



CBD-Habitat

Fundación para la Conservación
de la Biodiversidad y su Hábitat



Life+IBERLINCE:
Recuperación de la distribución
histórica del Lince ibérico (*Lynx
pardinus*) en España y Portugal.
(LIFE10NAT/ES/570).

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



Edición castellano

Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*Lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*)



Edição português



JUNTA DE ANDALUCÍA
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



La primera edición del presente manual fue elaborada en el marco del proyecto LIFE02/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 contó 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 S.A.; y en su ejecución, con la asistencia y apoyo de la Dirección General de Medio Natural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

La presente revisión y reedición se ha llevado a cabo dentro del proyecto Life+10/NAT/E/000570 “Recuperación de la distribución histórica del lince ibérico en España y Portugal” (IBERLINCE) con la colaboración de MAVA-Fondation pour la Nature.

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

2ª Edición

Alfonso San Miguel Ayanz¹ (Coordinador)

Autores:

Fernando Alda Pons⁴; Sandra Agudín Menéndez²; Ignacio Doadrio Villarejo⁴; Mariana Fernández Olalla¹; Francisco M^a García Domínguez³; Paloma Garzón Heydt²; Luis Mariano González García³; Francisco Guil Celada²; Mauro Hernández Segovia⁵; Javier Inogés García²; Esperanza Jiménez del Río⁶; María Martínez Jáuregui¹; Jaime Muñoz Igualada¹; Carlos Rodríguez Vigal¹; Fernando Silvestre Barrio²

BENEFICIARIOS ASOCIADOS



COFINANCIADOR



COLABORA EN ESTA EDICIÓN



- 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/ Gustavo Fernández Balbuena, 2, Entreplanta A. 28002. Madrid.
- 3 Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Plaza de San Juan de la Cruz, s/n, 28071.
- 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).
- 6 Cuerpo de Agentes de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Índice



1. INTRODUCCIÓN	15
2. EL LINCE IBÉRICO (<i>Lynx pardinus</i> TEMMINCK, 1827). ASPECTOS BÁSICOS DE SU BIOLOGÍA, MORTALIDAD Y AMENAZAS	21
2.1. INTRODUCCIÓN	21
2.2. TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN	21
2.3. BIOLOGÍA	23
2.3.1. Morfología. Señales de su presencia	23
2.3.2. Alimentación. Relación con otros predadores	24
2.3.3. Territorialidad	27
2.3.4. Reproducción.....	28
2.3.5. Dispersión	29
2.3.6. Mortalidad y amenazas	31
2.3.7. Dinámica de poblaciones y estrategias de recuperación de la especie.....	34
3. EL HÁBITAT DEL LINCE IBÉRICO	39
3.1. INTRODUCCIÓN	39
3.2. CLIMA	41
3.3. TOPOGRAFÍA, LITOLOGÍA Y SUELO	42
3.4. AGUA	44
3.5. VEGETACIÓN	45
3.5.1. Vegetación potencial	45
3.5.2. Vegetación real	47
3.6. FAUNA	52
3.7. INFRAESTRUCTURAS.....	53
3.8. ACTIVIDAD HUMANA.....	58

CITA RECOMENDADA: San Miguel (Coord.). 2014 2ª Edición. Manual para la gestión del hábitat el lince ibérico (*Lynx pardinus*) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*). Fundación CBD-Habitat. Madrid. España.

2014. 2ª Edición

EDITA: Fundación CBD-Habitat.

ISBN: 978-84-608-3623-0

Depósito Legal: M-36034-2015

Imprime: Centro Gráfico Alborada

Queda prohibida la reproducción total o parcial, por cualquier medio mecánico o electrónico, sin la debida autorización por escrito del editor.

Las imágenes incluidas pertenecen a A. San Miguel, la Fundación CBD-Habitat y el resto de autores, salvo que que específicamente se indique el nombre del autor. Se ruega solicitar autorización en caso de reproducción.

NOTA DEL EDITOR (Abril 2015): A la conclusión del presente Manual la revisión de los Planes de Recuperación del Lince en Castilla-La Mancha y Extremadura, así como del Plan de Acción de Portugal habían sido sometidos a información pública. Por ello, es posible que los contenidos relativos a estas normas descritos en el capítulo 5 no coincidan exactamente con la normativa vigente a la fecha de lectura.



4. EL CONEJO DE MONTE: LA PRESA PRINCIPAL DEL LINCE IBÉRICO	65	6. LA GESTIÓN DEL HÁBITAT DEL LINCE IBÉRICO.....	115
4.1. INTRODUCCIÓN	65	6.1. INTRODUCCIÓN	115
4.2. TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN	66	6.2. GESTIÓN DE MASAS ARBOLADAS: SELVICULTURA.....	115
4.3. MORFOLOGÍA	67	6.2.1. Introducción. Tipos de tratamientos.....	115
4.4. ECOLOGÍA	68	6.2.2. Tratamientos de regeneración	117
4.5. UTILIZACIÓN DEL TERRITORIO. LOS VIVARES.....	70	6.2.2.1. Montes altos de frondosas	117
4.6. ALIMENTACIÓN.....	73	6.2.2.2. Montes bajos de frondosas.....	121
4.7. REPRODUCCIÓN. DINÁMICA POBLACIONAL.....	77	6.2.2.3. Plantaciones de coníferas	124
4.8. MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE CONEJOS	80	6.2.3. Tratamientos intermedios, o de mejora	125
5. EL MARCO LEGAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO	89	6.2.3.1. Frondosas	125
5.1. ANTECEDENTES HISTÓRICOS	89	6.2.3.2. Coníferas	125
5.2. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN INTERNACIONAL	91	6.2.4 Tratamientos derivados	128
5.2.1. Convenio CITES	91	6.2.4.1. Poda	129
5.2.2. El libro rojo de la UICN.....	92	6.2.4.2. Descorche	132
5.3. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN EUROPEA.....	92	6.3. GESTIÓN DE MATORRALES Y ARBUSTEDOS: FRUTICULTURA.....	133
5.3.1. Convenio de Berna.....	92	6.3.1. Tipología y características generales.....	134
5.3.2. Directiva 92/43/CEE. Red Natura 2000.....	93	6.3.2. Mantenimiento de estructura en mosaico	137
5.4. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN ESPAÑOLA	95	6.3.3. Desbroces	138
5.4.1. Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.....	95	6.3.4. Repoblación con especies arbustivas o subarbustivas.....	141
5.4.2. Real Decreto 139/2011.....	98	6.4. GESTIÓN DE PASTOS HERBÁCEOS: PASCICULTURA	143
5.4.3. Situación del Lince ibérico en los Catálogos Regionales de especies amenazadas de comunidades autónomas.....	98	6.5. GESTIÓN DE CULTIVOS: AGRICULTURA	149
5.4.4. Estrategia Nacional para la Conservación del lince ibérico.....	99	6.6. GESTIÓN DEL SUELO	154
5.4.5. Planes de recuperación.....	102	6.7. GESTIÓN DEL AGUA	157
5.4.5.1. Plan de recuperación del Lince ibérico en Extremadura (Orden de 27 de mayo de 2004).....	102	6.8. INFRAESTRUCTURAS.....	159
5.4.5.2. Plan de recuperación del Lince ibérico en Castilla-La Mancha (Decreto 276/2003).....	103	6.8.1. Carreteras y pistas forestales.....	159
5.4.5.3. Plan de recuperación del Lince ibérico en Andalucía (Acuerdo de 18 de enero de 2001, de Consejo de Gobierno)....	104	6.8.2. Vallados cinegéticos y ganaderos	161
5.5. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN PORTUGUESA.....	106	6.8.3. Cortafuegos	163
5.5.1. Ley nº 19/2014, de 14 de abril, que define las bases de la política medioambiental	106	7. FOMENTO DE LAS POBLACIONES DE CONEJO DE MONTE.....	167
5.5.2. Libro Rojo de los Vertebrados de Portugal (2005)	107	7.1. INTRODUCCIÓN	167
5.5.3. Plan de Acción para la Conservación del Lince ibérico (<i>Lynx pardinus</i>) en Portugal	107	7.1.1. Poblaciones cazables (con densidad alta).....	169
5.6. ACUERDOS DE COLABORACIÓN CON FINCAS PRIVADAS, SOCIEDADES DE CAZADORES Y GESTORES DE CAZA. LA CUSTODIA DEL TERRITORIO.....	109	7.1.2. Poblaciones eventualmente cazables (con densidad media)	171
		7.1.3. Poblaciones no cazables (con densidad baja).....	172
		7.2. GESTIÓN DE POBLACIONES CAZABLES (DE ALTA DENSIDAD).....	173
		7.2.1. Introducción.....	173
		7.2.2. Instalación, mantenimiento y mejora de puntos de agua	174
		7.2.3. Instalación y mantenimiento de comederos artificiales para el conejo...	178

7.2.4. Protección de vivares naturales y fomento de refugio para el conejo.....	180	9. LA GESTIÓN GANADERA.....	257
7.2.5. Control epidemiológico de las poblaciones: vacunación de poblaciones naturales y desparasitación de madrigueras	184	9.1. INTRODUCCIÓN	257
7.2.6. Traslocaciones dentro del mismo coto (captura y suelta).....	185	9.2. EFECTOS DEL GANADO SOBRE EL HÁBITAT DEL LINCE.....	258
7.3. GESTIÓN DE POBLACIONES EVENTUALMENTE CAZABLES (DE DENSIDAD MEDIA)	186	9.3. PAUTAS GENERALES DE GESTIÓN DEL GANADO EN EL HÁBITAT DEL LINCE	260
7.3.1. Introducción.....	186	10. GESTIÓN GENÉTICA E INMUNOLÓGICA PARA EL MANEJO DE LAS TRASLOCACIONES Y REINTRODUCCIONES DE CONEJO (<i>Oryctolagus cuniculus</i> L., 1758) EN ESPAÑA	265
7.3.2. Construcción de refugios artificiales.....	187	10.1. INTRODUCCIÓN	265
7.3.3. Descripción de la tipología de refugios empleados	191	10.2. REVISIÓN DE CONOCIMIENTOS	266
7.3.3.1. Refugios superficiales	191	10.2.1. Introducción a la revisión.....	266
7.3.3.2. Refugios subterráneos	197	10.2.2. Origen del conejo.....	267
7.4. GESTIÓN DE POBLACIONES NO CAZABLES (BAJA DENSIDAD).....	202	10.2.3. Importancia del conejo.....	268
7.4.1. Consideraciones generales	202	10.2.4. Aspectos genéticos	270
7.4.2. Repoblaciones con cercado permanente	205	10.2.5. Enfermedades.....	271
7.4.3. Repoblaciones abiertas.....	209	10.2.5.1. Mixomatosis.....	271
7.4.4. Principios de manejo enfocados a repoblación	212	10.2.5.2. Enfermedad Hemorrágica Vírica del Conejo	272
7.4.5. Transporte y cuarentenas de conejos.....	214	10.3. APORTACIONES DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN “ESTUDIO GENÉTICO E INMUNOLÓGICO DEL CONEJO SILVESTRE: IMPLICACIONES EPIDEMIOLÓGICAS Y POBLACIONALES DE LAS TRASLOCACIONES Y REINTRODUCCIONES”	276
7.4.6. El manejo	216	10.3.1. Aspectos genéticos	276
7.4.7. La suelta de los conejos en el campo.....	217	10.3.1.1. Linajes genéticos.....	276
7.4.8. Evaluación de las repoblaciones con conejos	219	10.3.1.2. Variabilidad genética.....	278
8. LA GESTIÓN CINEGÉTICA.....	231	10.3.2. Estructura genética de la población de la Península ibérica.....	280
8.1. INTRODUCCIÓN	231	10.3.3. Enfermedades.....	281
8.2. CAZA MENOR.....	233	10.3.3.1. Mixomatosis.....	281
8.3. CAZA MAYOR	237	10.3.3.2. Enfermedad hemorrágica vírica.....	283
8.4. GESTIÓN SANITARIA.....	239	10.3.4. Correlación entre virus y hospedador	285
8.5. CONTROL DE LA PREDACIÓN	240	10.4. RECOMENDACIONES DE GESTIÓN GENÉTICO-SANITARIAS.....	286
8.5.1. Introducción.....	240	10.4.1. Nociones generales sobre vacunas y desparasitaciones.....	286
8.5.2. Enfoque global: integración de métodos.....	242	10.4.2. Recomendaciones concretas en traslocaciones y reintroducciones de conejos	288
8.5.3. Métodos de control directo	244	10.4.2.1. Traslocaciones dentro de un mismo coto	288
8.5.3.1. Marco normativo	244	10.4.2.2. Reintroducciones	289
8.5.3.2. Métodos homologados en España.....	249	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	295
8.5.4. Perspectivas futuras del control de la predación	250		
8.6. LA GESTIÓN CINEGÉTICA PARA EL FOMENTO DEL CONEJO DE MONTE	251		
8.6.1. Introducción.....	251		
8.6.2. Los aspectos básicos de la gestión cinegética.....	251		

Capítulo 1



Introducción

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 de la primera edición del presente Manual. Desde entonces, se han redoblado los esfuerzos de conservación de la especie desde diferentes sectores hasta

culminar en una meta que en 2006 parecía muy lejana: la reintroducción del lince ibérico en parte de su antigua distribución histórica (Andalucía, Portugal, Castilla-La Mancha, Extremadura y Murcia). Este es el objetivo final del actual proyecto Life+10/NAT/E/000570 IBERLINCE.

Para llegar hasta este nuevo horizonte ha sido crucial el éxito del programa de conservación “ex situ” del lince ibérico, programa que costó demasiado tiempo y trabajo comenzar, pero que afortunadamente pusieron en marcha la Junta de Andalucía y el Ministerio de Medio Ambiente del Gobierno de España, y al que se unieron después los Gobiernos de Portugal y de las Comunidades Autónomas de Extremadura y Castilla-La Mancha. Sin embargo, es evidente que ese programa de conservación “ex situ” no es la única ni la última 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, y una pieza esencial del programa de reintroducciones.

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,
mortalidad y amenazas**



El lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827). Aspectos básicos de su biología, mortalidad y amenazas

Alfonso San Miguel, Sandra Agudín, 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 félido 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).

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).



Figura 2.1. Lince ibérico adulto de Sierra Morena campeando.

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), hasta limitarse a dos núcleos reproductores en la Sierra de Andújar 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 (Pineda, 2001; Delibes-Mateos *et al.*, 2009a, 2010).

2.3. BIOLOGÍA

2.3.1. Morfología. Señales de su presencia

Como ya dijimos anteriormente, el lince ibérico es un felido 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 (Carbone, 2001; Guzmán *et al.*, 2005; Garrote *et al.*, 2010; O'Connell *et al.*, 2011; Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

Sus huellas son redondeadas, sin marcas de las uñas, como en la mayoría de los felidos (Figura 2.4), y también se utilizan para la detección de la presencia de lince 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 (Figuras 2.2 y 2.3).

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 y 2.3. Deyecciones de lince: 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. A la izquierda, aspecto de excrementos recientes y a la derecha, más antiguas.



Figura 2.4. Huellas de lince ibérico, redondeadas y sin marcas de uñas.

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 estudios realizados sobre el tema (Delibes, 1980a, 1980b; Aymerich, 1982; Aldama *et al.*, 1991; Aldama, 1993; Calzada y Palomares, 1996; Calzada, 2000; Rodríguez, 2002; Gil-Sánchez *et al.*, 2006), 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 2.5). 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 coevolucionado 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 cambios de uso del suelo y el incremento relativo de la presión de los predadores y la caza, ha diezmando 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-predador 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 2.6). 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. Conejo devorado por un lince. Se puede observar que comienza por la cabeza y la piel queda vuelta.



Figura 2.6. Esquema de la función ecológica del lince como súper-predador y de su efecto sobre las especies de caza menor (Fuente: tríptico divulgativo *Más lince, más caza* del proyecto Life+IBERLINCE). El lince desplaza de su territorio a otros carnívoros generalistas con territorios más pequeños, y por ello más abundantes en la misma unidad de superficie, con lo que favorece a las poblaciones de conejo y otras especies de caza menor. Su condición de especialista "protege" la especie de la que se alimenta, es decir, sus requerimientos no agotan su fuente básica de alimento.

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. Sin embargo, el lince no ataca generalmente a ovejas o cabras ni a sus crías cuando la abundancia de conejo silvestre es suficiente, pero sí llega a hacerlo a conejos y aves de corral. En un estudio de seis años de duración en la subpoblación de Andújar, el 78% de los ataques registrados correspondieron a aves y sólo el 22% a corderos, si bien estos últimos supusieron mayores pérdidas económicas y se dieron generalmente en rebaños en extensivo deficientemente vigilados (Garrote *et al.*, 2013). El mismo estudio constató que muchos de estos ataques y los conflictos sociales que generan se solucionaron satisfactoriamente con medidas preventivas de protección del ganado (pastores eléctricos, cerramiento de gallineros, etc.) o con una compensación convenientemente justificada, pues en varios casos se comprobó que detrás de los ataques estaban otras especies distintas al lince (zorros, perros asilvestrados, etc.).

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 pusieron 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 2.7. Hembra de lince ibérico con cuatro crías 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 lince 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 (Ferreras *et al.*, 1997; Blanco, 1998; Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

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). A partir de datos de radioseguimiento, las áreas de campeo de las hembras de lince ibérico oscilan entre los 3 y los 20 km² (Rodríguez *et al.*, 1994, 1995; Ferreras *et al.*, 1997; Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

La delimitación de los territorios se materializa con fronteras olfativas, establecidas mediante la orina, que los linceas nebulizan sobre plantas o rocas. De hecho, esa orina ha sido una de las sustancias que más se han utilizado para atraer a los linceas –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 por hembra durante toda su vida reproductiva observada 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 alcornos, 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, en cuyo cuidado no colabora el macho, suele oscilar entre dos y cuatro cachorros.

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 se ha comprobado en el marco del programa de conservación “*ex situ*” en Doñana (Vargas *et al.*, 2009).

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 linceas 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 (Ferreras *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.



Figura 2.8. Cachorros de lince ibérico acompañados de la madre en una estación de fototrampeo. En poco tiempo este ejemplar deberá dispersarse a fin de buscar un territorio.

Como ya se expuso con anterioridad, los linces 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).

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 linces 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 linces 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 superior-

res 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. Mortalidad y amenazas

La persecución directa, en particular el uso de cepos y lazos, ha sido la principal causa de mortalidad histórica del lince ibérico (García-Perea y Gisbert, 1986; Rodríguez y Delibes, 1990; González-Oreja, 1998; García-Perea, 2000). Se considera ésta una de las principales causas de la extinción local de algunas poblaciones (Rodríguez y Delibes, 2004; Cabezas-Díaz *et al.*, 2009). Todavía hoy, esta amenaza se encuentra presente en su área de distribución histórica (Virgós y Travaini 2005; Cabezas-Díaz *et al.*, 2009; Delibes-Mateos *et al.*, 2009c) y en las áreas de expansión y reintroducción (LIFE+ IBERLINCE, 2014).

