D.; Fenner, F. 2002. Rabbit haemorrhagic disease and the biological control of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus*, in Australia and New Zealand. *Wildlife Research*, 29: 689-706.
- Corominas, J. 1987. Breve diccionario etimológico de la lengua castellana. Gredos. Madrid.
- Costa J.C. 2002. Manual para la diversificación del paisaje agrario. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Costa, J.C. (Dir.) 2004. Modelos de restauración forestal. IV tomos. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Cotilla, I.; Villafuerte, R. 2003. Empleo de modelos para la mejora de los traslados de conejos. En C. Gortázar, P. Ferreras, G. Jordán, A. Boixo, y. A. Castro (Eds.) VI Jornadas españolas de conservación y estudio de los mamíferos. SECEM. Ciudad Real.
- Covisa, J. 1998. Ordenación cinegética: Proyectos de Ordenación y Planes Técnicos. Auryn, S.A. Madrid.
- Daniel, P.W.; Helms, U.E.; Baker, F.S. 1979. Principles of Silviculture. MacGraw-Hill. New York.
- Delibes, M. 1979. Le lynx dans la péninsule ibérique- répartition et régression, predation. Bulletin Mensuel de l'Office de la Chasse, numéro spécial scientifique et technique, pp: 41-57. Office National de la Chasse. Paris.
- Delibes, M.; Hiraldo, F. 1981. The rabbit as a prey in the Iberian Mediterranean ecosystem, In: Myers, K. and MacInnes, C.D. (eds) Proceedings of the World Lagomorph Conference. pp. 614-622. University of Guelph. Guelph, Canada
- Delibes, M.; Rodríguez, A. 1990. El lince ibérico (*Lynx pardina*) en España. Distribución y problemas de conservación. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid
- Delibes, M. 1980a. El lince ibérico: ecología y comportamiento alimenticio en el Coto de Doñana, Huelva. *Doñana Acta Vertebrata*, 7: 1-128.
- Delibes, M. 1980b. Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana. *Acta Theriologica*, 25(4): 309-324.
- Delibes, M.; Delibes de Castro, M. 2005. La Tierra herida. Destino. Barcelona.
- Delibes, M.; Rodríguez, A.; Ferreras, P. 2000. Action plan for the conservation of the Iberian lynx in Europe (*Lynx pardinus*). Nature and Environment Series, 111. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- Díaz, E. 2004. Modelización de la calidad del hábitat para la perdiz roja silvestre (*Alectoris rufa*): el caso de Las Enanchas (Ciudad Real). Proyecto fin de carrera. Universidad de Lleida.
- Dirección General de Biodiversidad. 2006. Estrategia para la conservación del Lince Ibérico (*Lynx pardinus*) en España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Duchaufour, Ph. 1987. Manual de edafología. Masson. París.

- Ennafaa, H.; Monnerot, M.; Gaaied, A.; Mounolou, J.C. 1987. Rabbit mitochondrial DNA: preliminary comparison between some domestic and wild animals. *Génet. Sécl. Évol.* 19: 279-288.
- Fedriani, J.M.; Palomares, F.; Delibes, M.; 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia*, 121: 138-148.
- Fenner, F.; Fantini, B. 1999. Biological control of vertebrates pests: the history of myxomatosis – an experiment in evolution. Oxon, UK: CABI Publishing
- Ferreras, P.; Terriza, J.; López-Precioso, B.; Rodríguez, O.; Reglero, M.; Castro, F. 2003. Homologación de métodos de control de predadores en Castilla-La Mancha: bases científicas. Informe final. IREC. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Castilla-La Mancha. Ciudad Real.
- Fernández de Cañete, J. 1979. Guía de la caza menor. Ministerio de Comercio y Turismo. Madrid.
- Fernández, N. 2003. Modelos de hábitat para el lince ibérico orientados a la conservación. Tesis Doctoral inédita. Universidad Complutense de Madrid.
- Fernández, N.; Palomares, F. 2000. The selection of breeding dens by the endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*): implications for its conservation. *Biological Conservation*, 94: 51-61.
- Fernández, N.; Palomares, F.; Delibes, M. 2002. The use of breeding dens and kitten development in the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology*, 258: 1-5.
- Fernández-González, F. 2004. Bioclimatología. En: Izco, J. (Coord.) *Botánica*. MacGraw Hill Interamericana. Madrid. pp: 715-794.
- Fernández-Llario, P.; Mateos-Quesada, P. 2003. Population structure of the wild boar (*Sus scrofa*) in two Mediterranean habitats in the western Iberian Peninsula. *Folia Zool.*, 52(2): 143-148.
- Ferrand, N. 1995. Variação genética de proteínas em populações de coelho (*Oryctolagus cuniculus*). Tesis Doctoral Inédita, Universidade do Porto.
- Ferrer, M. 1993. El águila imperial. Quercus, Madrid, España.