En segundo lugar, el fuerte declive de las poblaciones de conejo en toda la Península ha contribuido a reducir drásticamente la abundancia de la especie. La vulnerabilidad de la especie a este factor puede haber sido potenciada por la incidencia de la mortalidad no natural sobre la demografía de una especie longeva pero relativamente poco productiva (Ferrerías *et al.*, 2001; Rodríguez y Delibes, 2004).

Por último, los atropellos son una grave causa de mortalidad para la especie actualmente (Ferrerías *et al.*, 1992; González-Oreja, 1998; Simón *et al.*, 2012); en especial a escala local, poniendo en riesgo la expansión y la conectividad de las actuales poblaciones. En la década de los 80 se estimó que el 5% de las 1.258 muertes no naturales registradas se producían por atropello (Rodríguez, 2012). Desde el 2000 el porcentaje se ha elevado al 44%, convirtiéndose en la primera causa en número de ejemplares (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2013). No obstante, dado el sesgo de detectabilidad de los ejemplares atropellados, si se atiende sólo a los ejemplares radiomarcados (más representativo del conjunto de las causas), los porcentajes para el periodo 2008-2014 son: furtivismo, 34%; atropellos, 28% y enfermedades, 26% (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-LIFE+ Iberlince, 2014).

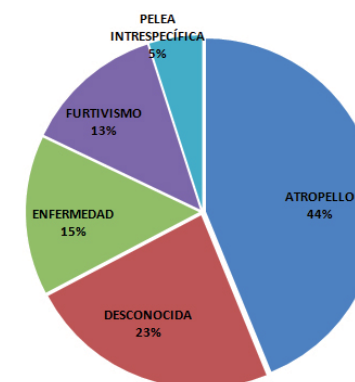


Figura 2.9. Distribución de causas de mortalidad de ejemplares de lince entre 2002 y 2014 (Elaboración propia a partir de los datos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-LIFE+IBERLINCE). Incluye datos de las poblaciones de Andújar-Cardena, Doñana-Aljarafe, y las áreas de reintroducción de Guarrizas y Guadalmellato (Sierra Morena de Andalucía), Matachel (Badajoz) y Campo de Calatrava (Castilla-La Mancha) hasta octubre de 2014. La causa *Furtivismo* incluye muertes por veneno, en trampas no autorizadas y por disparos directos.

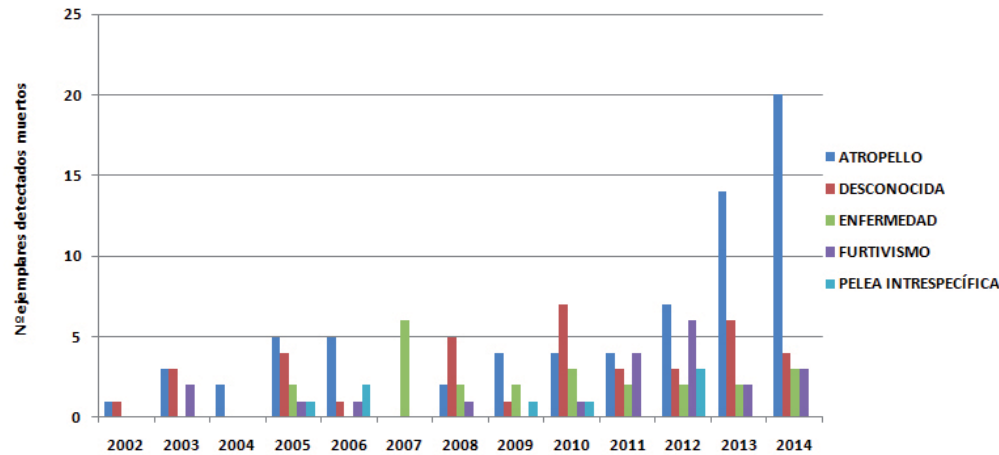


Figura 2.10. Evolución del número de ejemplares de lince muertos entre 2002 y 2014 (Elaboración propia a partir de datos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-Life+ IBERLINC). Incluye datos de las poblaciones de Andújar-Cardeña, Doñana-Aljarafe, y las áreas de reintroducción de Guarrizas y Guadalquivir (Sierra Morena de Andalucía), Matachel (Badajoz) y Campo de Calatrava (Castilla-La Mancha) hasta octubre de 2014. La causa Furtivismo incluye muertes por veneno, en trampas no autorizadas y por disparos directos.

Por tanto, los factores de amenaza para el lince ibérico en la actualidad, son múltiples y con relaciones complejas entre sí. Podrían resumirse en los siguientes (el orden no obedece a su importancia actual):

- 1. Destrucción, alteración y fragmentación de su hábitat:** el cambio, abandono e intensificación de los usos (agrarios, cinegéticos, forestales, etc.), la proliferación de grandes infraestructuras (carreteras, vías férreas, etc.), la urbanización, etc. La pérdida de calidad de los hábitats incrementa la mortalidad de los lince durante la dispersión juvenil y reduce la frecuencia de contacto entre poblaciones cercanas (Calzada *et al.*, 2007).
- 2. Disminución de la disponibilidad de su presa, el conejo de monte** por las enfermedades y cambios de usos agrarios y cinegéticos. No obstante, hay que destacar que el área de distribución del lince ya había disminuido aproximadamente el 50% antes de la irrupción de la mixomatosis (Rodríguez, 2012). En cualquier caso, además de la disminución del alimento disponible, este factor contribuye a aumentar los desplazamientos habituales y de dispersión, lo que se traduce en mayor riesgo de mortalidad no natural por atropello y otras causas.
- 3. Mortalidad no natural: persecución directa o indirecta** (control de predadores: disparo, lazos, cepos, veneno), **atropellos o muertes en otras infraestructuras** (pozos, cerramientos). Agravado por la fragmentación del hábitat, la dificultad de dispersión, y los descensos del conejo. Durante la década de los 80, el 49% de las 1.258 muertes no naturales registradas se produjeron en cepos y lazos (Rodríguez, 2012). La mortalidad por

causa humana, básicamente caza y control de depredadores, puede haber debilitado las poblaciones de lince menos densas situadas en las áreas donde los conejos han sido un recurso cinegético gestionado intensivamente (Rodríguez y Delibes, 2004).

- 4. Mortalidad natural:** peleas inter e intraespecíficas y **enfermedades**. Son causas naturales, por tanto no debieran ser relevantes en la extinción de una especie en condiciones normales. Sin embargo, en el caso del lince ibérico y las enfermedades se dan las condiciones que las convierten en amenazas graves de extinción, especialmente a nivel local (Pedersen *et al.*, 2007). En particular: el pequeño tamaño poblacional (mayor efecto de factores estocásticos), la alta densidad (favorecedora de la dispersión de enfermedades infecto-contagiosas), la baja variabilidad genética (aumenta la susceptibilidad a enfermedades contagiosas, y en el lince está relacionado con la pérdida de efectividad del sistema inmune), y la convivencia con especies reservorio de patógenos del lince (especialmente gatos domésticos y monteses, pero también cánidos, mustélidos, ungulados silvestres e incluso roedores y rumiantes domésticos). Este último aspecto está íntimamente relacionado con la gestión cinegética y ganadera en el área de distribución del lince. De hecho, el seguimiento de las poblaciones mediante telemetría GPS y VHF que se ha llevado a cabo en los últimos años muestra que las enfermedades son la principal causa de mortalidad entre ejemplares radiomarcados (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-Life+ IBERLINC, 2013).
- 5. Pérdida de variabilidad genética:** la diversidad genética de las poblaciones de lince es globalmente baja comparada con la mayoría de felinos silvestres. Lo es más en la población de Doñana que en la de Sierra Morena y existe una diferenciación genética alta entre ambas (Johnson *et al.*, 2004; Godoy *et al.*, 2009). Esta baja variabilidad y diferenciación se atribuye más a una pérdida de efectivos reciente muy rápida que a una respuesta diferente a presiones adaptativas o a una evolución independiente de larga duración (Godoy *et al.*, 2009). Aunque es difícil de determinar con certeza, esta baja variabilidad se ha relacionado con el incremento reciente de enfermedades del lince, como la leucemia felina vírica (Meli *et al.*, 2009).



Figura 2.11. Cadáver de lince. El ejemplar fue encontrado atrapado en un cepo en 2003. La necropsia detectó, además, proyectiles en el cuerpo del animal.

2.3.7. 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, hasta 2010, año en que se iniciaron las reintroducciones en Andalucía (ampliadas en 2014 a Extremadura y Castilla-La Mancha), sólo existían dos poblaciones reproductoras confirmadas: una en las Sierras de Andújar y Cardeña, y otra en el entorno del Parque Nacional de Doñana (Guzmán *et al.*, 2005). Por ello, la actual 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 orientada 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 propietarios 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. Esta cuestión se trata brevemente en el capítulo 5, vinculada a los acuerdos de colaboración y la custodia del territorio.

- la orientada a encontrar estrategias de control de la predación con bases ecológicas sólidas y métodos realmente selectivos. La percepción, fundada o no, por parte de propietarios cinegéticos y ganaderos de que controlar la predación es siempre imprescindible mantiene el empleo de métodos como el veneno o algunas trampas ilegales, que han provocado y provocan un porcentaje significativo de muertes no naturales de lince (Rodríguez y Delibes, 2004) y otras especies no objetivo.

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 (reintroducciones).**
- **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.**
- **Mejorar el conocimiento en los efectos reales del control de la predación para gestionar poblaciones cinegéticas y en métodos de captura realmente selectivos de predadores generalistas.**

Capítulo 3



El hábitat del lince ibérico

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 depredación 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 arbustado 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 las Zonas de Especial Conservación (ZEC). 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 extensión 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.



Figura 3.1. Típico hábitat del lince ibérico en la Sierra de Andújar (Jaén).

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, 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 gazaperas. 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 para planificar la reintroducción de lince procedentes de captura o reproducción en cautividad.



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.

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 formaciones vegetales riparias, 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, homogéneamente distribuida 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, arbustados 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 arbustados riparios caducifolios, y *Nerio-Tamaricetea*, de microbosques, arbustados y comunidades de grandes hierbas permanentes característicos de arroyos temporales, ramblas y sistemas temporihigrófilos similares. Para su caracterización, se pueden consultar las obras de Rivas-Martínez (1987, 2006), Valle (2003) y Costa (2004).

En la Sierra de Andújar-Cardeña, 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 scoparius* 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 *Trifolio-Poetum bulbosae*.

En las zonas de mayor humedad y oceaneidad climáticas las series de los encinares dan paso a las de los alcornocales, 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, *Myrto 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 alcornocales de la zona de Doñana, cuya orla y primera etapa de sustitución es un espinar dominado por herguen (*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 temporhigrófilas 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 geoserias 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 arbustados y matorrales hasta pastizales y roquedos. Los micro- y mesobosques, así como los arbustados, 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, éste 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 arbustados 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 campeo del lince existan teselas arboladas, ni suelen ser de gran extensión ni exhiben grados de espesura 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 autores, 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.



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.

Las comunidades arbustivas y de matorral sí son especialmente importantes para el lince ibérico, y muy especialmente las más evolucionadas (lentiscales, 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 negativa entre el área de campeo del lince ibérico y el porcentaje de matorral heliófilo, mientras que esa correlación es positiva con los arbustados 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, 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.



Figura 3.4. (izq.) y 3.5 (der.) Los lentiscales (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 adhesado. 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.

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 recuperar 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 súper-predador, 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 Ferreras (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 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.



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.

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 alcance cierta densidad. 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 micromamíferos 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 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 predadores 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 semiintensivas 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 súper-predador, el lince ibérico mantiene relaciones de competencia y exclusión con otros predadores, 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 predadores 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 dispersantes en el mismo, lo que, a su vez, resultaría favorable para los predadores 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.

3.7. INFRAESTRUCTURAS

En apartados anteriores se ha afirmado que el lince ibérico es un claro ejemplo de un predador adaptado a un medio natural modelado por el hombre. Sin embargo, esa capacidad tiene un límite, y el felino se ve afectado de forma muy negativa por las infraestructuras más modernas, en especial por las infraestructuras lineales de transporte (ILT: vías asfaltadas y vías férreas), cuya red en España es particularmente extensa y ha experimentado una fuerte ampliación en las últimas dos décadas.

El impacto de estas infraestructuras sobre las especies silvestres y sobre la conectividad ecológica general se considera de primer orden y se identifican cuatro tipos de impactos fundamentales (Mader, 1984; Forman *et al.*, 2003):



- Suponen una pérdida de hábitat *per se*.
- Reducen la densidad poblacional en las inmediaciones de la vía, por las perturbaciones sonoras, lumínicas, contaminantes, etc.
- Incrementan la mortalidad directa por atropello
- Producen un efecto barrera que limita o impide los movimientos de las especies y la fragmentación de los hábitat (subdivisión de poblaciones y pérdida de conectividad).

De todos estos efectos, la fragmentación del hábitat es posiblemente el que más efectos asociados tiene y el más complejo de abordar, pues requiere una perspectiva y una escala de paisaje (Saura *et al.*, 2013). Supone un mayor riesgo de regresión y extinción de las especies, pues las poblaciones aisladas resultan más sensibles a fenómenos estocásticos (demográficos, genéticos o ambientales) (Andrews, 1990; Fahrig y Merriam, 1994; van Apeldoorn, 1997; Lindenmayer *et al.*, 1999). Además, algunas especies son más vulnerables a la fragmentación del hábitat, especialmente aquéllas de gran tamaño, con amplias áreas de campeo y bajas tasas de reproducción como algunos grandes carnívoros (Crooks, 2002), que son también las especies más escasas.



Figura 3.7. Zorro atropellado en una carretera del área de distribución del lince en Sierra Morena.

Todos estos efectos se dan en el caso del lince ibérico. La mortalidad producida por atropello es una de las principales causas de mortalidad no natural identificadas para la especie, si bien es cierto que también es la más fácilmente detectable de las causadas por el hombre. Su tasa ha sido especialmente alta para la población de Doñana-Aljarafe, donde se han registrado 52 de los 67 atropellos constatados entre 1979 y 2010 (Simón *et al.*, 2012).

A la pérdida de efectivos poblacionales, hay que sumar otro efecto indeseable de las infraestructuras de transporte en los programas de conservación de la especie: impedir o dificultar la expansión de las poblaciones naturales, su conexión con las áreas de reintroducción y el asentamiento de éstas. Así, entre enero de 2013 y octubre de 2014 se conocieron 34 atropellos de lince, de los que 22 (64,7%) se produjeron en las poblaciones de Andújar-Cardena y Doñana-Aljarafe; en el caso de la población de Andújar, 5 de los atropellos se produjeron en la autovía A-4, en la zona de conexión de esta población con el área de reintroducción de Guarrizas. Los otros 12 atropellos corresponden a poblaciones reintroducidas (Guadalmellato, 20,6%; Guarrizas, 11,8%; Matalchel-Badajoz, 2,9%). Tres de los atropellos se produjeron en líneas férreas. Sin duda, parte de este efecto se debe a la ampliación del área de distribución y del tamaño de las poblaciones de lince ibérico, pero al mismo tiempo requiere de actuaciones, muchas veces complicadas técnica y administrativamente, que mitiguen este impacto.

Muertes por atropello 2013-2014* por población

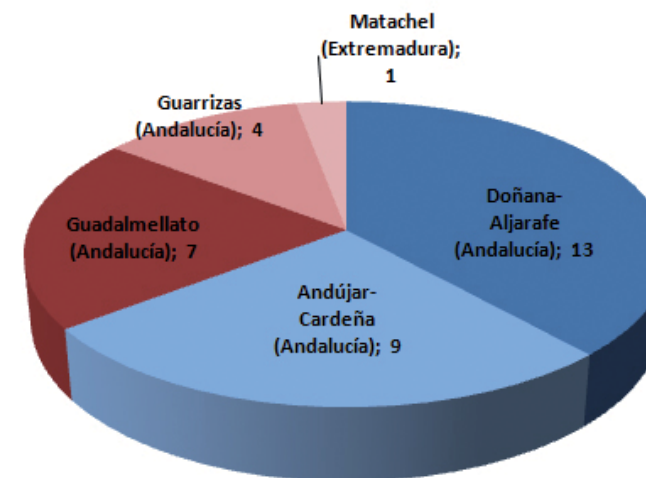


Figura 3.8. Muertes por atropello entre 2013 y 2014 (hasta octubre) por poblaciones. En azul poblaciones naturales y en rojo, poblaciones reintroducidas. (Elaboración propia a partir de los datos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-Life+ IBERLINCE, 2014).

Si los efectos de las grandes infraestructuras de transporte han sido ampliamente estudiados, apenas hay estudios sobre los efectos de otras infraestructuras lineales como los cerramientos cinegéticos y ganaderos (vallados) característicos de la mitad sur de la Península Ibérica (García *et al.*, 1998), probablemente por el carácter muy local de este tipo de infraestructuras. A partir de los años 60 del siglo XX, en el contexto de los cambios de uso experimentados en muchas zonas rurales (abandono de usos agroforestales tradicionales e intensificación de la caza mayor y la ganadería), en el sur de la Península se generalizó la instalación de cerramientos perimetrales en cada coto de caza (López-Ontiveros, 1991). De este modo aumentaba la densidad de ungulados cinegéticos en su interior, y se facilitaba el manejo y la caza en la modalidad de montería. Algunos de los efectos que este cambio de manejo ha producido sobre el medio han sido ampliamente estudiados, en particular las afecciones a la vegetación por aumento de la carga, la consanguinidad de las poblaciones cinegéticas, la aparición y prevalencia de enfermedades y la competencia con las especies originales (Arenas, 1993).

En el resto de Europa y en Norteamérica los vallados de este tipo en el medio natural son poco frecuentes. Los más comunes son los vallados de exclusión de las infraestructuras de transporte y los ganaderos (electrificados, de madera, con alambre de espino, etc.), generalmente de menor altura. Los estudios se centran en estos últimos y en sus efectos sobre ungulados y animales domésticos (Wyoming Game and Fish Department, 2004; VerCauteren *et al.*, 2006; Harrington y Conover, 2006). Los principales problemas identificados para la fauna silvestre son (Hanophy, 2009): que sean demasiado altos para sortearlos saltando; que sean demasiado bajos para atravesarlos reptando; que tengan alambres sueltos o poco tirantes; que los alambres estén muy juntos; que sean poco visibles, especialmente para aves y murciélagos; y que supongan una barrera completa.

Las conclusiones de estos estudios son de difícil aplicación a los vallados cinegéticos del sur de la Península. Sin embargo, sugieren algunos efectos que pueden atribuirse a priori también a los vallados españoles: fragmentación del hábitat (Forman *et al.*, 2003), impermeabilidad para la fauna no cinegética, pérdida de diversidad genética por endogamia (Rehr, 1989), mayor vulnerabilidad a métodos no selectivos de control de predadores (Blanco, 1994; Muñoz-Cobos y Azorit, 1996) y muerte directa por colisión (Arenas, 1993), atrapamiento o enganche.

Se conocen al menos dos casos constatados de muertes de lince ibérico tras quedar enganchados en vallados de gestión (perimetrales) y de protección (interiores) entre 2010 y 2011 en la población de Andújar-Cardeña (Life+ IBERLINCE, 2014). En al menos uno de los casos, la muerte sobrevino por inanición prolongada tras quedar enganchado a media altura de un vallado cinegético (Figuras 3.10 y 3.11). Estos datos apoyan la relevancia de analizar el estado de los cerramientos cinegéticos y ganaderos, evaluar sus afecciones y proponer medidas de corrección. Con ello se realiza, por una parte, una labor preventiva y de vigilancia (detección de mortalidad y de trampas no selectivas), y por otra, se priorizan y justifican futuras correcciones.



Figura 3.9. Imágenes de un lince ibérico atravesando un vallado cinegéticos en Andújar-Cardeña (Foto cortesía de D. Quirantes).



Figura 3.10. y 3.11. Caso de enganche accidental de un lince ibérico en Andújar-Cardeña. Estos accidentes son más probables si el lince atraviesa la valla trepando en lugar de por algún paso inferior apto, como se ve en la fotografía anterior.

En un estudio piloto de la Fundación CBD-Habitat desarrollado en 2013 dentro del área de distribución del lince en la población de Andújar-Cardeña se recorrieron algo más de 43 km de cerramientos cinegéticos y ganaderos perimetrales e interiores caracterizándolos en cuanto a potencial afección a fauna silvestre (tipo de cerramiento, hábitat circundante, presencia de elementos de control no selectivo, eventos de mortalidad de fauna, e indicios de paso natural de fauna) (Fundación CBD-Habitat, 2013). Se comprobó que el 85% de la longitud recorrida no se ajustaba a la actual normativa que establece que los cerramientos deben ser tales que permitan el libre tránsito de la fauna silvestre no cinegética. Si bien no se detectaron eventos de mortalidad, sí algunos lazos u otras trampas potenciales anclados a ella, la mayoría inactivos o muy antiguos. Es un hecho destacable pues la legislación no

permite este tipo de trampas desde hace décadas y porque se constata, por el deterioro de algunos de estos elementos, que han quedado abandonados u olvidados. La mayoría de estos elementos se han localizado en áreas colindantes a zonas públicas.

La mayoría de los tramos presentaban elementos de refuerzo de la malla o de anclaje al suelo no permitidos por la normativa. Si bien la frecuencia más abundante corresponde a menos de 25 elementos por kilómetro, lo que supone uno de estos elementos cada 40 m si estuviesen homogéneamente distribuidos. El número de pasos aptos para carnívoros por kilómetro mostró que la mayoría de los tramos tienen permeabilidad nula o baja. Es decir, muy pocos tramos presentaban más de una gatera cada 40 metros.

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.

Todas las actividades humanas que se desarrollen en el área de presencia de la especie deberían organizarse de forma que eviten molestias graves a la especie, es decir aquellas que puedan traducirse en fracaso de la reproducción, dificultad para alimentarse, alteración grave del comportamiento y, en el peor de los casos, riesgo de mortalidad. Para conseguir esa adecuada organización es necesario conocer en qué época del año y en qué lugares de su dominio vital son más vulnerables a las actividades humanas, es lo que se conoce como Período Sensible y Área Sensible de una especie (González y San Miguel, 2004). Aunque abarcan más aspectos de su ciclo vital, suelen centrarse en los períodos de reproducción y migración. En el caso del lince ibérico, los mismos autores proponen como Área Sensible una superficie alrededor de una madriguera (donde se produce el parto y se cobijan los cachorros los dos o tres primeros meses de vida) o de un punto de observación de una hembra con cachorro de 500 m de radio. Y como Período Sensible de marzo a agosto incluidos, por ser el período en el que se producen los partos y las etapas iniciales de desarrollo de los cachorros, hasta que pueden cazar por sí solos. No obstante, el celo también puede considerarse una fase de vulnerabilidad a la presencia humana y entonces el Período Sensible podría ampliarse de diciembre a agosto. En general, la legislación y los instrumentos de planificación medioambiental recogen ya estos

requerimientos a la hora de organizar los trabajos y de conceder autorizaciones. Aunque fuera de los espacios protegidos la normativa puede parecer menos contundente, la existencia de cualquier molestia a la fauna tiene el mismo peligro y similares consecuencias legales

Finalmente, aunque se trata de una actividad de expansión reciente, deben tenerse en cuenta las actividades de turismo de naturaleza (avistamiento de fauna, fotografía, senderismo y turismo activo, etc.) desarrolladas tanto por particulares como por empresas en las zonas con presencia de lince. El auge que han adquirido en los últimos diez años y su propia naturaleza, en la que el encuentro con la especie no es accidental (caso de los usos agrarios, forestales o cinegéticos) sino el objetivo último, ha añadido un nuevo factor potencial de perturbación si estas actividades no se realizan con una escrupulosa observación de la legislación y de unas simples NORMAS DE CONDUCTA, fáciles de cumplir por cualquier ciudadano responsable. Su inobservancia puede provocar molestias e interferencias innecesarias en el comportamiento normal de la especie.



Figura 3.12. Grupo de observadores intentando avistar un lince en la Sierra de Andújar en 2012. Fuente: Life+IBERLINC

NORMAS A SEGUIR EN TERRITORIOS DE LINCE

DURANTE LA OBSERVACIÓN:

- Si observa a un lince, permanezca en el mismo lugar. No se acerque a él, ni le persiga.
- Su presencia no debe perturbar al animal ni alterar su comportamiento.
- Manténgase en carreteras, senderos y caminos públicos habilitados para el tránsito de personas. Evite el acceso a zonas no autorizadas, restringidas o sensibles.
- Modere la velocidad en carreteras y pistas forestales en las que existan poblaciones de lince ibérico.
- Evite emitir ruidos fuertes (gritos, altavoces, bocina o claxon de coche, música alta, etc.).
- Evite utilizar focos luminosos o flashes durante la noche.
- La masificación de los puntos de observación y el paso excesivo de vehículos y personas puede causar molestias: evítelo o minimícelo en las épocas más sensibles para el lince (época de celo y reproducción, de diciembre a agosto).
- Ante un avistamiento, la mejor forma de proceder es comunicándolo primero a los responsables de la conservación de la especie en ese territorio, quienes podrán asesorarle sobre el grado de fragilidad de esa información.
- Manténgase alejado de parideras, cuevas o zonas donde una hembra en época de cría (marzo-agosto) pueda albergar cachorros. No revelar la localización de estos lugares, salvo a la administración competente que contribuya a su conservación.
- Las empresas de turismo activo y actividades en la naturaleza deben estar registradas y obtener los permisos oportunos para realizar sus actividades.
- Mantenga el máximo respeto a las instituciones y personas que trabajan para la conservación del medio natural. Solicite los permisos necesarios a las autoridades competentes.
- Extreme las precauciones para evitar incendios forestales y mantenga limpia de basura la zona.

- Si observa alguna infracción contra el medio ambiente, póngalo en conocimiento de las autoridades.

DURANTE LA REALIZACIÓN DE FOTOGRAFÍAS O VÍDEOS:

- Cumpla todas y cada una de las condiciones de su autorización para la fotografía y/o filmación del lince ibérico. Si no requiere autorización, sea igualmente prudente y no se acerque a menos de 100 metros del animal.
- Absténgase de usar métodos poco éticos e ilegales para observar lincees o para atraerlos a su posición como focos, grabaciones, reclamos, presas vivas o muertas, etc.

Para Andalucía se puede consultar la siguiente legislación aplicable:

- Ley 8/2003, de la flora y fauna silvestres de Andalucía: artículo 7.2.
- Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats: artículo 21.
- Decreto 15/2011, de 1 de febrero, por el que se establece el régimen general de planificación de los usos y actividades en los parques naturales y se aprueban medidas de agilización de procedimientos administrativos: anexo.

Esperanza Jiménez del Río
Agente de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía

Capítulo 4



El conejo de monte:
la presa principal del lince ibérico

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, 1980b; 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, creímos necesario incluir en este Manual un pequeño capítulo destinado a resumir los 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).



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

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 (*Aquila fasciata*).

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 las poblaciones de la subespecie *algirus*, 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-Alicante, la ribera del Ebro 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.



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.

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 reproductiva 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 eurioica, 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 telas 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 eurioico. Puede vivir sobre prácticamente todos los tipos de sustratos y suelos. Sin embargo, la incidencia de la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica vírica, 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 conejo. 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. Si bien en esta última zona en los últimos años se han producido procesos demográficos explosivos asociados a márgenes, linderos y ribazos que han generado daños a la agricultura (Delibes-Mateos *et al.*, 2009b; Ferreira *et al.*, 2010).

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 arbustado (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 arbustados 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 adehesados, 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, procedentes 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.



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.

En los terrenos dominados por el cultivo agrícola, la presencia de pequeñas manchas de matorral o arbustado, los setos, ribazos o juncuales, 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.



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

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 arbustado-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 vivero 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 vivero, 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



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



Figura 4.6. Gazapera excavada y expoliada por un predador.

pequeños nuevos vivares (gazaperas) en las proximidades (Mykytowycz, 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, constituye 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 cecotofia, 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 gramíneas 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.

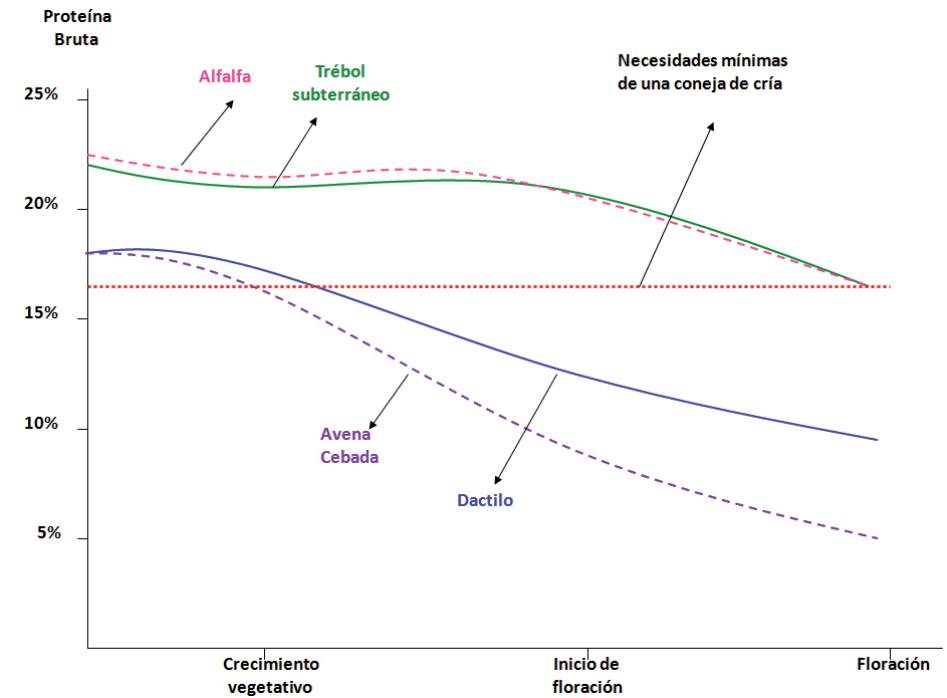


Figura 4.8. Evolución del contenido en proteína bruta del forraje de dos leguminosas, alfalfa y trébol subterráneo, y tres gramíneas, dactilo y cebada o avena, comparada con las necesidades mínimas de una coneja de cría. Como se puede observar, las leguminosas siempre superan el umbral necesario para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

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 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).



Figura 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.

Dada su vulnerabilidad frente al ataque de predadores cuando se encuentra al descubierto, el conejo de monte no suele realizar grandes desplazamientos para alimentarse (Lombardi *et al.*, 2007). Así, existen estimaciones de radios de acción de 300 m (Cooke, 1981) y de territorios medios de 2,5 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.



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

4.7. 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 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 hembras 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.



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.

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 interanuales (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, pueden 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), y por aumentar la mortalidad de gazapos al inundarse cámaras de cría y gazaperas cuando en fases tempranas de la cría.

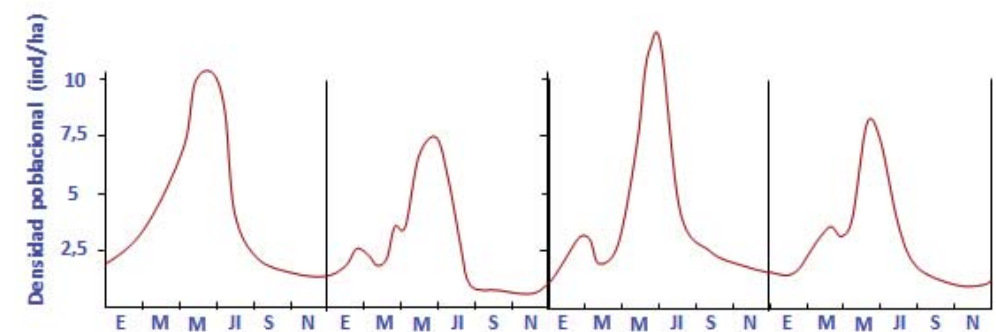


Figura 4.13. Las densidades poblacionales del conejo de monte sufren bruscas fluctuaciones intra- e interanuales dependientes del variable clima, que afecta con intensidad a la cantidad, calidad y distribución temporal de la hierba verde que ofrecen los pastos naturales y los cultivos. También influyen,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

4.8. MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE CONEJOS

En el contexto de declive de las poblaciones de conejo expuesto en anteriores apartados, conocer su abundancia en un determinado terreno se ha convertido en una cuestión de gran importancia para investigadores y gestores. Determinar la presencia de conejo de monte es relativamente sencillo dada la abundancia de indicios con los que marca su territorio. En cambio, la determinación o estimación de su abundancia absoluta o de su densidad en un territorio es una tarea bastante más difícil debido a su carácter semisubterráneo, a las bruscas oscilaciones estacionales de sus poblaciones y a la multitud de factores ambientales y específicos que rigen su comportamiento.

Así, el método más indicado dependerá de un gran número de factores: necesidades de la especie, disponibilidad de alimento, climatología, época del año, tipo de hábitat y visibilidad, recursos materiales y humanos, etc. La época del año es especialmente relevante pues sus efectivos poblacionales oscilan mucho de manera natural a lo largo del año. Muestreos en primavera (máximo poblacional) y a principios de otoño (mínimo) proporcionarán cifras muy diferentes y no son comparables. A partir de Tellería (1986), se presentan a continuación los métodos más utilizados para determinar la abundancia y las tendencias poblacionales del conejo, que se pueden agrupar en dos tipos fundamentalmente:

a) Directos: basados en muestreos o conteos de ejemplares. Estos métodos tienen bastantes inconvenientes derivados de la multitud de factores ambientales en los patrones de actividad del conejo. De estos métodos, los de uso más generalizado son:

a.1) Conteo de individuos en transectos en banda fija

Se basan en diseñar líneas o puntos repartidos por la superficie a muestrear que se recorren contando los ejemplares observados. También se puede anotar la edad de los ejemplares. Los datos que se recogen son las distancias de los objetos detectados a la línea o puntos. A partir de estos datos pueden obtenerse estimas de densidad adecuadas cuando se dan ciertas condiciones. Presenta la ventaja de que no importa que algunos animales no sean detectados, y el inconveniente de necesitar muchos observadores si se quiere cubrir una superficie grande cuando el animal a censar es de pequeño tamaño, como el conejo. Los transectos pueden diseñarse estratificando por tipos de hábitat. Se han de hacer en el periodo de máxima actividad del conejo (atardecer o amanecer).

En esta categoría se incluye el trabajo de Palomares (2001) en la población de lince de Doñana, que le permitió establecer una estima de abundancia absoluta a partir de la relación con los conejos observados por unidad de longitud:

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

Esta fórmula es válida para bajas densidades de conejo, con un límite máximo de 16 individuos por kilómetro de transecto y para condiciones de hábitat similares a las de la zona de estudio. Pero ha sido utilizada en los proyectos de conservación del lince ibérico por establecer umbrales de densidad para la presencia y la reproducción del felino.

a.2) Conteo de individuos a lo largo de transectos lineales (*Distance Sampling Method*)

Permiten obtener estimas de densidad absoluta, pero son muy exigentes en cuanto a las condiciones de aplicación (requieren que se detecten todos individuos presentes, que los individuos no se mueven o que las medidas son exactas) y en cuanto al esfuerzo de aplicación para obtener suficientes observaciones (un mínimo de 40 contactos o grupos de animales y preferentemente más de 60). Estos resultan especialmente difíciles de obtener en poblaciones de baja densidad. Pueden utilizarse diferentes medios de locomoción, si bien para animales del tamaño de los conejos se recomienda a pie. Además del número de observaciones y de los individuos de cada contacto, debe anotarse la distancia del contacto respecto a la perpendicular de la línea de avance. Se complementa con software específico, del que el más popular es el programa *Distance*.

a.3) Índices Kilométricos de Abundancia (IKA)

Es similar al anterior. Proporciona correlaciones entre el número de conejos observado por unidad de longitud y la densidad (por unidad de superficie) para un rango amplio de densidades. Suele llevarse a cabo por dos observadores en vehículo a menos de 10 km/h. Si se anotan las distancias a la perpendicular, puede complementarse con programas como *Distance*.

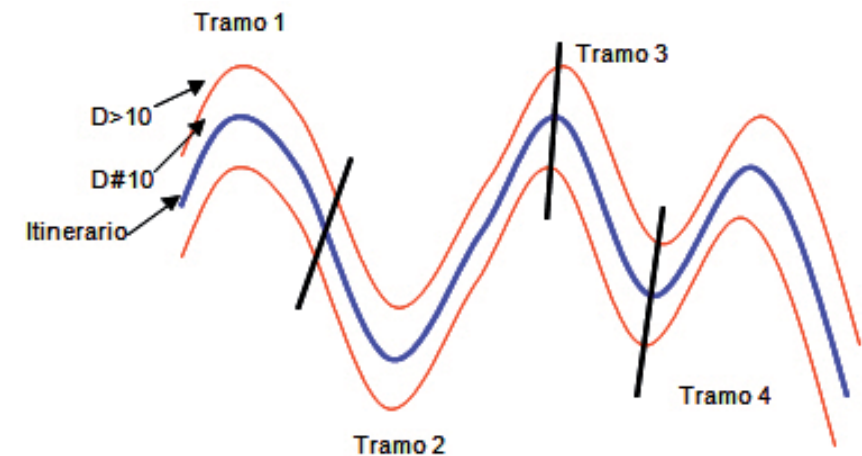


Figura 4.14. Esquema representativo de un itinerario IKA. Se puede observar su división en tramos homogéneos de hábitat y el establecimiento de dos franjas longitudinales paralelas: una situada a menos de 10 m de distancia con respecto al itinerario y otra complementaria.