- Ferrera, E.M.; Olea, L.; Viguera, F.J.; Poblaciones, M.J. 2005. Mejora de pastos naturales con aplicación de diferentes fuentes fosfóricas y yeso en suelos de rañas y rañizos en el este de Extremadura. En: Roza, B.; Martínez, A.; Carballal, A (Eds.) *Producciones agroganaderas. Gestión eficiente y conservación del medio natural*. Gijón. pp: 565-572.
- Ferrera, E.M.; Olea, L.; Viguera, F.J.; Poblaciones, M.J. 2006. Influence of the phosphoric fertilization in grasses of "dehesas" of degraded areas. *Grassland Science in Europe*, 11: 95-97.

- Ferreras, P. 1994. Patrones de dispersión del lince ibérico (*Lynx pardina*) en Doñana e implicaciones para su conservación. Tesis Doctoral inédita. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a meta-population of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, 100: 125-136.
- Ferreras, P.; Aldama, J.J.; Beltrán, J.F.; Delibes, M. 1992. Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx (*Felis pardina* Temminck, 1824). *Biological Conservation*, 61: 197-202.
- Ferreras, P.; Beltrán, J.F.; Aldama, J.J.; Delibes, M. 1997. Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology*, 243: 163-189.
- Ferreras, P.; Delibes, M.; Palomares, F.; Fedriani, J.M.; Calzada, J.; Revilla, E. 2004. Proximate and ultimate causes of dispersal of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Behavioural Ecology*, 15(1): 31-40.
- Ferreras, P.; Gaona, P.; Palomares, F.; Delibes, M. 2001. Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Animal Conservation*, 4: 265-274.
- FIC. 2006. Fur Institute of Canada. Traps. meeting requirements of Agreement on International Human Trapping Standards and certification status. Certified traps. Updated December 8. Canadá.
- Forrester, N.L.; Trout, R.C.; Turner, S.L.; Nelly, D.; Boag, B.; Moss, S.; Gould, E.A. 2006. Unravelling the paradox of rabbit haemorrhagic disease virus emergence, using phylogenetic analysis; possible implications for rabbit conservation strategies. *Conservation Biology*, 131: 296-306.
- Forrester, N.L.; Trout, R.C.; Gould, E.A. 2007. Benign circulation of rabbit haemorrhagic disease virus on Lambay Island, Eire. *Virology*, 358(1): 18-22.
- Fundación CBD-Habitat, 2002. Proyecto LIFE99/NAT/E/006336 Conservación del Águila imperial, Buitre negro, Cigüeña negra y Lince ibérico. Informe final de resultados inédito. Madrid
- Fundación CBD-Habitat, 2005. Proyecto LIFE03/NAT/E/00050 Conservación del Águila imperial, Buitre negro y Cigüeña negra. Informe parcial inédito. Madrid
- Fundación CBD-Hábitat. 2003. Proyecto LIFE99/NAT/E/006336 "Conservación del Águila imperial, Buitre negro, Cigüeña negra y Lince ibérico". Informe Final inédito. Madrid.
- Fundación CBD-Hábitat. 2006a. Programa de alimentación suplementaria del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck 1827). Análisis y evaluación. Conservación del lince ibérico en Sierra Morena oriental. Proyecto LIFE/02/E/NAT/8609 "Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía". Documento inédito. Madrid.

- Fundación CBD-Hábitat. 2006b. Análisis de la presencia de otros carnívoros en relación al lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) en Sierra Morena oriental. Conservación del lince ibérico en Sierra Morena oriental. Proyecto LIFE/02/E/NAT/8609 "Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía". Documento inédito. Madrid.
- Fundación CBD-Hábitat. 2006c. Resultados y conclusiones de las Encuestas y Jornadas de debate. Proyecto LIFE02/NAT/E/8617. Fundación CBD-Hábitat. Madrid.
- Fundación LAIA Natura, 2003. Construcción de un bebedero. Trofeo, 399: pp 54-56.
- Fundación LAIA Natura, 2003. Colocación y desinfección de un bebedero. Trofeo, 398: pp 48-49.
- Gaona, P.; Ferreras, P.; Delibes, M. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs*, 68(3): 349-370.
- García, J. F. 2003. Revisión de las actuaciones para el fomento de las poblaciones de conejo de monte. Informe inédito. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- García, J. F. 2005. Manual técnico para el fomento de las poblaciones de conejo. Informe inédito. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- García Perea, R. 1997. Phylogeny and conservation of Iberian lynxes. *Cats News*, 27: 23-24.
- Gea-Izquierdo, G.; Muñoz, J.; San Miguel, A. 2005. Rabbit warren distribution in relation to pasture communities in Mediterranean habitats: consequences for management of rabbit populations. *Wildlife Research*, 32: 1-9.
- Geraldes, A.; Ferrand, N.; Nachman, M.W. 2006. Contrasting patterns of introgression at X-linked loci across the hybrid zone between subspecies of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Genetics*, 173: 919-933.
- Geraldes, A.; Rogel-Gaillard, C.; Ferrand, N. 2005. High levels of nucleotide diversity in the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) SRY gene. *Animal Genetics*, 36: 349-351.