Por su sencillez de aplicación ha sido ampliamente utilizado en los proyectos de conservación del lince ibérico, muchas veces como simple índice relativo, esto es, tomando como resultado el número de conejos/km en lugar de transformarlo a densidad conejos/ha. En estos proyectos este tipo de muestreo se usa de forma continua (semanalmente) para detectar rápidamente fluctuaciones fuertes de la población (por enfermedades o condiciones climáticas extremas).

a.4) Métodos basados en captura en vivo: captura-recaptura o el método del número mínimo de individuos vivos

Se basan en estimas a partir de reglas de tres de diferente complejidad. El principio fundamental es que hay un número suficiente de ejemplares que podemos individualizar ($n \geq 30$ para estimaciones realistas), bien por un detalle (pelaje, morfología, etc.) o bien porque los hemos marcado (con collares, crotales, pintura, etc.). Estos métodos requieren poder asumir unas condiciones que no siempre se dan en las poblaciones de conejo de monte (que todos los individuos son igualmente capturables, que las marcas no se pierden y que, tras el marcado, los animales no rehúyen la recaptura). Pueden asumir, sin embargo, que una parte de los individuos marcados mueran o abandonen el área. Las poblaciones donde esto ocurre se llaman poblaciones abiertas en contraposición a las que mantienen fijos sus efectivos (poblaciones cerradas; Tellería, 1986). Estos métodos han evolucionado mucho y permiten trabajar con datos de fototrampeo e incluso sin reconocimiento individual de ejemplares (Jiménez *et al.* 2014), lo que facilita el manejo de la recaptura. El programa más usado para analizar este tipo de datos es el *Mark*.

b) Indirectos: basados en la detección de indicios. Para obtener densidades, requieren la obtención de tasas o datos complementarios con los que tratar de establecer correlaciones suficientes.

b.1) conteo de excrementos en estaciones fijas

Puede hacerse retirando los excrementos y recontando transcurrido un determinado periodo de tiempo; o sin retirada de excrementos (*standing crop method*), en este caso se realiza un solo conteo. En ambos casos se requiere conocer con fiabilidad la tasa de defecación de los conejos y de descomposición o desaparición de los excrementos, que deben calcularse para cada población y condiciones de hábitat (Taylor y Williams, 1956). Además, para poblaciones de baja densidad debe elegirse adecuadamente la época del año en la que la acumulación y persistencia de excrementos es máxima, para evitar falsos ceros.

Este método recibe bastantes críticas que aluden a características del comportamiento de los conejos (defecación irregular -defecan más en unas zonas que en otras- y movilidad diferencial -el uso del espacio y deposición de excrementos varían con variaciones del com-

portamiento) y de diferente detectabilidad según observadores y cobertura vegetal; (Putman, 1984). Además, hay que tener en cuenta el uso que los animales hacen no sólo a gran escala, sino del microhábitat (Moreno *et al.*, 1996).

Requieren un gran esfuerzo de aplicación por su laboriosidad y porque precisan un número elevado de estaciones para estabilizar la varianza de los individuos estimados pero proporcionan estimas más fiables para poblaciones de baja densidad. Por ello, se recomiendan sólo para trabajos de investigación o con suficientes recursos.

b.2) conteo de letrinas por unidad de longitud

Se trata de la realización de transectos contando grupos de excrementos. Para obtener densidades habría que correlacionarlo con un número de conejos en el área abarcada por el observador durante el recorrido, lo que exige un conteo complementario de conejos en el área cubierta. Este método funciona relativamente bien en condiciones de densidad media; en condiciones de baja densidad encontrar excrementos se convierte en un fenómeno aleatorio, mientras que si la densidad es muy alta es probable que no se puedan distinguir entre grupos de excrementos. Sin embargo, muchos autores lo consideran un método útil para muestrear grandes superficies con poco esfuerzo (Blanco y Villafuerte, 1993; Iborra y Lumaret, 1997; Virgós *et al.*, 2003).



Figura 4.15. Georreferenciación y señalización mediante una estacilla de una estación fija de conteo de excrementos de conejo.

Combinando este método con un método directo se han obtenido buenos resultados. Dentro de los proyectos de conservación del lince ibérico en Andalucía, los equipos de seguimiento de la especie estudiaron la relación entre el conteo de letrinas y la abundancia absoluta de conejo a partir de la fórmula de Palomares *et al.* (2001), expuesta anteriormente, en transectos recorridos a pie entre 2007 y 2010 en el máximo poblacional (junio). Se contabilizaron como letrinas los grupos de excrementos de más de 20 cm de diámetros, con uso reciente y con excrementos de varias edades. El resultado fue un ajuste aceptable entre el índice letrinas/km y conejos/ha (Simón *et al.*, 2012)

$$y \text{ (cjos/ha)} = 0,1062 \times (\text{letrinas/km}) \quad (<50 \text{ let/km}; n=42; P<0,05; R^2=0,6576)$$

b.3) Conteo combinado de letrinas, madrigueras y escarbadoras.

Blanco y Villafuerte (1993) propusieron un método de estimación de abundancia de conejo similar al anterior pero incluyendo otros indicios de presencia además de las letrinas. Este método fue replicado por Delibes-Mateos 15 años después para los mismos lugares (2008b). El método consiste en transectos lineales a pie de aproximadamente 4 km de longitud por hábitat homogéneos, recorridos preferiblemente por dos observadores simultáneamente. Uno de los observadores anota conejos observados mientras el segundo anota número de escarbadoras, número de bocas de madrigueras y número de letrinas de conejo detectadas en una banda de 6 metros de ancho respecto al eje del recorrido. Con los datos obtenidos se buscan correlaciones y se obtiene un Índice de Densidad Relativa (DR). Aunque no proporciona la densidad absoluta de conejos, que habría de ser calculada detalladamente en los mismos lugares para los que se obtiene el índice, los autores consideran que es válido como medida relativa de abundancia. Es decir, comparando los DR de dos localidades, se podría admitir que las abundancias de conejos en ambas tienen la misma relación, aún sin saber el valor absoluto en cada una.

c) Estimaciones procedentes de la caza: método de capturas acumuladas

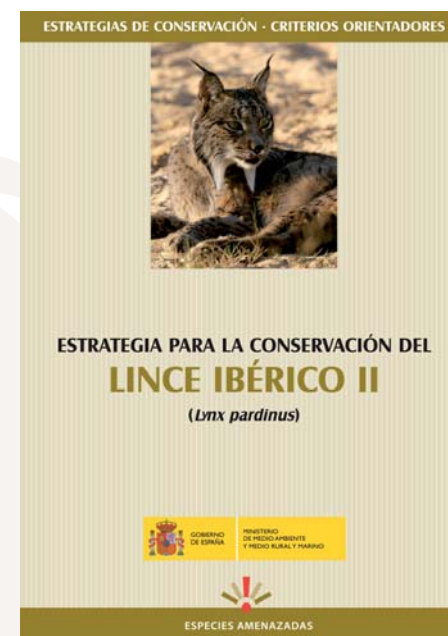
Es un método relativamente sencillo, que consiste en consignar cada día de caza cuantas piezas de una misma especie se abaten, de forma que mediante una recta de regresión podamos obtener una estimación lo más aproximada posible. Sus principales inconvenientes son la necesidad de un esfuerzo de captura homogéneo, condiciones climáticas continuas (no serán iguales los resultados de caza si llueve que si no, aunque salgan el mismo número de escopetas) y que se asume que la población no pierde individuos por otras causas durante el periodo de caza (mortalidad, migraciones, etc.). Evidentemente, no se puede aplicar en terrenos donde no se caza la especie cuya población se busca estimar.

Finalmente, conviene resaltar que para analizar tendencias puede no ser imprescindible conocer el número exacto de conejos presentes en una unidad de superficie. En ese caso, basta con determinar índices relativos y comparar sus valores en el tiempo. Este método alternativo, pero menos exigente en esfuerzo, se puede aplicar con alguno de los métodos

indirectos, por ejemplo, el número de letrinas kilómetro en un determinado recorrido repetido exactamente cada cierto tiempo.

Aunque se exponen más detalles sobre este particular en el capítulo 8, conviene recordar que es fundamental introducir un seguimiento de poblaciones riguroso dentro de la gestión cinegética. Para ello se recomienda incorporar inicialmente métodos sencillos, como puedan ser los índices kilométricos de abundancia. De esta forma se podrá comparar la situación de las poblaciones de caza antes del inicio de cada temporada con la de años precedentes, tomando así decisiones más fundamentadas con respecto a cupos y modalidades.

Capítulo 5



**El marco legal
para la conservación
del lince ibérico**

El marco legal para la Conservación del lince ibérico

Javier Inogés, Paloma Garzón, Sandra Agudín

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 compensables 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 (hasta 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 más habitualmente. En la España de mitad de siglo XX 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.

JUNTAS DE EXTINCIÓN DE ANIMALES DAÑINOS Y PROTECCIÓN A LA CAZA														RELACIÓN DE ALIMAÑAS CAPTURADAS Y PREMIOS ABONADOS EN EL AÑO 1959																				
JUNTA DE	MAMÍFEROS													AVES							REPTILES			CANTIDAD ABONADA POR PREMIOS										
	LOBOS			ZORROS			Conasrojales	Bardalías	Urdos montes	Jinetas	Lince	Niurtras	Torres	Agulla Real	Agullas	Aguluchos	Alcedinos	Bubos	Buitres	Cuervos	Chovas	Bavilanos	Grajas		Halcones	Milanos	Urucas	Huevos Urucas	Otras especies	Culebras	Lagartos	Viboras		
BADAJOS	1	4	10	7	4	2								14																		6 000		
CÁCERES	12	15	27	366	10	16																										61.190		
C. REAL	2	3		63	28	16	1	24	2	1	1	2	1	20	7	21									2							32 523		
CÓRDOBA	4	1																														3.800		
CUENCA				731	257	21	42		23				1	10	80	50	50															44.230		
GRANADA				484	484			37	162	80	1	16		9	57	250	24															69.214		
GUADALAJARA				326	326	122	400		106								400																57.144	
LUGO		7	20		128	16				180																							4.750	
OVIEDO	31	45	24	673	670	148	15	5	205	13																							343 500	
PALENCIA	1	4	4	23	26				2																								12 030	
SALAMANCA	1			487	488	9		1	65	214	3	12	41	371																			43 071	
SANTANDER	2	11		119	167				4	4																							111.020	
SORIA	2			556	556	213	106	7	25	20																								115.000
TERUEL				209	128	23	2		3	2																								58.967
TOLEDO	3	1		256	175	53	70		37	57	13																							84 575
	54	85	96	4300	3447	639	605	51	656	572	19	41	123	936	67	647	202	875	81	4212	513	17	4753	218	2901	17700	35942	1658	3463	1.047.015	42			

Figura 5.1. Relación de especies capturadas y abonadas por la Junta de Control de Animales Dañinos en 1959. La columna correspondiente a lince indica 19 ejemplares, de los que 13 correspondían a la provincia de Toledo.

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. Además las fuertes reducciones de las poblaciones de conejo desde finales de los años 50 con motivo de la irrupción 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 más 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. Aquella ley ha sido derogada por la actual Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad, incorporando la mayor parte del contenido de aquella y ampliándolo.

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 estas zonas, 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 los movimientos de importación y exportación de especímenes de fauna y flora con el objetivo de que su comercialización sea legal, sostenible y trazable. No sólo se refiere a los especímenes en sí vivos o muertos sino a sus partes, derivados o productos que los contengan.

El Convenio clasifica a través de tres apéndices las especies de fauna y flora silvestre según su vulnerabilidad y en base a esta catalogación se establecen los requisitos para la obtención de autorizaciones para su comercialización. 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". Tanto España como Portugal han ratificado este convenio.

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 1.000 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 herramienta más popular es la Lista Roja. Esta lista, revisada recientemente (febrero de 2014), es una base de datos de las especies de flora y fauna mundial cuya conservación está 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 ratificado por Portugal en 1981 y por España en 1986.

5.3.2. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats 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 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 2000. 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 categoría 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 es compleja, debido a que nuestro país tiene representación de 4 de las 9 regiones biogeográficas existentes en Europa en el ámbito de aplicación de Red Natura (alpina, macaronésica, mediterránea, atlántica, boreal, continental, panónica, estépica y del Mar Negro), y ocupa más del **27% del territorio nacional**. La primera misión de España fue elaborar sus listas de Lugares de Interés Comunitario (LIC) para las regiones macaronésica, alpina, atlántica y mediterránea. Cada lista es 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" 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 son susceptibles de recibir cofinanciación por parte de la Comisión Europea con el fin de favorecer la correcta implementación de la Red Natura 2000. Todas las listas de cada región biogeográfica han sido actualizadas a partir de los nuevos datos aportados por cada Estado Miembro y por decisión de la Comisión Europea (DOUE 2013/739/UE de 21 de diciembre de 2013). Sin embargo, la declaración de Red Natura 2000 no está cerrada; su composición es un proceso dinámico que está sometido a una continua evaluación y seguimiento para garantizar que los distintos tipos de hábitats y especies de interés comunitario de un Estado Miembro están suficientemente representados en la Red.

En el caso del lince ibérico, por ser especie prioritaria para la Directiva, los LIC de la lista nacional designados con motivo de la presencia de esta especie (pLIC) pasaron 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. En la tabla 5.1 y la figura 5.2 se pueden consultar las ZEC de España y Portugal en cuyo informe de propuesta se incluye la presencia de lince ibérico como uno de los motivos que las hacen elegibles.

	Nº ZEC lince	Superficie (km ²)	% sup total	Planes aprobados		% ZEC con Plan aprobado	Planes en distintas fases de tramitación	
				PORN o PRUG	Plan de gestión			
ESPAÑA	Andalucía	35	143,20	16,28%	11	0	31,43%	0
	Castilla- La Mancha	8	62,62	7,88%	0	1	12,50%	7
	Castilla y León	8	29,95	3,50%	0	0	0,00%	0
	Comunidad de Madrid	1	8,30	10,34%	1	0	100,00%	0
	Extremadura	24	53,21	16,82%	2	0	8,33%	0
PORTUGAL	9	68,62	7,46%	4	9	100,00	0	

Figura 5.2. Zonas de Especial Conservación que incluyen lince ibérico en España y Portugal. Principales datos sobre su extensión y estado de los instrumentos de planificación.

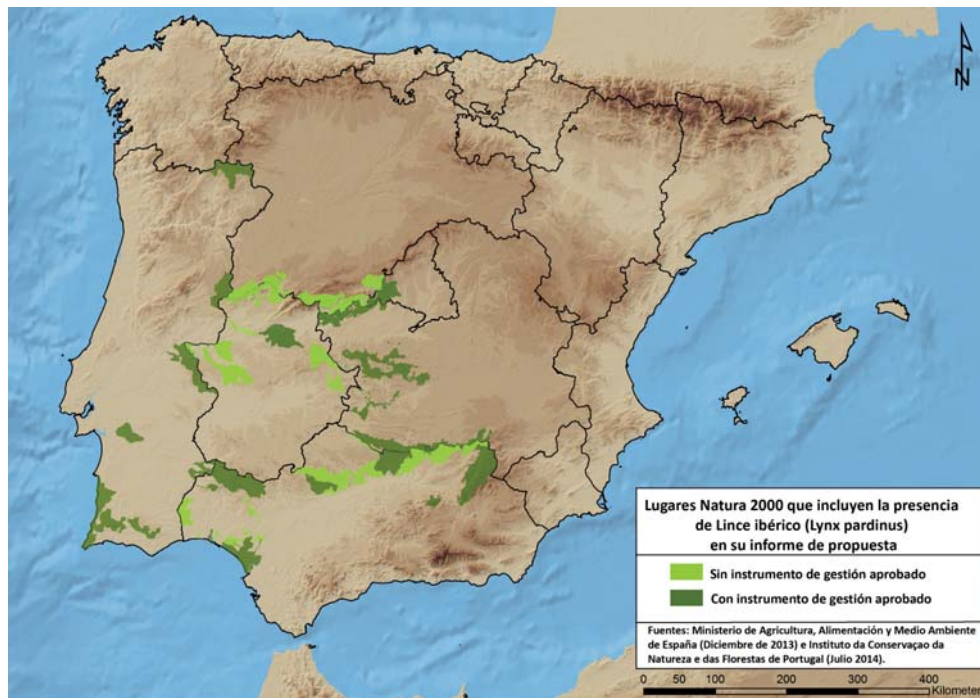


Figura 5.2. Zonas de Especial Conservación de España y Portugal que incluyen lince en su información de propuesta, con alusión a sí contaban con instrumento de gestión aprobado en octubre de 2014.

El compromiso de elaboración de los Planes de Gestión de las ZEC se encuentra en un estado de desarrollo muy dispar según de qué región se trate. Por un lado, muchas ZEC forman parte de espacios naturales que ya contaban con algún grado de protección anterior por lo que ya tendrían algún plan de gestión en vigor (PORN o PORN y PRUG). Sin embargo, una ZEC puede estar comprendida dentro de un espacio natural protegido pero no en su totalidad. Esta parte que queda fuera no tendría ninguna medida de gestión que garantizase la

conservación de los valores que han motivado su declaración. Los Planes de Gestión *stricto sensu* se suelen encontrar salvo excepciones sin desarrollar todavía o en estadios previos de la planificación como pueden ser la participación ciudadana, la información pública o la audiencia a los interesados. Se pueden consultar algunos detalles al respecto en la Tabla 5.1.

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, LIFEIII y LIFE+, 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 actual convocatoria LIFE+ parece que pudiera ser la última, teniendo que buscar financiación europea a partir de entonces a través de otros fondos como FEADER, FEDER, Cohesión etc.

5.4. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN ESPAÑOLA

5.4.1. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad

Es la norma jurídica básica de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad en España. Regula los hábitats, espacios y especies que la componen. **Deroga la Ley 4/89, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y la Fauna Silvestres**, y la actualiza, en particular, incorporando los requisitos de la normativa europea de referencia (Directiva Aves, Directiva Hábitats y Red Natura 2000), y las normas y recomendaciones de los acuerdos y convenios internacionales. Su contenido puede resumirse en:

- Definición de las herramientas de conocimiento y planificación del patrimonio natural y la biodiversidad necesarias para los objetivos que plantea.
- Delimitación y definición de los diferentes tipos de espacios y hábitat protegidos. Así como sus instrumentos de planificación y gestión y sus normas básicas.
- Clasificación de las especies animales y vegetales según categorías de conservación y definición de las normas e instrumentos de gestión, y de las prohibiciones y limitaciones básicas relacionadas con dichas especies.

- Definición de infracciones y sanciones. La destrucción del hábitat de especies en peligro de extinción, crítico o no, así como la muerte, captura, comercialización o naturalización de estas especies está estipulada como infracción muy grave, cuya cuantía económica oscila entre los 250.000 y 1.000.000 euros.

Se trata de una norma bastante extensa, **cuyos aspectos más relevantes en lo que respecta al lince ibérico son:**

- Establece las medidas que han de tomar las CCAA para garantizar la conservación de especies autóctonas silvestres:
 - » preservación de sus hábitats y regímenes de protección;
 - » compatibilización de la explotación/extracción con estado favorable de conservación de las especies Anexo IV;
 - » prohibiciones de acciones como dar muerte, dañar, molestar o inquietar intencionadamente a los animales silvestres;
 - » requisitos de evaluación de programas de reintroducción.
- Crea el **Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE)** que incluye *especies, subespecies y poblaciones merecedoras de una atención y protección particular, en función de su valor científico, ecológico, cultural, por su singularidad, rareza o grado de amenaza, así como aquellas que figuren como protegidas en Directivas y convenios internacionales ratificados por España*, como es el caso del lince ibérico. La inclusión de una especie en este listado conlleva la evaluación periódica de sus poblaciones. Se establecen prohibiciones específicas respecto al régimen de protección general, principalmente dirigidas a su recolección o captura del medio silvestre, así como transporte y comercialización, tanto de los individuos como de sus restos o partes.
- Dentro del LESRPE, define el **Catálogo Español de Especies Amenazadas**, que recoge los *taxones o poblaciones de la biodiversidad amenazada*, incluyéndolos en alguna de las dos categorías de amenaza que contempla: **en peligro de extinción, la actual categoría del lince ibérico, y vulnerable**.
 - » La inclusión de una especie en la categoría **En peligro de extinción** (*taxones o poblaciones cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su actual situación siguen actuando*) implica la elaboración y aprobación de un **Plan de Recuperación** en 3 años desde su inclusión en el Catálogo. Este Plan incluye medidas para cumplir los objetivos y la definición de áreas críticas para la especie. En las áreas críticas, y en las áreas de potencial reintroducción o expansión de estos taxones o poblaciones definidas como tales en los planes de recuperación, se fijarán medidas de conservación e instrumentos de gestión, específicos para estas áreas o integrados en otros planes, que eviten

las afecciones negativas para las especies que hayan motivado la designación de esas áreas. Las áreas críticas definidas para las especies de esta categoría se incorporarán automáticamente al Catálogo Nacional de Hábitats Amenazados.

- » La inclusión de una especie en la categoría **Vulnerable** (taxones o poblaciones que corren el riesgo de pasar a *En peligro de extinción* en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ellos no son corregidos), implica la elaboración y aprobación de un **Plan de Conservación** en 5 años desde su inclusión, con las medidas más adecuadas.

Los Planes de Recuperación y de Conservación son elaborados y aprobados por las Comunidades Autónomas. El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, junto con las CCAA y expertos, elaborará **Estrategias de conservación** para los taxones amenazados presentes en más de una Comunidad Autónoma, dando prioridad a los taxones con mayor grado de amenaza, o a la lucha contra las principales amenazas para la biodiversidad. Las Estrategias constituyen el marco orientativo de los Planes. Las CCAA pueden elaborar sus propios catálogos regionales de especies amenazadas, que pueden atender a criterios más restrictivos.

- Define aspectos reguladores básicos para la **Conservación *ex situ*** de la especies.
- Define aspectos reguladores básicos sobre Prevención y control especies exóticas invasoras.
- Define aspectos reguladores básicos sobre la **Protección de especies respecto de la caza y la pesca**. La especies sobre las que puede ejercerse la caza y la pesca continental son determinadas por las CCAA (en todo caso, no podrán ser especies del LESRPE ni las prohibidas por las Directivas *Aves* y *Hábitats*). Se establecen prohibiciones y limitaciones con carácter general (Artículo 62).
- Define el Plan Nacional del Patrimonio y la Biodiversidad, que debe ser el instrumento básico de planificación de la política de conservación y uso sostenible del patrimonio y la biodiversidad (aprobado en Consejo de Ministros de 16 de septiembre de 2011, con validez hasta 2017). En el Plan se fijan las directrices de conservación de Natura 2000 en España en el marco de las cuales se elaborarán los Planes de gestión de las distintas ZEC.
- El Título V se dedica al *Fomento del conocimiento, la conservación y restauración del patrimonio natural y la biodiversidad* e incluye medidas económicas a desarrollar para cumplir los objetivos de la ley. Entre ellas:
 - » **Ayudas a organizaciones sin ánimo de lucro** que centren el desarrollo de su actividad en el medio natural.

- » Promoción de la **custodia del territorio** (ver apartado 5.6 del presente capítulo)
- » Incentivos a las externalidades positivas en el ámbito de los espacios naturales protegidos y de los acuerdos de custodia del territorio: se tendrán en cuenta como beneficios para la sociedad generados en estos espacios (conservación, mejora y restauración de la biodiversidad y el paisaje; función de sumidero de CO₂; conservación de suelos y régimen hidrológico; recarga de acuíferos).
- » Creación del **Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad**, que podrá financiar acciones relacionadas, entre otros, con 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.

5.4.2. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas

El Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, recoge la forma de funcionamiento y características de estos dos registros, de acuerdo con lo previsto en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Este Real Decreto 139/2011, recoge las primeras listas de taxones incluidas tanto en el Listado como en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, **en el que figura el lince ibérico en la categoría *En peligro de extinción***, categoría en la que ya figuraba en el anterior Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 439/1990).

5.4.3. Situación del Lince ibérico en los Catálogos Regionales de especies amenazadas de comunidades autónomas

Actualmente, el lince ibérico se encuentra explícitamente recogido en los Catálogos de especies amenazadas de las siguientes Comunidades Autónomas:

- **Andalucía:** *Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y fauna silvestres y sus hábitats*, crea el Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas. **Categoría Lince ibérico: En peligro de extinción.**

- **Castilla-La Mancha:** *Decreto 33/1998 de 5 de Mayo, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha*. **Categoría Lince ibérico: En peligro de extinción.**
- **Comunidad de Madrid.** *Decreto 18/1992 de 26 de marzo, por el que se aprueba el Catálogo Regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres y se crea la categoría de árboles singulares*. **Categoría Lince ibérico: En peligro de extinción.**
- **Extremadura:** *Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura*. **Categoría Lince ibérico: En peligro de extinción.**
- **Navarra:** *Decreto Foral 563/1995, de 27 de noviembre, por el que se incluyen en el Catálogo de Especies Amenazadas de Navarra determinadas especies y subespecies de vertebrados de la fauna silvestre*. **Categoría Lince ibérico: Extinguida.**
- **Región de Murcia:** *Ley 7/1995, de 21 de abril, de la fauna silvestre, caza y pesca fluvial*, crea el Catálogo de especies amenazadas de fauna silvestre de la Región de Murcia. **Categoría Lince ibérico: En peligro de extinción.**

Conviene indicar que la Comunidad Autónoma de **Castilla y León**, que es parte de la distribución histórica conocida del lince ibérico en el siglo XX, no ha aprobado su catálogo regional.

5.4.4. Estrategia Nacional para la Conservación del lince ibérico

El 25 de febrero de 1999, la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza aprobó la primera Estrategia Nacional para la Conservación del lince ibérico. El objeto de este documento fue poner en común 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. Esta primera Estrategia contemplaba su revisión al menos cada 4 años.

El 4 de diciembre de 2007 la misma Comisión aprobó la primera revisión de la estrategia (Grupo de Trabajo del lince ibérico, 2006). Los aspectos más relevantes del documento son:

- **Ámbito de aplicación:** las 5 comunidades autónomas en las que hay o ha habido lince más recientemente: Castilla-La Mancha, Castilla y León, Andalucía, Madrid y Extremadura; pudiéndose incluir todas aquellas Comunidades Autónomas que quieran participar en la recuperación de la especie, asumiendo los criterios de la Estrategia. Además, los criterios de la Estrategia están consensuados con el Estado de Portugal a través de sus representantes en el grupo de trabajo (existe un Memorando de entendimiento entre los Ministerios de Medio Ambiente de ambos Estados para la cooperación sobre el águila imperial ibérica y el lince ibérico).

- **Visión general del proceso de conservación:** se considera **urgente estabilizar las poblaciones silvestres remanentes, y para conseguirlo se deben eliminar las causas de amenaza**. 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 lince 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.

Además, ante el escaso número de efectivos de la especie, se **considera 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.

- **Revisión del estado actual de conservación de la especie:** se repasan los aspectos biológicos más importantes para la conservación de la especie, sus principales amenazas, la evolución histórica de su distribución y abundancia, y su distribución, abundancia y estado de conservación actuales (a la fecha de elaboración del documento).
- Herramientas para la conservación de la especie:
 - » conocimiento sobre su ecología y biología (incidiendo en los vacíos);
 - » planes de actuación (revisa los planes y proyectos nacionales e internacionales hasta la fecha);
 - » métodos de censo y seguimiento (localización de indicios, fototrampeo y radioseguimiento);
 - » herramientas genéticas (determinación de la especie, análisis de variabilidad, estimas de parentesco, etc. para diseñar estrategias de gestión y programas de reintroducción);
 - » **gestión de poblaciones de conejo (se reconoce como una herramienta fundamental);**
 - » alimentación suplementaria (excepcional por su artificialidad pero útil por su efectividad para determinados objetivos de conservación);

- » Plan de Acción para la Cría en Cautividad (con grupos de expertos por especialidades) y Programa de Conservación *Ex Situ*;
- » evaluación ambiental de planes y proyectos;
- » instrumentos financieros de la Unión Europea (programas LIFE, Fondos de Cohesión, Fondos de Desarrollo Rural, INTERREG, e **integración ambiental en el resto de fondos de europeos para la realización de proyectos**);
- » **acuerdos con propietarios de fincas, sociedades de cazadores y gestores de fincas de caza** (esenciales en el caso del lince ibérico),
- » la educación ambiental;
- » y las ONG (se reconoce la existencia de organizaciones internacionales y nacionales de diferente tamaño que trabajan por la conservación de la especie y que disponen de información, documentos y acuerdos que deben ser consultados y tenidos en cuenta).
- Objetivos y líneas básicas de actuación:
 - » **Monitorización de poblaciones silvestres conocidas y potenciales, así como de sus amenazas** (especialmente las relacionadas con modificaciones del hábitat, con altas densidades de ungulados silvestres y domésticos, con los vertederos y muladares ilegales, con la incidencia del uso de artes ilegales y de veneno, con las evaluaciones de impacto de proyectos y con el control sanitario de los lince).
 - » **Eliminación de amenazas:** reducción de la desaparición, fragmentación y alteración del hábitat; fomento de las poblaciones de conejos; actuación contra la caza ilegal, el trampeo ilegal y el uso de venenos; reducción de los atropellos de lince en la red viaria; control sanitario de la población de lince y otra fauna simpátrica.
 - » **Definición de los objetivos, la organización y la contribución a la conservación de poblaciones silvestres del Programa de Conservación *Ex Situ*.**
 - » **Aumentar el número de ejemplares de las poblaciones silvestres** (mediante la expansión de las poblaciones actuales, manteniendo la capacidad de carga de las áreas fuente y con refuerzos poblacionales).
 - » **Aumentar el número de poblaciones de lince ibérico** (diseño y desarrollo de proyectos de reintroducción).
 - » **Fomentar el intercambio genético entre poblaciones** (estudio de la situación genética de la especie, refuerzos poblaciones seleccionados).

- » **Cubrir las necesidades de información clave para la conservación de la especie** (parámetros poblacionales; estimas fiables de abundancia; umbrales de densidad de conejo; distribución, abundancia, fluctuaciones, factores que regulan las poblaciones de conejo actualmente; diversidad genética; estado sanitario e incidencia de enfermedades; metodología de reintroducción, estudios sociológicos).
- » **Fomentar las relaciones con propietarios de fincas, sociedades de cazadores y gestores de fincas de caza** (acuerdos, otras formas de relación, incentivar buenas prácticas), **así como con otros sectores de la Administración** (entendimiento, evitación de proyectos negativos para el lince, gestión “para el lince” de los terrenos propiedad de la Administración, fomento de medidas agroambientales o de contratos territoriales).
- » **Acciones de comunicación y sensibilización** (incorporar especialistas, promover una estrategia específica, desarrollar unidades didácticas, campañas *in situ*).
- » **Estado de protección** (declaración “de interés general”).
- » **Coordinación y financiación:** definición de los objetivos del Grupo de Trabajo; fomento de las relaciones con otros sectores de la Administración General del Estado; reconocimiento de la Dirección General para la Biodiversidad como coordinadora de la Estrategia; financiación a cargo de los organismos responsables de su ejecución y competentes en la aplicación de los Planes de las CCAA y de la Estrategia

5.4.5. Planes de recuperación

Hasta el momento tres Comunidades Autónomas han aprobado sus Planes de Recuperación para el lince ibérico: Castilla-La Mancha, Extremadura y Andalucía. 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*, la Ley 9/1999, *de Conservación de la Naturaleza de Castilla-La Mancha* y la Ley 8/2003, *de la Flora y la Fauna Silvestres de Andalucía*.

5.4.5.1. 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 descasques 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.

5.4.5.2. 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 depredadores 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 depredadores, 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.

5.4.5.3. Plan de recuperación del Lince ibérico en Andalucía (Acuerdo de 18 de enero de 2001, de Consejo de Gobierno)

El ámbito de aplicación del plan son las áreas críticas, consideradas éstas como las realmente ocupadas por la especie en el momento de la aprobación del plan (núcleos de Andújar-Cardena en Sierra Morena y de Doñana-Aljarafe), y las áreas potenciales, que el plan considera que son cuatro: la zona de expansión prevista de la población de Doñana-Aljarafe; las áreas de Guarrizas y Guadalmellato, las de expansión prevista de la población de Andújar-Cardena y las de conexión con Guarrizas y Guadalmellato; el área de conexión de Doñana y Sierra Morena; y otra área en Sierra Morena que se determinará a lo largo del periodo de vigencia del Plan. La fuente oficial de consulta de este ámbito de aplicación será la Red de Información Ambiental (REDIAM) de la Consejería de Medio Ambiente.

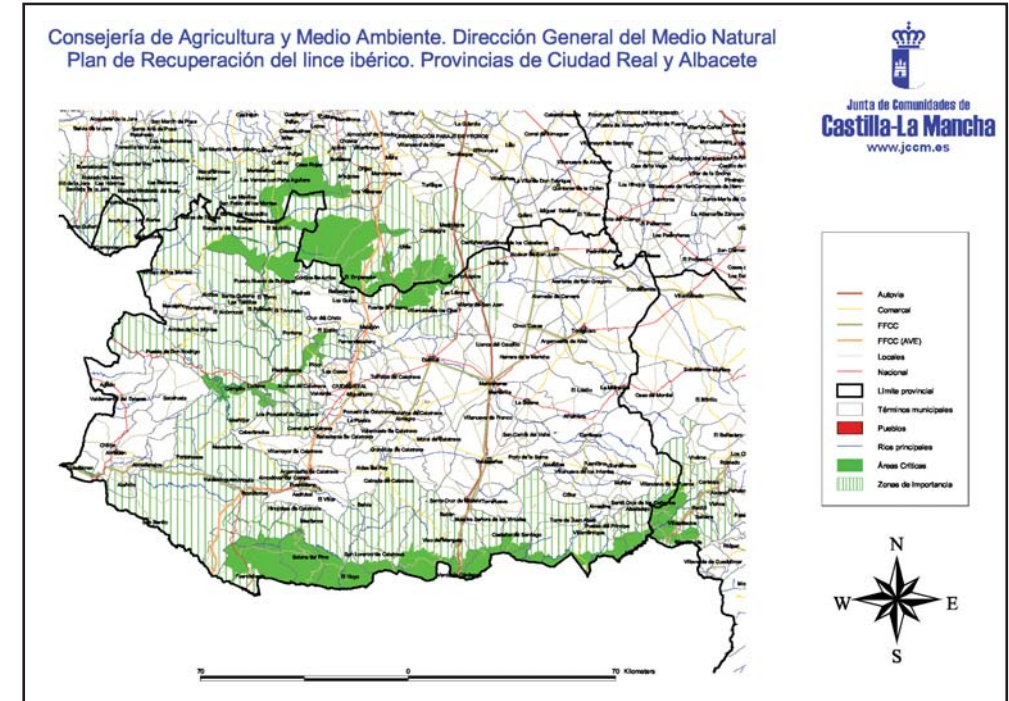


Figura 5.3. Áreas críticas y Zonas de Importancia para el lince ibérico en las provincias de Ciudad Real y Albacete tal como aparecen en el Plan de Recuperación de la especie en Castilla-La Mancha.

Particularidades del Plan:

- Por ser la única CA con poblaciones bien conocidas de la especie, el Plan recoge información detallada sobre la distribución y la abundancia actuales (2009) de la especie, centrándose en dos poblaciones: Sierra Morena y Doñana; así como su evolución conocida desde 2002.
- Enumera las principales amenazas para la especie a partir de los datos de mortalidad conocidos de las anteriores poblaciones: escasez de presa; alteración y eliminación del hábitat; fragmentación de las poblaciones; mortalidad de origen humano (persecución directa mediante trampeo, venenos, etc o accidental por el uso de estos métodos con otras especies objetivo; y atropellos); factores estocásticos; aspectos sanitarios.
- Establece objetivos cuantificados para 2016 en cuanto a:
 - » Tamaño poblacional y de distribución: 315 en 1.100 km² (75 lince y 500 km² en Doñana, y 240 lince y 600 km² en Sierra Morena, con conexión entre las tres subpoblaciones de ésta última).

- » Reducción de mortalidad por atropello en Doñana: <3%/año de la población.
 - » Seguimiento sanitario continuado: al menos 10 ejemplares/año en Doñana y 18 ejemplares/año en Sierra Morena de media.
 - » Reforzamiento genético de la población de Doñana: 5 ejemplares procedentes de Sierra Morena.
 - » Mantener una población cautiva estable con el 85% de la variabilidad genética de las poblaciones silvestres y conseguir unos 20 ejemplares por año provenientes de la cría en cautividad, adaptados a la vida silvestre, para ser usados en reintroducción.
 - » Conseguir una actitud positiva hacia el lince ibérico de la mayoría de la población andaluza (más del 80% tanto en toda la región como a nivel local para las poblaciones de influencia de las áreas críticas y potenciales).
- Contempla 51 medidas de conservación clasificadas en 8 grupos (poblacionales, de hábitat, de reducción de la mortalidad no natural, de seguimiento sanitario, de reforzamientos genéticos, de cría en cautividad, de consecución de una actitud social positiva y de investigación). Les asigna un nivel de importancia, un plazo de inicio y un plazo de ejecución.
 - Contempla un Plan de Evaluación de la efectividad del Plan, del cual menciona los indicadores que empleará.
 - No especifica financiación, ni asigna recursos concreto, pero una de las medidas incluidas (8.2.18) consiste en *diseñar subvenciones específicas para medidas establecidas en el presente Plan para aquellos propietarios de fincas presentes dentro del ámbito de aplicación.*

5.5. EL LINCE IBÉRICO EN LA LEGISLACIÓN PORTUGUESA

5.5.1. Ley nº 19/2014, de 14 de abril, que define las bases de la política medioambiental

En su artículo 10 Componentes ambientales naturales, apartado d), reconoce que *la conservación de la naturaleza y de la biodiversidad como dimensión fundamental del desarrollo sostenible impone la adopción de las medidas necesarias para parar la pérdida de biodiversidad, mediante la preservación de los hábitat naturales y de la fauna y la flora en el conjunto del territorio nacional, la protección de las zonas vulnerables, así como a través de la red de áreas protegidas, de importancia estratégica em este aspecto.*

Asimismo, el artículo 12 establece que la política medioambiental debe integrarse en el resto de políticas sectoriales con relaciones de coherencia y complementariedad. Y en su

capítulo V establece cuáles han de ser los instrumentos de la política medioambiental (la información ambiental, los instrumentos de planificación, los instrumentos económicos y financieros, los instrumentos de evaluación ambiental de planes, programas y proyectos, autorizaciones, etc.). Dentro del apartado de instrumentos de planificación puede enmarcarse el documento fundamental para la conservación del lince ibérico, el Plan de Acción.