- Gil, J.M.; Simón, M.A.; Cadenas, R.; Leiva, A.; Bueno, J.; Moral, M.; Rodríguez, J. 2006. Valle del Yeguas: éxito en la conservación del lince en su hábitat. *Quercus*, 244: 10-16.
- Gómez-Sal, A.; Rey-Benayas, J.M.; López-Pintor, A.; Rebollo, S. 1999. Role of disturbance in maintaining a savanna-like pattern in Mediterranean *Retama sphaerocarpa* shrubland. *Journal of Vegetation Science*, 10: 365-370.
- González Molina, J.M. 2005. Introducción a la selvicultura general. Universidad de León. Ponferrada.
- González Vázquez, E. 1948. Selvicultura. Libro segundo: estudio cultural de las masas forestales y los métodos de regeneración. Residencia de Profesores. Ciudad Universitaria. Madrid.
- González, J.A. 1998. Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata. *Miscellània Zoològica*, 21: 31-35.

- González, L.M.; San Miguel, A. (Coord.). 2004. Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la red Natura 2000. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Gortázar, C.; Herrero, J.; Villafuerte, R.; Marco, J. 2000. Historical examination of large mammals in Aragon, Spain. *Mammalia* 64: 411-422.
- Gortázar, C.; Villafuerte, R.; Luco, D.F.; Cooke, B.D.; Jordán, G.; Feliz, C.; Angulo, E.; Lucientes, J. 2000. Enfermedades del conejo silvestre. En J. Rosell (Ed.) *Enfermedades del conejo*. Mundi-Prensa. Madrid
- Graells, M.P. 1897. *Felis pardina* (Temminck). Fauna mastozoológica ibérica. Mem. Real. Acad. Ciencias, XVII: 224-229.
- Grande, R.; Hernando, A. 1982. Localizadas dos nuevas áreas de lince. *Quercus*, 3: 20-21.
- Grupo de Trabajo FSC-España. 2006. Estándares españoles para la certificación forestal FSC. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Guzmán, J.N.; García, F.J. Garrote, G.; Pérez de Ayala, R. Iglesias, C. 2005. El lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Hardy, C.M.; Hinds, L.A.; Kerr, P.J.; Lloyd, M.L.; Redwood, A.J.; Shellam, G.R.; Strive, T. 2006. Biological control of vertebrate pests using vilarly vectored immunocontraception. *Journal of Reproductive Immunology* 71 (2): 102-111.
- Hayward, J.S. 1961. The ability of rabbit to survive conditions of water restriction. *CSIRO Wildlife Research*, 6: 60-175.
- Henning, J.; Meers, J.; Davies, P.R.; Morris, R.S. 2005. Survival of rabbit haemorrhagic disease virus (RHDV) in the environment. *Epidemiology and Infection*, 133(4): 719-730.
- Herranz, J. 2000. Efectos de la depredación y del control de predadores sobre la caza menor en Castilla-La Mancha. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- Herranz, J.; Yanes, M.; Suárez, F. 1999. Efecto de los predadores sobre la caza menor y evaluación de sistemas selectivos para regular los niveles de depredación. Informe final. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Castilla-La Mancha. Toledo.
- Hewitt, G.M. 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405: 907-913.
- Hidalgo de Trucios, S. 2001. Revisando la situación del conejo. *Trofeo*, 379: 44-52.
- IAFWA. 20103. International Associatiion of Fish and Wildlife Agencies. Best management practises for trapping coyotes in the esartern United States. Washington (EE.UU).
- Iborra, O.; Lumaret, J.P. 1997. Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia*, 61(2): 205-218.

- International Organization for Standardization, 1999. ISO 10990-5: Animal (Mammal) traps Part 5: Methods for testing restraining traps. Technical Committee 191 (Canada).
- IUCN. 2002. 2002 IUCN Red List of Threatened Species. Species, 38: 6-7.
- Johnson, W.E.; Godoy, J.A.; Palomares, F.; Delibes, M.; Fernandes, M.; Revilla, E.; O'Brien, S. 2004. Phylogenetic and Phylogeographic Analysis of Iberian Lynx Populations. *Journal of Heredity*, 95(1): 19-28.
- Junta de Andalucía. 2004. Manual de ordenación de montes de Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Junta de Castilla y León. 1999. Instrucciones Generales para la ordenación de montes arbolados de Castilla y León. Zamora.
- Kolb, H. H. 1985. The burrow structure of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.). *Journal of Zoology*, 206: 253-262.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison Wesley Longman. Menlo Park, CA.
- Künkele, J.; Von Holst, D. 1996. Natal dispersal in the European wild rabbit. *Animal Behaviour*, 51: 1047-1059.
- Lande, R.; Saether, B.E.; Engen, S. 1997. Threshold harvesting for sustainability of fluctuating resources. *Ecology*, 78: 1341-1350.
- Le Gall Recule, G. ; Zwingelstein, F.; Laurent, S.; de Boissesson, C.; Portejoie, Y.; Rasschaert, D. 2003. Phylogenetic analysis of rabbit haemorrhagic disease virus in France between 1993 and 2000, and characterisation of RHDV antigenic variants. *Archives of Virology*, 148: 65-81.