5.5.2. Libro Rojo de los Vertebrados de Portugal (2005)

Clasifica las especies de vertebrados presentes en Portugal en categorías en función de su probabilidad de extinción en determinado periodo de tiempo. Asimismo, describe las especies, identifica sus amenazas y contribuye al Inventario Nacional de Biodiversidad. El Libro recoge las categorías y criterios de la IUCN (UICN, 2001). El lince ibérico está clasificado en la categoría *En peligro crítico*.

5.5.3. Plan de Acción para la Conservación del Lince ibérico (*Lynx pardinus*) en Portugal

Fue aprobado el 23 de abril de 2008 a través del *Despacho 12697/2008* en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la Naturaleza y de la Biodiversidad. **Su objetivo general es hacer viable la conservación de la especie en el territorio nacional, invirtiendo el proceso de declive continuado de sus poblaciones y recuperando los núcleos históricos de la especie.** Para ello concreta las acciones a realizar en: programa de cría en cautividad, recuperación y mantenimiento del hábitat favorable y la reintroducción en territorios adecuados.

El Plan describe los principales aspectos de la ecología del lince y de la situación actual de la especie, así como de sus amenazas y su proceso de regresión. Sus objetivos concretos son:

- Conservar los hábitats favorables para el lince y el conejo de monte, recuperando zonas destinadas a futuros programas de reforzamiento o reintroducción.
- Contribuir al incremento de las poblaciones de conejo de monte mediante prácticas de gestión adecuadas e integradas en la Comisión Permanente de Recuperación de las poblaciones de conejo de monte (PRECOB).
- Minimizar las causas de mortalidad no natural.
- Contribuir a los objetivos del programa ibérico de cría en cautividad mediante la puesta en marcha de un centro exclusivo para este fin.
- Aumentar la conciencia social sobre los problemas de conservación de la especie.
- Establecer un sistema de seguimiento continuo de seguimiento y vigilancia poblacional del lince en Portugal.

Su ámbito de aplicación son las áreas clasificadas como “áreas prioritarias del Plan” (extensiones significativas de hábitat potencial para la especie con condiciones para la residencia, la reproducción o la dispersión de la misma y que puedan, por ello, ser elegibles como núcleos de reintroducción). En el Anexo I se muestran las zonas así consideradas. El Plan tiene una vigencia de 5 años (2008-2012), transcurridos los cuales se procederá a su revisión.

En cuanto a las medidas de conservación incluidas, a cada una de ellas además de describirlas, les asigna un nivel de prioridad, un plazo de ejecución, quienes actúan como socios en su ejecución y a cargo de qué fondos se llevará a cabo. Las medidas se agrupan en:

- **Medidas de conservación *ex situ*:**
 - » creación del Centro Nacional de Reproducción del Lince ibérico;
 - » y dotar al programa de un Banco de Recursos Biológicos.
- **Medidas de conservación *in situ*:**
 - » conservación de los hábitats: medidas de ayuda a zonas quemadas, reforestación con especies autóctonas, conservación y recuperación de matorral autóctono, conversión de monocultivos a matorral autóctono, establecimiento o recuperación de corredores ecológicos;
 - » fomento de las poblaciones presa: gestión cinegética ordenada, creación de manchas de alimento (pastizal) dentro de manchas de matorral, construcción o instalación de refugios, creación de puntos de agua y comederos selectivos, repoblaciones, construcción de cercados de cría para suministrar a las repoblaciones, control de epizootias, control de perros y gatos asilvestrados;
 - » reducción de las causas de mortalidad: identificación de puntos de riesgo de atropello en vías de comunicación existentes y aplicación de medidas minimizadoras, aplicar medidas minimizadoras en las nuevas vías de comunicación en áreas potenciales, establecer un sistema de vigilancia eficaz de trampas ilegales y veneno, preparación de un manual de buenas prácticas cinegéticas.
 - » Preparación de los refuerzos poblacionales y las reintroducciones: definición de metas y objetivos, definición de métodos y plazos, elaboración de un estudio de viabilidad, actividades estratégicas (establecimiento de equipos, implicación de la población local, análisis de riesgos sanitarios o establecimiento de programas de seguimiento).
 - » Localización, proyecto y construcción de un cercado de reintroducción experimental.

- **Educación, sensibilización y comunicación:** creación de una identidad corporativa, promoción de actividades turísticas y de ocio compatibles asociadas a la marca “lince”, creación y mantenimiento de un sitio web, emisión de boletines informativos sobre las actividades y progresos del plan, promoción de acciones de comunicación, educación, sensibilización y educación, campañas para el público en general y para sectores (cazadores, propietarios forestales, gestores políticos), promover la publicación de artículos de divulgación sobre ecología y conservación del lince en revistas y diarios, divulgación de la ley de mecenazgo.
- **Investigación y seguimiento:** investigación en fisiología de la reproducción etología, genética y sanidad para la cría en cautividad, en viabilidad del hábitat para reforzamientos y reintroducciones, en adecuación del hábitat y análisis del paisaje para los reforzamientos y la reintroducción, en evaluación de riesgos sanitarios, en modelos predictivos para las poblaciones de conejo de monte, y en los efectos de la actividad cinegética y su adecuación; prospección de áreas de presencia potencial de la especie, evaluación de la respuesta del hábitat y el conejo a las medidas de gestión realizadas, y la prospección de zoonosis en áreas de presencia potencial de la especie.

5.6. ACUERDOS DE COLABORACIÓN CON FINCAS PRIVADAS, SOCIEDADES DE CAZADORES Y GESTORES DE CAZA. LA CUSTODIA DEL TERRITORIO.

Un aspecto interesante para la conservación de la naturaleza en espacios de titularidad privada incorporado en España a la Ley 42/2007 es la **custodia del territorio**. La Ley lo define como el conjunto de estrategias o técnicas jurídicas a través de las cuales se implica a los propietarios y usuarios del territorio en la conservación y uso de los valores y los recursos naturales, culturales y paisajísticos. La ley contempla la promoción y financiación por parte de las administraciones públicas de esta fórmula de protección a través de entidades sin ánimo de lucro (artículo 72). Está en consonancia con lo establecido por la Directiva *Habitats* en su artículo 6.1. Si bien este reconocimiento legal de la custodia del territorio en España corresponde al año 2007, este modelo de conservación se lleva aplicando por diferentes entidades desde finales de los años 70 (WWF España, ADENEX, GOB) y con más fuerza desde finales de los años 90.

La extensión de la Red Natura 2000 en España alcanza un 27,1% de su superficie, una vasta superficie que es reflejo de la elevada riqueza y singularidad natural del país y de toda la Península Ibérica. La mayor parte de esta superficie pertenece a terrenos de titularidad privada, donde una gestión agrosilvopastoral secular ha contribuido a la conservación de hábitats y especies (Valladares, 2005). Entre esas especies se encuentran algunas especialmente amenazadas como el lince ibérico, cuya área de distribución actual se encuentra mayoritariamente en fincas de titularidad privada y en terrenos gestionados por sociedades de cazadores (Simón *et al.*, 2012).

Las políticas de conservación de la naturaleza se han apoyado tradicionalmente en el desarrollo de abundante normativa sectorial. En la actualidad se tiende a complementar

esta herramienta con nuevas fórmulas contractuales que impliquen voluntariamente a la propiedad privada, fomentando la responsabilidad de conservar valores naturales, culturales, sociales y paisajísticos. Este modelo de conservación es muy reciente en España si se compara con los países de influencia anglosajona (Reino Unido, Estados Unidos o Canadá), donde la fórmula funciona desde hace más de un siglo.

La mayor parte de estas fórmulas se han dado en llamar en castellano **custodia del territorio** (Basora y Sabaté, 2006) y son, básicamente, acuerdos voluntarios entre el propietario o usuario de un terreno y una entidad de custodia (generalmente organizaciones sin ánimo de lucro, pero también administraciones públicas próximas al territorio como los ayuntamientos) para la conservación de los valores naturales, culturales y paisajísticos que alberga dicho terreno. En el acuerdo se plasma la duración, el alcance superficial del mismo, las obligaciones de las partes y las posibles contraprestaciones.

Existen muchos tipos de acuerdos de custodia, según los objetivos e intereses de los firmantes, pero en la mayoría la entidad de custodia actúa como promotor de las acciones de conservación y el propietario se compromete a facilitar dichas acciones. Se pueden identificar tres tipos de acuerdos principales:

1. De reforma de la gestión: tanto la propiedad como la gestión se mantienen en manos del propietario, que realiza ajustes de la misma para ajustarse a los objetivos de conservación acordados con la entidad. Suelen adoptar la forma legal de contratos, cesión o arrendamiento de derechos, servidumbres o títulos de conservación.
2. De traspaso de la gestión: la propiedad se mantiene y la gestión se traspasa a la entidad para que la desarrolle según los objetivos y el modelo acordados. Suelen adoptar la forma legal de cesión, arrendamiento, servidumbres o usufructo.
3. De transmisión de la propiedad: el propietario transmite la propiedad del terreno a la entidad de custodia, que a partir de entonces se encarga de su gestión. Son los menos flexibles en cuanto a coparticipación de los agentes implicados y pueden adoptar la forma legal de compraventa, donación, permuta o legado.

La Fundación CBD-Hábitat fue una de las primeras en poner en marcha este tipo de relación aplicada a la conservación de especies amenazadas del monte mediterráneo, entre ellas el lince ibérico, en el marco del Proyecto LIFE99/NAT/E/006336 a finales de los 90. Los acuerdos establecidos corresponden a acuerdos de reforma de la gestión, esto es, establecen distintas medidas de gestión a llevar a cabo para mejorar la conservación de la especie objetivo (por parte de la Fundación) y la propiedad acepta la realización de las mismas. Por lo general se trata de medidas que favorecen directamente a la especie pero que la propiedad no realiza por sí misma en circunstancias normales, ya sea por falta de conocimientos técnicos, falta de recursos o la no existencia de un beneficio económico directo. Además de las medidas de gestión directa, el establecimiento de este tipo de acuerdos ha demostrado otra serie de beneficios intangibles para las propiedades como son el reconocimiento social, el asesoramiento, el aprendizaje mutuo, la planificación ordenada de

la gestión de la finca y la apertura a nuevas posibilidades de financiación. En cuanto a las medidas de gestión concretas que se llevaron a cabo fueron fundamentalmente de fomento del conejo (refugios, siembras, fertilizaciones, creación de puntos de agua) de la que se benefician los conejos y otras muchas especies, de seguimiento y vigilancia de la especie y de la caza ilegal, de divulgación de buenas prácticas y, ocasionalmente, el arrendamiento de la caza del conejo sin ejercerla.

La propia Consejería de Medio Ambiente de Andalucía ha utilizado este tipo de relación en sus proyectos de conservación del lince ibérico, junto con las ONG WWF España y Fundación CBD-Habitat. La administración pública andaluza considera estos acuerdos una herramienta fundamental en la estrategia de conservación de la especie en Andalucía, imprescindible para el desarrollo del resto de medidas de conservación, y que ha abierto la comunicación y la colaboración entre Administración, ONG, propietarios de fincas y titulares de derechos (Simón *et al.*, 2012). Acuerdos similares están siendo aplicados por otras Comunidades Autónomas como Castilla-La Mancha o Extremadura para los mismos fines.

Finalmente, hay que recordar que esta es una herramienta joven y que se enfrenta a grandes retos para seguir desarrollándose (Basora y Sabaté, 2006; Sabaté *et al.*, 2013):

- Avanzar en el desarrollo legal y fiscal de la custodia del territorio.
- Avanzar en la financiación e incentivación fiscal de la custodia del territorio, así como de las actividades de inversión privada en conservación de la naturaleza que desempeñan entidades y propietarios.
- Ampliar a todas las CCAA las iniciativas puestas en marcha sólo por algunas de ellas (ayudas económicas directas, construcción de marcos de colaboración específicos, etc.).
- Profundizar en la colaboración entre empresas e instituciones privadas y entidades de custodia del territorio: mecenazgo, donación y colaboración empresarial, Responsabilidad Social Corporativa (RSC), voluntariado corporativo, proyectos innovadores como las subastas y bancos de microdonaciones de biodiversidad.
- Profesionalizar y hacer más fuertes a las entidades
- Aumentar el conocimiento y la implicación ciudadanas en la custodia. Desarrollar estrategias de comunicación.
- Extender el trabajo en redes nacionales e internacionales.

Capítulo 6



La gestión del hábitat del lince ibérico

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 observen hembras con crías), aunque también las de alimentación, migración o reposo, durante el Periodo Sensible (PS), que se extiende desde marzo hasta julio-agosto, o siendo más estrictos, desde diciembre, cuando se inicia el celo de los lince.

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 sucede 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 sendos manuales (Read, 2000; WWF, 2004) orientados a justificar y describir buenas prácticas de conservación de esos individuos.



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 (derecha) o la del regenerado, natural o implantado de forma artificial (izquierda), 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.

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 adehesados, 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 silvestres 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.



Figura 6.3. Cuando existe una regeneración avanzada recomida 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.

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 viesen 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 cinéctica, electrosoldada o mallazo, de 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 asegurar 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, 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.



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.

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 practica 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.

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 productivo, 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 este 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 utilizados 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 pocos 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 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.



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.

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 claro se debe realizar entre los 13-17 años, y su intensidad depende, como 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.



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.

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.

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 los propios de la dehesa, el alcornoque 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 plazo, 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.



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.

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 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.



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, aún a costa de reducir la intensidad de las podas. Los residuos de poda también pueden ser utilizados para construir chocillos (derecha), entaramados y otros refugios para la caza menor que, en las dehesas, resultan muy eficaces.

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 ésa 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 bornizo. 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.



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

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 desbroce 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 organización conservacionista WWF España ha puesto 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 pelas 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 pelas se realizan en pleno verano. Sólo resta, pues, recordar que la apertura de suelos y veredas también debe hacerse fuera 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: FRUTICULTURA

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 resultan esenciales 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):

a) 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 espolones, roquedos y zonas de topografía especialmente difícil.

b) 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 destacaremos 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 arbustedos 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*).

- Arbustedos o matorrales de carácter generalmente esclerófilo-perennifolio. El ejemplo más ampliamente representado es la denominada mancha mediterránea (alianza *Ericion arboreae*), un arbustedo alto, diverso, evolucionado que prospera sobre sustratos ácidos 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 arbustedos 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 *Cytisetia scopario-striatae*.



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

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

Los arbustados 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 fruticultura, 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 arbustados 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.



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

6.3.2. Mantenimiento de estructura en mosaico

A pesar de las funciones beneficiosas que los distintos tipos de matorrales y arbustados puedan 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; Román, 2009).

Por todo ello, como norma general, se puede recomendar que la gestión de matorrales y arbustados 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 arbustados 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 arbustados (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 rodiales**, 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 rodiales, 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 compite 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.

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.



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.



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

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.

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, lentiscas, 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 este 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 predear 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 regeneración. 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 cinegético 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.



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.

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 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 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).



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.

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 soportado 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 cobertura (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 fosfórica 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).



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

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 silvestres 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 por Muñoz-Igualada (2005) para Montes de Toledo. 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 intensa-

mente 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).



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.

- 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.

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.

EXPERIENCIAS CON SIEMBRAS DE CEREAL Y OTRAS MEDIDAS DE MEJORA DE LA OFERTA DE ALIMENTO PARA EL FOMENTO DEL CONEJO DE MONTE (Guil *et al.*, 2014)

Objetivo: evaluar la eficacia de las siembras de cereal para aumentar la abundancia de las poblaciones de conejo de monte. En particular se quería conocer:

1. Si las siembras eran seleccionadas positivamente por el conejo.
2. Qué características de la siembra determinaban una selección positiva.
3. Si se producía una evolución diferente en la abundancia relativa del conejo entre las parcelas tratadas y sus respectivos controles.

Área de estudio: Las parcelas formaban parte de las acciones de tres proyectos Life Naturaleza para especies amenazadas que tienen al conejo como presa principal, Life02/NAT/E/8609 (Lince ibérico), Life02/NAT/E/8617 (Lince ibérico) y Life03/NAT/E/00050 (Águila imperial, Buitre negro y Cigüeña negra). Se localizaron en 14 fincas privadas de las provincias de Albacete, Cáceres, Ciudad Real, Jaén y Toledo. En total se sembraron 150 kg/ha de trigo o avena en 125 parcelas, 44 de las cuales fueron previamente desbrozadas de matorral. Las parcelas fueron preferiblemente alargadas y de pequeño tamaño (menor del habitual para especies de caza mayor o para el ganado). Si la parcela ocupaba más de 0,5 ha, se mantuvieron manchas de matorral o arbustado (al menos el 5% de la superficie) en su interior a modo de refugio para la fauna menor.

Toma de datos: Para evaluar la selección de las parcelas se llevaron a cabo transectos de muestreo de indicios de conejo (letrinas) en su contorno y en zonas control de similares características separadas al menos 200 m y con la misma longitud. Simultáneamente se evaluó la abundancia de conejo mediante transectos lineales de conteo directo según la metodología propuesta por Palomares y otros autores (2001) con los que se obtuvieron índices kilométricos de abundancia.

Fechas del seguimiento: Final de primavera y principio del verano, cuando las poblaciones de conejo son máximas y también lo es la oferta de alimento natural alternativo a las siembras.

Resultados del seguimiento: 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. Los índices de letrinas/km en las parcelas sembradas fueron significativamente mayores que en los controles (en 85 casos mayores, en 23 con el mismo índice de uso y en 17 con menor uso). Las parcelas más seleccionadas fueron las rodeadas de herbáceas, seguidas de las rodeadas por matorral desbrozado, por monte y por matorral denso. Se observó un aumento de la abundancia relativa de conejo en los transectos de 64 de 94 parcelas, mientras que descendió en las otras 30. En general, la abundancia inicial no influyó en la selección de las siembras. De los resultados obtenidos sugieren algunas características para adecuar este tipo de medida de gestión al fomento de las poblaciones de conejo: procurar formas que aseguren una alta relación perímetro/superficie de las parcelas, que se lleven a cabo en lugares con presencia de islas de matorral o refugio natural o construir refugios artificiales complementarios.