- Letty, J.; Marchandeanu, S.; Clobert, T.; Aubineau, J. 2000. Improving translocation success: an experimental study of anti-stress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation*, 3: 211-219.
- Letty, J.; Aubineau, J.; Marchandeanu, S. 2005. Effects of storage conditions on dispersal and short term survival of translocated wild rabbits *Oryctolagus cuniculus*. *Wildlife Biology*, 11(3): 249-256.
- Letty, J. ; Aubineau, J.; Marchandeanu, S.; Claubert, J. 2003. Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalian Biology*, 68: 250-255.
- Linhart, S.B.; Roberts, J.D.; Dasch, G.J. 1982. Electric fencing reduces coyote predation on pastured sheep. *Journal of Range Management*, 35(3): 276-281.
- Liu, S.J.; Xue, H.P.; Pu, B.Q.; Quian, N.H. 1984. A new viral disease in rabbits (in Chinese). *Animal Husbandry and Veterinarian Medicine*, 16: 253-255.
- Lombardi, L.; Fernández, N.; Moreno, S.; Villafuerte, R. 2003. Habitat related difference in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *Journal of Mammalogy*, 84(1): 26-36.

- López Martínez, N. 1977. Revisión sistemática y bioestratigráfica de los lagomorfos (Mammalia) del Neógeno y Cuaternario de España. Tesis Doctoral inédita. Universidad Complutense. Madrid.
- López-Martínez, N. 1989. Revisión sistemática y bioestratigráfica de los lagomorfos (Mammalia) del terciario y cuaternario de España. Memorias del Museo Paleontológico de la Universidad de Zaragoza. Diputación General de Aragón.
- Mace, G.M. 1986. Genetic management of small populations. *International Zoo Yearbook*, 25:167-174.
- Margalef, R. 1989. *Ecología*. Omega. Barcelona.
- Maroto, J.V. 1998. *Historia de la agronomía*. Mundi-Prensa. Madrid.
- Martins, H.; Barbosa, H.; Hodgson, M.; Borrало, R.; Rego, F. 2003. Effect of vegetation type and environmental factors on European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* counts in a southern Portuguese montado. *Acta Theriologica*, 48(3): 385-398.
- Matiz, K.; Ursu, K.; Kecskeméti, S.; Bajmócy, E.; Kiss, I. 2006. Phylogenetic analysis of rabbit haemorrhagic disease virus (RHDV) strains isolated between 1988 and 2003 in eastern Hungary. *Archives of Virology*, 151: 1659-1666
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006. Anuario de estadística agroalimentaria (en www.mapya.es).
- Monzón, A.; Fernandes, P.; Rodrigues, N. 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerés, Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 50(1): 1-6.
- Montero, G. 1987. Modelos para cuantificar la producción de corcho en alcornoques (*Quercus suber* L.) en función de la calidad de estación y de los tratamientos selvícolas. INIA Tesis Doctorales nº 75. Madrid.
- Montero, G.; Candela, J.A.; Rodríguez, A. 2004. El pino piñonero (*Pinus pinea* L.) en Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Montero, G.; Cañellas, I. 1999. Manual de reforestación y cultivo de alcornoque (*Quercus suber* L.). INIA. Madrid.
- Moreno, S. 2002. Recomendaciones para la mejora de las poblaciones de conejo silvestre. Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida
- 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.; Lombardi, L. 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation*, 118: 183-193.

- 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.
- Morisse, J.P.; Le Gall, G.; Boilletot, E. 1991. Hepatitis of viral origin in Leporidae: Introduction and aetiological hypothesis. *Rev. Sci. Tech. Off Int. Epiz.*, 10: 283-295.
- Moss, S.R.; Turner, S.L.; Trout, R.C.; White, P.J.; Hudson, P.J.; Desai, A.; Armesto, M.; Forrester, N.L.; Gould, E.A. 2002. Molecular epidemiology of rabbit haemorrhagic disease virus. *Journal of General Virology*, 83: 2461-2467.
- Muñoz-Goyanes, G. 1960. Anverso y reverso de la mixomatosis. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid
- Muñoz-Igualada, J. 2005. Fomento del conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) en ecosistemas mediterráneos de suelo ácido: ecología de madrigueras, selección y utilización de pastos y repoblaciones con conejos. Tesis Doctoral inédita. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Muñoz-Igualada, J.; García-Domínguez, F.M.; Lara-Zabía, J.; Shivik, J.A. 2007. Evaluación de nuevos métodos de captura selectiva de zorros. *Jara y Sedal*. Marzo 2007 64: 72-83.
- Murphy, R.K.; Greenwood, R.J.; Ivan, J.S.; Smith, K.A. 2003. Predator Exclusion Methods for Managing Endangered Shorebirds: Are Two Barriers Better than One? *Waterbirds*, 26(2): 156-159.