Resultados de otras acciones de mejora del alimento del conejo (fertilización fosfórica de pastos naturales y desbroce selectivo de matorral sin siembra): En el marco de los mismos proyectos mencionados se evaluaron de forma similar (hipótesis de selección positiva frente a zona control) otras actuaciones para mejorar la disponibilidad de alimento para el conejo.

En el 82 % de las parcelas fertilizadas (n=60) el uso de las zonas tratadas fue mayor que el de 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. Y en el 87 % de las parcelas desbrozadas sin siembra posterior (n=46) la abundancia media de letrinas fue superior en las zonas desbrozadas que en las zonas control.

Figura 6.21. Cuadro resumen de resultados de actuaciones de mejora del alimento para el conejo. Tomado de Guil, F.; Fernández-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Agudín, S.; San Miguel-Ayaz, A. 2014b. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>.

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 el 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 hacen 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).

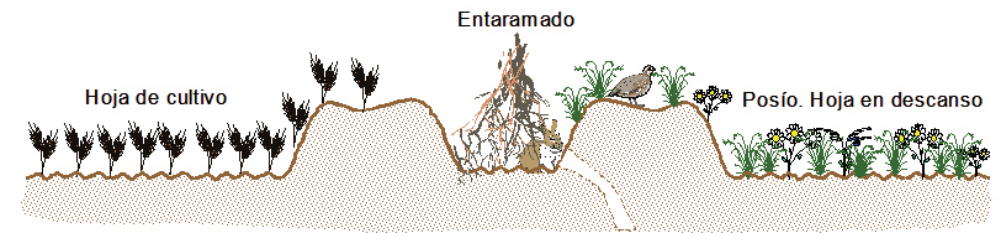


Figura 6.19. Esquema de un “beetle bank” (arriba) y perdiz roja y conejo utilizando uno de ellos en una buena finca de caza menor (abajo).

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 poblacional 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 cinegética 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.

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.

6.8.1. Carreteras y pistas forestales

En los capítulos 2 y 3 se expuso la importancia que los atropellos tienen como causa de mortalidad y de fragmentación del hábitat y de las poblaciones del lince ibérico. El diseño y la construcción de infraestructuras lineales de transportes (asfaltadas y férreas) exceden la escala de acción de los destinatarios objetivo de este Manual (propietarios y gestores de fincas de monte mediterráneo). No obstante, una recomendación general aplicable también a caminos y pistas forestales tanto públicos como privados sería evitar en la medida de lo posible la construcción de nuevas carreteras, prestando especial atención al diseño de su trazado y garantizando una oferta adecuada de pasos de fauna y la adopción de medidas que permitan reducir la velocidad de los vehículos hasta niveles aceptables. Como medida concreta, se recomienda dotar los pasos canadienses con fosos cerrados de estructuras para que puedan salir micromamíferos, lagomorfos u otra fauna de pequeño tamaño y evitar muerte por ahogamiento o inanición (ver figura 6.21)



Figura 6.21. Cadáver y esqueleto de conejo en fosos de pasos canadienses del área de distribución del lince. Esta situación puede solucionarse dotando el foso de alguna estructura (rampa, tablón, paredes rugosas con apoyos, etc.) que permita salir a los animales que caen accidentalmente en ellos.

En la comarca de Doñana, por ejemplo, en los últimos 30 años se ha detectado un aumento de la velocidad media mayor en los caminos forestales y agrícolas que en las carreteras, asociado al paso de muchos de ellos de caminos de albero o grava a caminos asfaltados. Los esfuerzos realizados por las diferentes administraciones públicas para reducir la mortalidad por atropello se centraron en una primera fase en corregir puntos negros con diferentes tipos de medidas: adecuar o construir pasos (incluidos drenajes y vallados de encauce), mejorar la impermeabilidad de cerramientos, reducir la velocidad, limpieza de cunetas y otros trabajos selvícolas, señalética específica, etc. En una segunda fase, se ha intentado llevar a cabo una estrategia preventiva más que paliativa, que permitiese restablecer la conectividad de las poblaciones de manera integral (Ruiz Jiménez, 2013).

Este segundo enfoque es el que debiera aplicarse en todo el área de distribución actual y potencial del lince ibérico y en el que se trabaja actualmente, no sólo para el lince sino para otras especies (ver, por ejemplo el Proyecto Life+ *Corredores Oso* de la Fundación Oso Parado). Para determinar las zonas prioritarias de actuación se requiere la siguiente secuencia metodológica (Saura *et al.*, 2013):

1. Cuantificar la resistencia de las vías de transporte y de otros elementos del territorio al movimiento de las especies: a partir de datos genéticos, telemétricos, captura-recaptura, modelos de selección de hábitat o conocimiento experto.

2. Determinar los “corredores ecológicos”, esto es, las zonas donde se concentran los movimientos de las especies entre teselas de hábitat: existen diferentes métodos para ello (camino de coste mínimo y distancias efectivas, zonas de concentración de flujos-teoría de circuitos, etc.)
3. Priorizar las intersecciones entre corredores ecológicos y vías de transporte en las que las medidas de permeabilización resultan más beneficiosas: por ejemplo, mediante la metodología *Conefor*, que mide la cantidad de hábitat alcanzable a través de la red de conexiones del territorio y sus posibles cambios.

Para más detalles sobre impacto, diseño de medidas preventivas, prescripciones, prioridades y otros aspectos relacionados se recomienda consultar los documentos publicados por la Acción COST 341 de la Comisión Europea, disponibles desde la página web del Grupo de Trabajo de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2014b).

6.8.2. Vallados cinegéticos y ganaderos

También en el apartado 3.8 se expuso el efecto que este tipo de infraestructura puede tener en las poblaciones silvestres, fundamentalmente de carnívoros. Se trata de un impacto mucho menos estudiado que el de las infraestructuras de transporte y en el que la legislación de aplicación puede ser confusa. Por una parte, las leyes generales sobre conservación de la naturaleza tanto nacionales como autonómicas recogen la condición general de que *los cercados y vallados se construyan de forma tal que no impidan la circulación de la fauna silvestre no cinegética y eviten los riesgos de endogamia de las especies cinegéticas* (Artículo 62.3 de la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad). La ley 8/2003 de la Flora y la Fauna Silvestres de Andalucía, extiende esta condición a la *fauna silvestre* sin especificar si cinegética o no.

Sin embargo, la normativa cinegética recoge la posibilidad de instalar vallados y las características que estos deben cumplir. Resulta llamativa la ausencia de base ecológica en la determinación de esas características y el escaso interés en evaluar el estado de muchos de estos cerramientos y sus efectos en las poblaciones silvestres. Si bien, los escasos estudios que se han realizado al respecto muestran que la mayor parte de los cerramientos cinegéticos o ganaderos incumple algún aspecto de la normativa o se encuentra en un estado de deterioro tal que supone un riesgo de mortalidad por atrapamiento o enganche para muchos carnívoros terrestres (García *et al.*, 1998; Fundación CBD-Habitat, 2013).

Con respecto a sus posibles afecciones al lince ibérico, se pueden hacer las siguientes apreciaciones:

- La adecuación de estos cerramientos y la vigilancia para evitar la colocación de trampas no selectivas de carnívoros deben ser consideradas buenas prácticas de gestión y así contribuir a compatibilizar los actuales usos con la conservación. Asimismo debieran considerarse en las normas de calidad cinegética, forestal, ganadera, etc.
- De acuerdo con la legislación cinegética, no deben instalarse elementos de refuerzo ni de sujeción al suelo de los vallados (fundamentalmente para evitar el paso del jabalí). Esto dificulta el paso de los carnívoros también y, sobre todo, aumenta su vulnerabilidad a las trampas instaladas en los vallados y a la muerte por enganche o atrapamiento.
- La orientación actual de la gestión de las fincas hacia la caza mayor en modalidad de montería no facilita la recuperación de las poblaciones de conejo de monte en muchas zonas donde antes era abundante. Esta situación se ve agravada por factores estocásticos que afectan a las poblaciones de conejo, como es el caso las enfermedades víricas. Sería conveniente una revisión crítica de la eficacia de los instrumentos de planificación y ordenación de la caza por parte de las administraciones, los gestores cinegéticos y los cazadores. En particular en lo que se refiere al objetivo fundamental de garantizar el uso sostenido de los recursos cinegéticos y la conservación del medio natural que los sustenta en su conjunto.
- Sería conveniente que las autoridades ambientales profundizasen en los fundamentos ecológicos de las características exigidas a los vallados cinegéticos en la normativa sectorial, así como evaluar su correcta aplicación.



Figura 6.22. Elementos de refuerzo de vallados no autorizados: gancho y triple alambre de espino reforzando la parte en contacto con el suelo de un vallado cinegético en el área de distribución del lince.

6.8.3. 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 al 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**

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 del efecto de las 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), actúan de forma relevante en la abundancia de las poblaciones, manifestándose de manera diferente en función de la densidad de conejos existente (Calvete, 2006a).

La importancia ya explicada del conejo de monte como especie cinegética y como especie clave de los ecosistemas mediterráneos ha motivado en las últimas décadas la inversión de gran cantidad de recursos, tanto desde el sector cinegético como desde el conservacionista, en medidas de manejo para recuperar las poblaciones que han sufrido un mayor declive post-enfermedades. Al mismo tiempo se han observado evoluciones positivas de otras poblaciones en zonas donde su abundancia supone conflictos por daños a las actividades humanas, fundamentalmente a la agricultura (Barrio *et al.* 2010). Esta paradoja ha motivado el interés de científicos y gestores y, desde la primera edición de este Manual, se han publicado interesantes análisis de la efectividad y la relación coste-beneficios de muchas de las medidas de fomento de las poblaciones adoptadas en diferentes zonas de la Península (Catalán *et al.*, 2008; Rouco, 2008; Delibes-Mateos *et al.*, 2008a;

Ferreira y Célio, 2009; Fernández-Olalla, 2010; Ferreira *et al.*, 2014; Guerreo-Casado *et al.*, 2013a, 2013b; Godinho *et al.*, 2013; Guil *et al.*, 2014a, 2014b).

Si bien sus conclusiones son variadas y la mayoría están asociadas a condiciones locales, la mayoría destacan la importancia de muchas medidas para recuperar las poblaciones de conejo. Igualmente inciden en la necesidad de elegir cuidadosamente las más indicadas para cada condición del medio y de evaluar sus resultados en la abundancia de conejo en plazos cuanto más largos, mejor. Así, en el presente Manual hemos intentado hacer una recopilación de las principales medidas de fomento de conejo relacionadas con el manejo de sus poblaciones, pues las relacionadas con otros elementos del hábitat se trataron ampliamente en el capítulo anterior. Se debe advertir que se trata de una relación más o menos exhaustiva en la que se han apuntado las ventajas e inconvenientes de cada una a partir de los datos observados y difundidos por diferentes expertos. Si bien, se debe insistir en que la idoneidad y la eficacia de cada una depende de las condiciones de partida. De todas ellas, la abundancia de la población original de conejos que se quiere mejorar nos ha parecido la condición más clara desde el punto de vista de un gestor para relacionar las medidas de fomento del conejo.

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). Para la organización de los contenidos del presente capítulo, estos criterios de abundancia nos proporcionarán una base para diseñar medidas para el fomento del conejo (Calvete, 2006a). Así, nos permiten analizar las más indicadas según las poblaciones de conejo sean cazables, sean sólo eventualmente cazables o aquellas 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 más sencillo para conocer forma 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. En los últimos años además se ha utilizado el conteo de letrinas de conejos, que ha permitido con los índices de letrina/km la toma de decisiones de gestión directa del lince (Simón *et al.*, 2012).

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 podemos 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 de 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 linco (Ferreras, 2001). Entre las medidas más frecuentes está la recuperación de la vegetación propia de lindes, herrizas, ribazos, sotos y setos (Costa, 2002).

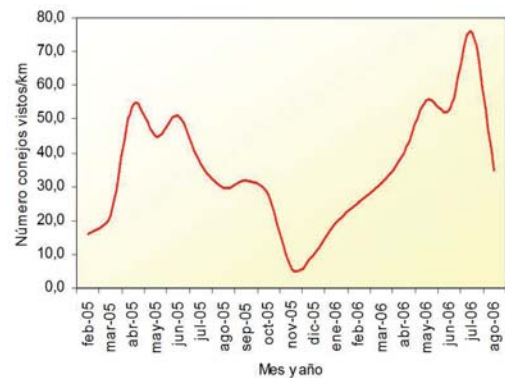


Figura 7.2. Evolución del IKA de una población de alta densidad, cazada y bien gestionada

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. y cuya efectividad es discutible.



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 linco ibérico (Virgós y Travaini, 2005), por lo que la compatibilidad de este tipo de prácticas con la presencia del linco 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 otros trabajos se han considerado poblaciones con abundancias en el verano entre 1 y 10 conejos por km (Fundación CBD-Habitat, 2011). 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). Se ha observado cómo la dinámica creciente de las especies predatoras, como el jabalí (Martínez-Jáuregui y Herruzo, 2013), que son perjudiciales para las poblaciones de conejo (Cabezas-Díaz *et al.* 2011; Carpio *et al.* 2014), por lo que incluso sin efectuar cambios en la gestión de una finca se pueden producir descensos en las poblaciones de conejo. Pero, como se comentaba en el apartado anterior, también se pueden producir incrementos poblacionales relevantes.

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.

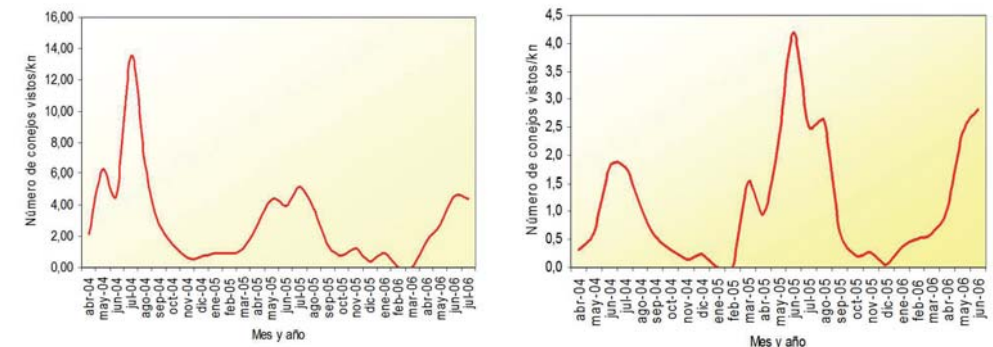


Figura 7.4. y 7.5. Evolución del IKA de una población cazada y mal gestionada y de una población no cazada y manejada.

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 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 se suelen 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; Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

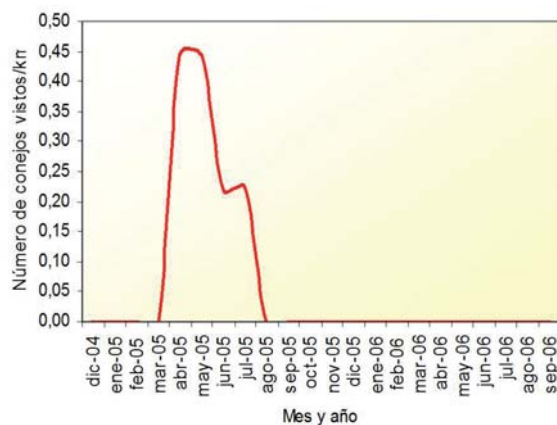


Figura 7.6. Evolución del IKA de una población en baja densidad.

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; Martínez-Jáuregui y Herruzo, 2013). 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 linco. 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.

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 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 estrategas 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 (Delibes-Mateos *et al.* 2008b):

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. Sí se han demostrado estas relaciones positivas para la perdiz roja (Díaz Fernández *et al.* 2013).

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. Otra recomendación, la presencia de una cierta cobertura vegetal en el entorno (Gaudioso *et al.* 2010). Aunque existe una variada tipología, se pueden destacar los siguientes:

1. 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.



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.

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 necesitan 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 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, etc.) 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, si bien se recomienda que se realice bajo supervisión veterinaria.



Figura 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 linco, en las que se puede comprobar su eficacia: fue usado por un cachorro de linco y por algunos conejos de monte con unos días de diferencia.

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).

2. 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 adecuarlos 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, juncales, 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 pocas horas de maquinaria, sin embargo, sí es recomendable un trabajo minucioso de ubicación y supervisión de los trabajos.



Figura 7.10. Pequeño punto de agua tipo charca construido dentro de un proyecto Life de conservación del linco. 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.

3. Adecuación al conejo de fuentes, abrevaderos 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). Igualmente, es importante que las fuentes adecuadas cuenten con rampas de acceso y de escape, para evitar la mortalidad por ahogamiento de los ejemplares que acuden a beber.

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 (Villafuente, 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 predación (más tiempo de búsqueda fuera y lejos del refugio y en 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 Michielssen, 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, etc.). Tras varios ensayos, parece ser la alfalfa, en rama o granulada de reducido tamaño (tipo pellet), el alimento indicado (de Blas, 1989; de Blas, com. pers.), 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 1x1 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.



Figura 7.11. y 7.12. Dos formas de aportar alimento a los conejos, en función de la presencia de competidores: alfalfa en rama distribuida libremente 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 las 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 1 m 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 escarbadura 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.) redundaría en el deterioro de su cobertura vegetal, disminuyendo y empobreciendo los recursos vegetales del coto (Paton *et al.*, 2004; Cabezas-Díaz *et al.*, 2011; Carpio *et al.*, 2014). 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 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, etc–), o bien se consideran no cazables o se encuentran legalmente protegidas (gato montés, tejón, gineta, meloncillos, etc. según la Comunidad Autónoma considerada). En el primer caso (carnívoros 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 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:

1. 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 produce entre los conejos y los ungulados por recursos tróficos (Soriguer, 1988; Focardi *et al.*, 2000; Carpio *et al.*, 2014), 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. Frente a mesocarnívoros es eficaz mientras se mantenga malla conejera en la parte más baja de todo el perímetro. Si ésta no se instala o se hace parcialmente, la legislación sectorial cinegética exige que los cerramientos (la malla empleada) sea permeable a la fauna no cinegética (tamaño del cuadro, no fijación al suelo, presencia de pasos, etc.), por lo que un cerramiento de este tipo en un cercado de repoblación no impediría por sí sólo el acceso de predadores terrestres, a no ser que se autorice excepcionalmente con otras características. Además, se pueden llevar a cabo acciones en el interior de estos cerramientos 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 agrocinegéticos 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.

2. 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.

Se han obtenido mejores resultados cuando junto al vivar se han protegido una o varias matas o arbustos reconocidos. Cuando éstos se desarrollan se obtienen un refugio de calidad también frente a la predación aérea, mejorando así la calidad del refugio. De igual forma, otros autores han obtenido mejores resultados de cría al proteger los vivares en áreas con gran abundancia de comida (D'Amico *et al.* 2014)

3. 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, resalvos 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 enramado antes de encontrar la boca del vivar), también dificulta la acción de escurbadura y levantamiento de vivares que llevan a cabo algunos carnívoros (zorros, perros, etc.) 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 nuevas galerías bajo la protección del enramado, 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 sensibles 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.