- Muslera, E.; Ratera, C. 1991. Praderas y forrajes. Mundi-Prensa. Madrid.
- Myers, K. 1964. Influence of density on fecundity, growth rates and mortality in the wild rabbit. *CSIRO Wildlife Research*, 9: 134-137.
- Myers, K.; Poole, W.E. 1959. A study of the biology of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in confined populations. I. The effects of density on home range and the formation of breeding groups. *CSIRO Wildlife Research*, 4: 14-26.
- Myers, K.; Poole, W. E. 1961. A study of the biology of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in confined populations. II. The effects of season and population increase on behaviour. *CSIRO Wildlife Research*, 6: 1-41.
- Myers, K.; Schneider, E.C. 1964. Observations on reproduction, mortality and behaviour in a small, free-living population of wild rabbits. *CSIRO Wildlife Research*, 9: 138-143.
- Mykytowycz, R. 1959. Social behaviour of an experimental colony of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.). II. First breeding season. *CSIRO Wildlife Research*, 4: 1-13.
- Mykytowycz, R.; Fullagar, P.J. 1973. Effect of social environment on reproduction in the rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.). *Journal of Reproduction and Fertility*, 19: 503-522.
- Naess, R.F. 1989. Intuition, intrinsic value and Deep Ecology. *The Ecologist*, 14 (5-6): 201-203.

- Nowell, K.; Jackson, P. 1996. Wild cats. Status survey and conservation action plan. IUCN. Gland. Switzerland.
- Nowotny, N.; Bascunana, C.R.; Ballagi Pordany, A.; Gavier Widen, D.; Uhlen, M.; Belak, S. 1997. Phylogenetic analysis of rabbit haemorrhagic disease and European brown hare syndrome viruses by comparison of sequences from the capsid protein gene. *Archives of Virology*, 142: 657-673.
- Olea, L.; Coletto, L.; López-Bellido, R.J.; Viguera, F.J.; Ferrera, E.; Poblaciones, M.J. 2003. Efecto de la aplicación de yeso y fósforo en los pastos mejorados sobre suelos de rañas y rañizos de la Siberia extremeña (Badajoz). En: Robles, A.B.; Ramos, M.E.; Morales, M.C.; Simón, E.; González Rebollar, J.L.; Boza, J. 2003. Pastos, desarrollo y conservación. pp: 167-172.
- Otero, C. 1999. Patrimonio cultural y propiedad rural en España. Ex-Libris Ediciones. Madrid.
- Otero, C. 2005. Modelos de gestión integrada para territorios mediterráneos con uso múltiple. Tesis doctoral inédita. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Osácar, J.J.; Lucientes, J.; Gajon, A.; Moreno, C.; Calvete, C. 1996. Efficacy of burow fumigations against wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) fleas (Siphonaptera) in Ebro's middle valley (NE Spain). 10th European SOVE Meeting, 2-6 de septiembre de 1996. Strasbourg.
- Palomares, F. 1998. Radioseguimiento de lince en la comarca de Doñana. *Quercus*, 151: 18-22.
- Palomares, F. 1999. Un estudio científico presenta al lince como un aliado del cazador. *Quercus*, 158: 8
- Palomares, F. 2001a. Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin*, 29(2): 578-585.
- Palomares, F. 2001b. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserve and corridors. *Journal of Applied Ecology*, 39: 9-18.
- Palomares, F.; Calzada J.; Delibes, M. 1997. Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos*, 80: 407-410.
- Palomares, F., Caro, T. M., 1999. Interspecific killing among Mammalian Carnivores. *The American Naturalist*, 153, 492-508.
- Palomares, F.; Delibes, M.; Ferreras, P.; Fedriani, J.M.; Calzada, J.; Revilla, E. 2000. Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal and postdispersal habitats. *Conservation Biology*, 14(3): 809-818.
- Palomares, F.; Delibes, M.; Revilla, E.; Calzada, J.; Fedriani, J.M. 2001. Spatial Ecology of Iberian Lynx and abundance of European rabbits in Southwestern Spain. *Wildlife Monographs*, 148: 1-34.

- Palomares, F.; Gaona, P.; Ferreras, P.; Delibes, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predators populations: an example with Lynx, Mongooses and rabbits. *Conservation Biology*, 9(2): 295-305.
- Palomares, F.; Ferreras, P.; Fedriani, J.M.; Delibes, M. 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology*, 33: 5-13.
- Palomares, F.; Gaona, P.; Ferreras, P.; Delibes, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses and rabbits. *Conservation Biology*, 9(2): 295-305.
- Palomares, F.; Rodríguez, A. 2004. ¿Cuál es la situación real de las poblaciones de lince?. En: Gomendio, M. (Ed.) *Los retos medioambientales del siglo XXI. La conservación de la biodiversidad en España*. Fundación BBVA -CSIC. Madrid. pp: 63-76.
- Palomares, F.; Rodríguez, A.; Laffite, R.; Delibes, M. 1991. The status and distribution of the Iberian lynx (*Felis pardina* Temminck) in Coto Doñana area, SW Spain. *Biological Conservation*, 57: 159-169.
- Paton, D.; Nuñez, J.; Fanlo, A.; Alarcos, S.; Latorre, E.; Diaz, M. 2004. Assessment of carrying capacity of *Cistus* spp. shrublands for red deer (*Cervus elaphus* L.) management in Monfragüe Natural Park (SW Spain). *Cahiers Options Méditerranéés*, 62: 361-364.
- Pech R. P., Sinclair A. R. E., Newsome A. E. y Catling P. C. 1992. Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments. *Oecologia*, 89(1): 102-112.
- Pereira, P.; Rodríguez, J.L. 2003. *El lince ibérico. Un tesoro expoliado*. Edilesa. León.
- Poole W. E., Cowan D. P. y Smith G. C. 2003. Developing a census method based on sight counts to estimate rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) numbers. *Wildlife Research*, 30: 487-493.
- Porras, C. 1998.- Efecto de la poda de la encina (*Quercus rotundifolia* Lam.) en los aspectos de producción y en el grosor de las bellotas, pp: 381-384. En: SEEP (Ed.) *Actas XXXVIII Reunión Científica de la SEEP*. Soria.
- Primack R. B. 1995. *A primer of conservation biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts
- Primack, R.B.; Ros, J. 2002. *Introducción a la Biología de la Conservación*. Ariel. Barcelona.
- Pritchard, J.K.; Stephens, M.; Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multi-locus genotype data. *Genetics*, 155: 945-959.
- Pulido, F.J.; Campos, P.; Montero, G. (Coord.) 2003. *La gestión forestal de las dehesas*. Instituto CMC. Junta de Extremadura. Mérida.

- Queney, G.; Ferrand, N.; Marchandeu, S.; Azevedo, M.; Mougél, F.; Branco, M.; Monnerot, M. 2000. Absence of a genetic bottleneck in a wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population exposed to a severe viral epizootic. *Molecular Ecology*, 9: 1253-1264.
- Queney, G.; Ferrand, N.; Weiss, S.; Mougél, F.; Monnerot, M. 2001. Stationary distributions of microsatellite loci between divergent population groups of the European Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Molecular Biology and Evolution*, 18: 2169-2178.
- Ramos, A. 1993. ¿Por qué la conservación de la naturaleza? Discurso de recepción. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
- Rands M. R. W. 1986. Effect of Hedgerow Characteristics on Partridge Breeding Densities. *Journal of Applied Ecology*, 23(2): 479-487.
- Rau, J. R., 1985. Can the increase of fox density explain the decrease in lynx numbers at Doñana?. *Rev. Ecol (Terre et Vie)*, 40, 145-150.
- Read, H. 2000. *Veteran Trees: a guide to good management*. English Nature. Peterborough. UK.
- Reddiex, B.; Hickiling, G.J.; Norbury, G.L.; Frampton, C.M. 2002. Effects of predation and rabbit haemorrhagic disease on population dynamics of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in North Canterbury, New Zealand. *Wildlife Research*, 29: 627-633.
- REGHAB. 2002. Reconciling gamebird hunting and Biodiversity. V Forework Program of the European Union. Proposal number: EKV-2000-00637. Project Coordinator: J. Viñuela.
- Richardson, B.J.; Hayes, R.A.; Wheeler, S.H.; Yardin, M.R. 2002. Social structures, genetic structures and dispersal strategies in Australian rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 51(2): 113-121.
- Rivas-Martínez, S. 1987. *Mapa de Series de Vegetación de España*. ICONA. Madrid.
- Rivas-Martínez, S. 2006. *Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Documento inédito. En preparación.
- RIWGS. 2005. Report of the Independent Working Group on Snares. DEFRA (UK). August 2005.
- Robinson, A.J.; Jacksin, R.; Kerr, P.; Merchant, J.; Parer, I.; Pech, R. 1997. Progress towards using recombinant myxoma virus as a vector for fertility control in rabbits. *Reproduction Fertility and Development*, 9: 77-83.
- Rodríguez de la Fuente, F. (Coord.) 1970. El lince mediterráneo. En: Rodríguez de la Fuente, F. (Coord.) *Fauna. Tomo 5. Eurasia y Norteamérica (Región Holártica)*. Salvat S.A. Pamplona. pp: 1-18.
- Rodríguez, A. 2002. *Lynx pardinus* Temminck, 1827. En: Palomo, L.J.; Gisbert, J. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. DG Conservación de la Naturaleza – SECEM – SECEMU. Madrid. pp: 302-305.
- Rodríguez, A.; Barrios, L.; Delibes, M. 1992. *Biología del lince ibérico en Sierra Morena*. Informe inédito. ICONA-CSIC. Madrid.

- Rodríguez, A.; Barrios, L.; Delibes, M. 1994. Estudio del uso del territorio por parte del lince en Sierra Morena. Informe inédito. ICONA-CSIC. Madrid.
- Rodríguez, A.; Barrios, L.; Delibes, M. 1995. Estudio del uso del territorio por parte del lince en Sierra Morena. Informe inédito. ICONA-CSIC. Madrid.
- Rodríguez, A.; Delibes, M. 1990. El lince ibérico (*Lynx pardina*) en España. Distribución y problemas de conservación. ICONA. Colección Técnica. Madrid.
- Rodríguez, A.; Delibes, M. 1992. Current range and status of Iberian lynx (*Felis pardina* Temminck, 1824) in Spain. *Biological Conservation*, 61: 189-196.
- Rodríguez, A.; Delibes, M. 2002. Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, 25: 314-328.
- Rodríguez, A.; Delibes, M. 2003. Population fragmentation and extinction in the Iberian lynx. *Biological Conservation*, 109: 321-331.
- Rodríguez, A.; Delibes, M. 2004. Pattern and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biological Conservation*, 118: 151-161.
- Ross, J.; Tittensor, A.M.; Fox, A.P.; Sanders, M.F. 1989. Myxomatosis in farmland rabbit populations in England and Wales. *Epidemiology and Infection*, 103: 333-357.
- Rueda, M. 2006. Selección de hábitat por herbívoros de diferente tamaño y sus efectos sobre la vegetación. Tesis Doctoral inédita. Universidad de Alcalá de Henares. Madrid.
- Ruiz-Olmo, J.; Blanch, F.; Vidal, F. 2003. Relationships between the Red Fox and Waterbirds in the Ebro Delta Natural Park, N.E. Spain. *Waterbirds*, 26(2): 217-225.
- Sáenz de Buruaga, M. 2005. Modelo de aprovechamiento cinegético compatible con la conservación del lince ibérico en Montes de Toledo – Guadalmena. Informe inédito. Fundación CBD – Hábitat. Madrid.
- San Miguel, A. 2001. Pastos naturales españoles. Fundación Conde del Valle de Salazar – Mundi-Prensa. Madrid.
- San Miguel A., Muñoz J. 2006. Gestión de pastos para la caza menor. *Trofeo*, 437: 88-96.
- San Miguel, A.; Roig, S.; Cañellas, I. 2006. Fruticicultura. Gestión de matorrales y arbusteados. En: Montero, G. y Serrada, R. (Eds.) *Compendio de Selvicultura Aplicada en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. En prensa.
- Schley L., Roper T. J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*, 33(1): 43-56.
- Serrada, R. 2000. Apuntes de repoblaciones forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.
- Serrada, R. 2002. Apuntes de selvicultura. Universidad Politécnica de Madrid.- E.U.I.T. Forestal. Madrid.

- Shivik, J.A.; Gruver, K.S.; De Liberto, T.J. 2000. Preliminary evaluation of new cable restraints to capture coyotes. *Wildlife Society Bulletin* 28 (3): 606-613.
- Shivik, J.A.; Martin, D.J.; Pipas, M.J.; Turnan, J.; De liberto, T.J. 2005. Initial comoparison: jaws, cables and cage-traps to capture coyotes. *Wildlife Society Bulletin* 33: 1375-1383.
- Shivik, J.A. 2006. Tools for the Edge: What's New for Conserving Carnivores. *BioScience*, 56(3): 253-259.
- Shivik, J. A.; Treves, A.; Callahan, P. 2003. Nonlethal Techniques for Managing Predation: Primary and Secondary Repellents. *Conservation Biology*, 17(6): 1531-1537.
- Siegel N. J.; Shipley N. A.; Saylor R. D. 2004. Effects of cattle grazing on ecology and habitat of Columbia Basin pygmy rabbits (*Brachylagus idahoensis*). *Biological Conservation*, 119: 525-534.
- Silvestre, F.; Muñoz-Igualada, J.; Cacho, C.; Gea, G. 2004. El conejo de monte. En: Gonzalez, L.M.; San Miguel, A. (Coord.) *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la red Natura 2000*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. pp: 89-103.
- Soriguer R. C. 1981. Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía Occidental. *Doñana Acta Vertebrata*, 8(3): 1-378.
- Soriguer, R.C. 1986. The rabbit as a plant seed disperser. *Mammal Reviews*, 16: 197-200.
- Soriguer R. C. 1988. Alimentación del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Doñana, S.O. España. *Doñana Acta Vertebrata*, 15(1): 141-150.
- Sosa, N.M. 1994. Ética ecológica. Ed. Libertarias/Prodhufi. Madrid.
- Soulé, M.E. 1980. Threshold for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. En M.E. Soulé y B.A. Wilcox, (eds.) *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective* Sinauer Associates, Sunderland, Massachussets
- Spalding, M.G.; Forrester, D.J. 1993. Disease monitoring of free-ranging and released wildlife. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24: 271-280.
- Sutherland, W.J. 2001. Sustainable exploitation: a review of principles and methods. *Wildlife Biology*, 7: 131-140.
- Taylor, R.H.; Williams, R.M. 1956. The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.). *New Zealand Journal of Science and Technology*, 38(B): 236-256.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación*. Omega. Barcelona
- Thompson, H.; King, C.M. (Ed.). 1994. *The European rabbit. The history and biology of a successful colonizer*. Oxford Science Publications. Oxford.

- Torres, J.M.; Sánchez, C.; Ramirez, M.A.; Morales, M.; Barcena, J.; Ferrer, J.; Espuna, E.; Pagès-Manté, A.; Sanchez-Vizcaino, J.M. 2001. First field trial of a transmissible recombinant vaccine against myxomatosis and rabbit hemorrhagic disease. *Vaccine*, 19: 4536-4543.
- Trout, R.C.; Ross, J.; Tittensor, A.M.; Fox, A.P. 1992. The effect on a British wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. *Journal of Applied Ecology*, 29: 679-686.
- Twigg, L.E.; Lowe, T.J.; Gray, G.S.; Martin, G.R.; Wheeler, S.; Barker, W. 1998. Spotlight counts, site fidelity and migration of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Wildlife Research*, 25: 113-122.
- Valle, F. (Ed.). 2003. Mapa de Series de Vegetación de Andalucía. Junta de Andalucía. Ed. Rueda. Madrid.
- Valverde, J. A., 1957. Notes ecologiques sur le lynx d'Espagne *Felis lynx pardina* Temminck. *Revue d'Histoire Naturelle* 51-67.
- Valverde, J. A., 1963. Información sobre el lince español. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, Madrid.
- Valverde, J.A. 1963. Información sobre el lince ibérico. Boletín técnico. Serie cinegética, 1. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Madrid.
- Valverde, J.A. 1967. Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. Monografías de la Estación Biológica de Doñana. CSIC. Sevilla.
- Van der Loo, W.; Ferrand, N.; Soriguer, R.C. 1991. Estimation of gene diversity at the b locus of the constant region of the immunoglobulin light chain in natural populations of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Portugal, Andalusia and on the Azorean islands. *Genetics* 127: 789-799.
- Van der Loo, W.; Mougel, F.M.; Bouton, C.; Sánchez, M.; Monnerot, M. 1999. The allotypic patchwork pattern of the rabbit IGKC1 allele b5wf: genic exchange or common ancestry? *Immunogenetics*, 49: 7-14.
- Vélez, R. (Coord.). 2000. La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid.
- Villafuerte, R. 1994. Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus*, en el Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba. Córdoba.
- Villafuerte, R. 2002. *Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758. Pp 464-467. En: Palomo LJ y Jisbert J (eds). 2002. Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Villafuerte, R.; Calvete, C.; Angulo, E.; Moreno, S.; de la Puente, A; Branco, M. S. 2001. Análisis de la efectividad de las repoblaciones de conejo y otras medidas de gestión en el Parque Nacional de Doñana. Informe Inédito. IREC-CSIC-UCLM-JCCM.

- Villafuerte, R.; Calvete, C.; Blanco, J.C.; Lucientes, J. 1995. Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, 59(4): 651-659.
- Villafuerte, R.; Lazo, A.; Moreno, S. 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: Conservation and management implications in Doñana National Park. *Revue Ecologique (Terre et Vie)*, 52 (4): 345-356.
- Virgós, E.; Travaini, A. 2005. Relationship Between Small-game Hunting and Carnivore Diversity in Central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3475-3486.
- Virgós, E.; Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J. 2005. El declive del conejo en España. *Quercus*, 236: 16-20.
- Virgós, E.; Cabezas-Díaz, S.; Malo, A.; Lozano, J.; López-Huertas, D. 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriologica*, 48(1): 113-122.
- Vitale, A.F. 1989. Pattern of dispersion of young wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* L., in relation to burrows. *Ethology*, 83(4): 306-315.
- Wallage-Drees, M.; Croin, N. 1989. The influence of food supply on the population dynamics of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.) in a Dutch dune area. *Z. Säugetierkunde* 54: 304-323.
- Walter, H. 1977. Zonas de vegetación y clima. Omega. Barcelona.
- Webb, N.J.; Ibrahim, K.M.; Bell, D.J.; Hewitt, G.M. 1995. Natal dispersal and genetic structure in a population of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Molecular Ecology*, 4: 239-247.
- Whittingham M. J., Evans C. S. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, 146 (Suppl. 2): 210-220.
- Williams, C.K.; Moore, R.J. 1989. Genetic divergence in fecundity of Australian wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus*. *Journal of Animal Ecology*, 58: 249-259.
- Woodford, M.H. 1994. Disease risks associated with wildlife translocations projects. En: *Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals*. Vol 9 (Ed. PJS Olney, GM Mace ATC Feistner) pp. 178-200. London: Chapman y Hall.
- WWF. 2004. Deadwood for living forests. The importance of veteran trees and deadwood to diversity. Gugler Printer et Media. Austria.
- Yáñez, F.; Alcolado, V.; Paredes, J.; Verdasco, P.; López-Carrasco, C.; Olea, L. 1991. Mejora de pastos de secano en el S.O. de la provincia de Ciudad Real. S.I.E.A. de Castilla-La Mancha. Toledo. 19 pp.