Figura 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 el interior de uno de estos vivares naturales reforzados.

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. Además, debe prestarse especial atención en respetar o mantener los pasos que siguen habitualmente los conejos, evitando que las bocas queden tapadas y para que no extrañen la nueva estructura en la entrada de las madrigueras que habían usado hasta entonces (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.

4. 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 escurbadura 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.



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

La desparasitación de madrigueras es una de las medidas que se llevan a cabo frecuentemente en algunos cotos donde abunda el conejo para actuar sobre las enfermedades víricas. 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 diferentes productos. 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 dedicado específicamente al análisis 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). En otro trabajo donde se analiza este tratamiento (entre otros), los resultados del único coto donde se aplica como única medida no son favorables (Arenas *et al.*, 2007). Estudios posteriores lo atribuyen a la existencia de 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 en Angulo, 2004).

Igualmente desaconsejable resulta, en general, 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 y 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 sugieren 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–, cercos 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, todo bajo control veterinario.

Por último, se puede añadir que se han probado dispositivos específicos para llevar a cabo “mecanizadamente” 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 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 fecha 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, etc.) 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 el transporte adecuado, la minimización del manejo e, incluso, intentar soltar en un mismo vivar los grupos familiares tal y como se capturaron en los vivares donantes.

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 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, materiales 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, del presupuesto, del tiempo, de los materiales, de los medios disponibles y de 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.

a) Estructura y regulación térmica y lumínica

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 sólo evitar el peligro en un primer momento sino presentar una estructura con una resistencia y compacidad que permita salvaguardar a los conejos 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.

Debe proporcionar una estructura interna muy compartimentada (en laberinto), de forma que se asemeje a un vivar natural (Kolb, 1985). Esto favorece 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 razones etológicas: 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 les invita a su utilización.



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.

Son deseables dimensiones de más de 10 m² de superficie, y algunos autores recomiendan incluso más de 50 m² (Rouco *et al.* 2011). 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, que se vende en piezas o “paños” rectangulares, suelen ser de forma rectangular.

b) 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). Se ha observado cómo los vivares rodeados por alimento obtienen mayores índices de cría (Fernández-Olalla *et al.* 2010; D'Amico *et al.* 2014).
- 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 (Gea-Izquierdo *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 realizarse en el entorno de zonas de vegetación leñosa que sirva de refugio. 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; Fernández-Olalla *et al.* 2010) (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 (Fernández-Olalla *et al.* 2010), 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.



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

Frente a lo que pudiera parecer, la presencia residual de las más 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*) (Gea-Izquierdo *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 de los conejos de un área en condiciones de seguridad. 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, deben situarse a distancias inferiores a los 300-500 m del núcleo denso.

c) 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 deseable 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 excavación). 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.



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

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 estructuras como el majano *Mayoral* o los refugios de ladrillos, cuyo objetivo es el manejo y vacunación de los conejos.

7.3.3.1. Refugios superficiales

1. 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.

2. 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 y de distintos tamaños en la zona.



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

3. 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 más 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 más 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. 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.

4. 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 que requieren menos cantidad de piedra de las dimensiones adecuadas.

Se pueden sustituir los elementos artificiales de refuerzo por otros semejantes y con análoga función, como puedan ser zunchos, bovedillas, etc. El objeto de todos ellos es común: facilitar y abaratar la construcción del majano y en general, de las entradas. Se consiguen así majanos con análogas propiedades de aislamiento y menor coste unitario. Esto posibilita la construcción de un mayor número de unidades con el mismo presupuesto.



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.

5. 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).



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

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

6. 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 más bajas.

Normalmente, los conejos utilizarán 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 (Figura 7.27). Los chozos pueden contar o no con una estructura metálica de refuerzo (generalmente 3 postes en L), que ofrecen mayor estabilidad. 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.



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.

7. Refugios de tocones y tierra (boliches)

Este tipo de refugio se realiza aprovechando los residuos procedentes del destocado de árboles enfermos o eucaliptos (por ejemplo, en las actuaciones llevadas a cabo en los Parques Nacionales de Doñana y 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.

8. Vivares de ladrillos

Son unos refugios especialmente pensados para la cría intensiva, diseñados por D. Antonio Arenas (Arenas *et al.* 2006) (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 más 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 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.



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

Sobre la estructura de ladrillos se coloca una nueva malla electrosoldada y sobre ella una plancha de un material, como la espuma sintética inyectada, que con el tiempo se puede deshacer (Fundación CBD-Habitat, datos propios) por lo que también se puede utilizar madera o corcho, lo que encarece la estructura. La capa de malla electrosoldada bajo el aislante tiene su utilidad en caso de que se quiera realizar un manejo de los conejos, 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.

9. Majanos *Mayoral*®

Los majanos *Mayoral* son una alternativa prefabricada a la construcción de refugios. 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.

Estos majanos 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 alcanzar en su interior temperaturas superiores a las del exterior durante las horas de mayor insolación. 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

10. 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 tradicional en el entorno de *Despeñaperros* (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 eviten las inundaciones.



Figura 7.29. y 7.30. Proceso constructivo de un majano de piedra y su aspecto terminado.

11. 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, tanto a corto (Muñoz, 2005) como a medio plazo (Guil *et al.* 2014b). 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, 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).



Figura 7.31. Proceso constructivo de un majano subterráneo de tubos.

Un vivar de tubos, según el diseño original de la Fundación CBD-Hábitat, está compuesto por 12 tubos de hormigón de 1m de longitud y 15 cm de diámetro (el menor diámetro comercial, aunque se podrían usar de menor diámetro fabricados *ex profeso*), y 16 cámaras de paso (unión de los tubos) 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.

12. 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.

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.



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

EXPERIENCIAS CON REFUGIOS ARTIFICIALES (Fernández-Olalla *et al.*, 2010)

Objetivo: evaluar los refugios artificiales para el conejo como medida aislada de fomento de poblaciones. En particular se quería conocer:

1. el nivel de uso logrado,
2. cuáles son las mejores localizaciones para los refugios a gran escala (cuadrículas de 500 m de lado en relación con cinco características del hábitat: tipo de suelo, topografía, alimento disponible, refugio disponible y recursos hídricos),
3. qué tipo de refugio es más apropiado (de tres evaluados: subterráneos de tubos, majanos de piedra y superficiales con palets),
4. y definir la mejor ubicación a escala local.

Área de estudio: Los refugios formaban parte de las acciones de dos proyectos Life Naturaleza para especies amenazadas que tienen al conejo como presa principal, Life03/NAT/E/00050 (Águila imperial, Buitre negro y Cigüeña negra) y Life02/NAT/E/8617 (Linco ibérico). Se localizaron en 14 fincas privadas de las provincias de Toledo (4), Cáceres (1), Badajoz (2), Ciudad Real (81) y Albacete (6). En total se evaluaron 98 cuadrículas de 500 m, con 120 refugios de tubos, 207 de piedra y 198 de palets, y una media de $6,37 \pm 3,56$ refugios por cuadrícula.

Toma de datos: se hizo una evaluación *de visu* del uso de los refugios a partir de la presencia de indicios en las entradas (bocas): presencia y abundancia de excrementos recientes, escaraduras, observaciones directas, gazaperas, etc.. Se trató de relacionar con las cinco variables del hábitat a dos escalas (cuadrículas de 500 m de lado y parcelas de 25 m²), para lo que se tomaron datos de las diferentes variables a ambas escalas.

Fechas del seguimiento: Febrero-Marzo de 2007.

Resultados del seguimiento: Los resultados mostraron que en el 73,2% de las cuadrículas con refugios éstos estaban siendo usados por el conejo. En cuanto a los tipos de refugios, los subterráneos de tubos obtuvieron mayores niveles de uso que los de piedra o palets; entre estos dos el nivel de uso fue parecido. Sólo la abundancia de conejo en la cuadrícula resultó relacionada con mayores tasas de uso y niveles de actividad en los refugios. A escala de cuadrícula, los resultados sugieren que los refugios deben situarse en aquellas que presentan menos de 50% de cobertura de alimento para el conejo, mientras que a escala de refugio, debieran

situarse en localizaciones con al menos el 20% de cobertura de alimento disponible y el 50% de disponibilidad de refugio. En general, los refugios, para ser utilizados, deben situarse en áreas con una población de conejo mínima, suelos sueltos y una cobertura adecuada de vegetación herbácea que les sirva de alimento.



Figuras 7a y 7b. Ejemplos de excrementos de diferente antigüedad en las bocas de refugios artificiales, indicios empleados para evaluar el uso de los mismos por el conejo.

Tomado de Fernández-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Guil, F.; San Miguel-Ayán, A. 2010. Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *European Journal of Wildlife Research*, 56(6): 829-837.

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 clave 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. La repoblaciones o traslocaciones de conejo son una de las medidas más empleadas por cazadores y conservacionistas para la recuperación de poblaciones. Como cualquier traslocación de animales salvajes requiere de unos fundamentos científico-técnicos sólidos, especialmente cuando se trata de poblaciones afectadas por enfermedades graves. Sin embargo, en muchos casos su diseño y ejecución resultan muy deficientes (Delibes-Mateos *et al.*, 2008a; Guerrero-Casado *et al.*, 2013a) y apenas hay evaluaciones de sus resultados a medio y largo plazo.

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

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 interaccionarán 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).



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.

En el caso del lince ibérico y para fincas con poblaciones residuales de conejo se seleccionan varias parcelas de aproximadamente 30 ha (al menos dos por cada 1.000 ha), llamadas técnicamente *unidades de gestión del hábitat-conejo* (UGHC), donde realizar la repoblación (González y San Miguel, 2004) y las restantes medidas descritas en los apartados 7.2. y 7.3. El objetivo consiste en 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 2-4 conejos/ha en primavera o principios del verano (máximo poblacional) (Rodríguez y Delibes, 1993, 1995; Palomares *et al.* 2001; Simón *et al.*, 2012). 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.



Figura 7.37. La presencia de conejos queda revelada por sus excrementos, que suele agrupar en grandes grupos (letrinas) como forma de marcaje territorial.

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 traslocados y reduzcan la predación inicial. Es también recomendable prever 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 descascar la repoblación.

Otra recomendación general a la hora de abordar este tipo de acciones es la intensidad o densidad de la misma. Por ejemplo, para repoblaciones en cercados se han obtenido mejores resultados si se realizan varias unidades en distancias inferiores a 3 km (Guerrero-Casado, 2013b).



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.

Factores limitantes para la recuperación de los conejos

En primer lugar, 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 poco abundantes, para que no sufran mortalidades muy agresivas cuando las enfermedades alcancen la repoblación, y que los virus circulen para llegar a un equilibrio con las poblaciones (Calvete *et al.* 2002; 2006a; 2006b).

Cambios drásticos con respecto al hábitat óptimo en el 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).



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.

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” o “selección natural”, conviviendo los conejos con predadores que, por ejemplo, eliminan a los ejemplares enfermos, reservorios de enfermedad (Henning *et al.*, 2005).

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 en un plazo corto de tiempo con destino bien a repoblaciones cercanas, bien a su expansión una vez abierto el cercado. El objetivo del cercado es lograr el asentamiento de la población de conejos (lo que se podría conseguir también con cerramientos temporales) junto con una eliminación de la predación terrestre, que podría 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). Si bien algunos autores sugieren que, a corto plazo, la adaptación de los ejemplares traslocados resulta mucho más determinante que las pérdidas por predación (Rouco *et al.*, 2008).

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.

a) Emplazamiento

Se han encontrado efectos positivos cuando este tipo de cerramientos se plantean de forma conjunta y relativamente próximos (a menos de 3 km unos de otros; Guerrero-Casado *et al.* 2013b). De esta forma la predación se diluye entre los conejos que habitan varias infraestructuras. También se ha comprobado que las poblaciones de aquellos cercados con mejor calidad de hábitat muestran dinámicas más positivas. Aproximadamente el 60 % de la superficie interior debe ser de matorral y el 40 % de pastos, ya que una buena cobertura de matorral 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 (Guerrero-Casado, 2013b).

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 podrían acondicionar), se reduce la necesidad de refugios artificiales. En todo caso se deben realizar por lo menos enramados con base de palets como refugios iniciales.



Figura 7.40. Cercado de repoblación en área de presencia estable de lince ibérico, con malla de simple torsión, malla conejera en la parte baja y una banda electrificada en la parte superior.

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 incide en 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 procedentes 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. Por supuesto, es totalmente desaconsejable la suelta de conejos domésticos o híbridos.

b) 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 se han construido de tamaños muy variables, desde 100 m² a más de 40 ha. Se suelen ubicar en las proximidades de zonas vigiladas, por razones de mantenimiento y seguridad. Para su cierre se debe emplear una malla que garantice la impermeabilidad: 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 que accedan trepando algunos predadores terrestres. Aunque se han ensayado cerramientos que incluyen red aérea, no se han encontrado diferencias que permitan recomendar este tipo de tratamientos (Guerrero-Casado *et al.* 2013b).

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 pastizal interior antes de la primera suelta de conejos (para el incremento de leguminosas) o bien 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. 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 llenan los comederos. Generalmente se aportan 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.

c) 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, consistente 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 interiores para manejar posibles grupos familiares de conejos, que se deben retirar con posterioridad a la fijación de los conejos. Como experiencia práctica, Fundación CBD-Habitat dividió algunos cercados en tres compartimentos equisuperficiales, de manera que se consiguiese 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.

d) 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 los capítulos 6, 7.2 y 7.3). 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, 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

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 duras, libres o directas, 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.

a) Emplazamiento

Para la ubicación de los vivares hay que prospectar lugares “conejeros”, es decir paisajes en mosaico, juncales, 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); así 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 de alimento.

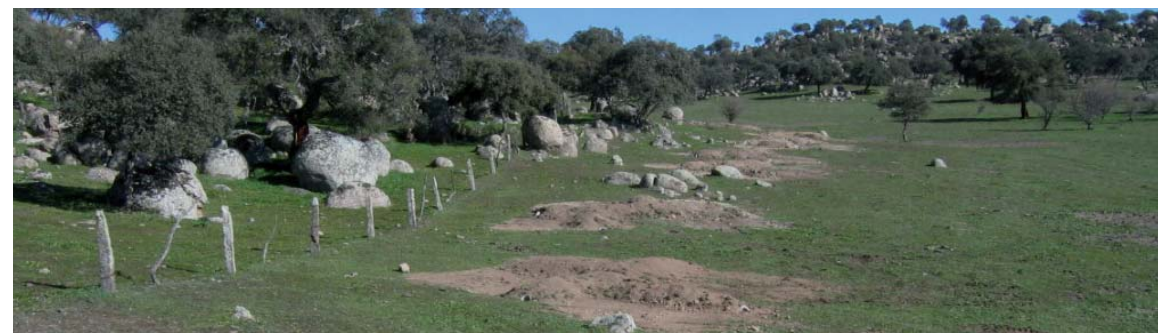


Figura 7.41. Los vivares alineados, alternados con enramados, son una buena solución para zonas despejadas con suelo excavable.

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).

b) 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 para los subterráneos.



Figura 7.42. Los vivares de tubos hacen imposible el acceso a las cámaras de cría por parte de depredadores cavadores como el zorro o el jabalí.

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 rapaza, como puedan ser tarameros. En aquellas zonas más cerradas, donde la presencia de una densa vegetación arbustiva favorece a los depredadores terrestres, deben crearse refugios a 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 interferencias con otros usos) 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 depredadores 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 más 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 depredadores 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 postes adecuados. Existen algunos en el mercado cuya altura supera el metro y medio. Con respecto a su disposición, debe ser tal 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 depredadores 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 contribuir a mejorar la eficacia del pastor eléctrico, comprobada para el caso del zorro (Calvete y Estrada, 2004; Linhart *et al.*, 1982; Murphy *et al.*, 2003).



Figura 7.43. El empleo del pastor eléctrico está especialmente indicado para cuando exista un riesgo de dispersión inicial elevado.

c) Mantenimiento

Al igual que las mallas, el pastor eléctrico sufre 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 cardíacos 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 *algerius* 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. Los conejos de origen (zona donante), han de ser compatibles con el destino (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. Además de las recomendaciones genético-sanitarias que se dan en el capítulo 10, se exponen a continuación algunas consideraciones que se consideran importantes. Se deben seleccionar los conejos 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 organismos 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). De los dos periodos, el más recomendable es a principios de otoño (Figura 7.44), cuando 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 (con el manejo estas hembras preñadas muchas veces abortarán, y perderán esa paridera). Además, la supervivencia es mayor, poseen mayor inmunidad y 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, pero muchos ejemplares serán juveniles, habrá mayor tasa de mortalidad, y se necesitará mayor cantidad, aunque serán más 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 sólo 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 (frecuentes 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 podrían vacunar contra las dos enfermedades (hemorrágica vírica y mixomatosis), desparasitar y poner en cuarentena. Sin embargo, la conveniencia y eficacia (en términos de supervivencia de ejemplares) de todo este manejo está ampliamente discutida y actualmente se recomienda no realizarlo (Calvete *et al.* 2004; LIFE IBERLINCE, 2013a).



Figura 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 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 25º C), y en la mayor brevedad posible (Figura 7.45). En el mismo día del transporte se procederá a la vacunación (de EHV y mixomatosis), desparasitación y entrada en cuarentena, si realmente se consideran beneficiosos. Se les desparasitará externamente con piretrinas y, si tienen alguna lesión ocular (conjuntiva y/o córnea), se aplicará un colirio con antibiótico, por ejemplo, cloramfenicol. La desparasitación puede ser también interna, pero puede tener efectos secundarios, por lo que resulta muy discutible. Se deben evitar posibles interacciones inmunológicas entre vacunas y otros tratamientos veterinarios. En caso de que sea necesario, se retrasarán las vacunaciones. Todo este manejo debiera llevarse a cabo bajo supervisión veterinaria.

A continuación se distribuirán en las jaulas de la cuarentena (Figura 7.46), en naves 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 u otros elementos que les sirvan de refugio, 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 una hembra adulta puede compartir jaula con otras subadultas o jóvenes sin agresiones. 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 purpúreo, fina y rosada cuando no está receptiva. El macho presenta el pene recluido, 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 por nuestra experiencia éste es importante y determinante para el éxito de la repoblación.



Figura 7.46. Jaulas para cuarentena de conejos.

La cuarentena se podría prolongar como mínimo durante 6 días, ya que la inmunidad se activa a los 4-6 días post vacunación frente a la mixomatosis y a los 6 días frente a la EHV, estando la duración máxima condicionada por la condición del conejo y las posibilidades de manejo (Calvete *et al.* 2005). Se controlarían las jaulas 2-3 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. Se retirarían los posibles conejos muertos, siempre mejor en las jaulas que en el campo.

Los grupos creados durante la cuarentena (juntos en una sola jaula o en las jaulas contiguas) se mantienen unidos en la suelta, asociados al mismo vivar, de manera que se mantengan juntos ejemplares que hayan desarrollado un vínculo de reconocimiento. 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 trampear 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 se minimizarán las agresiones entre los conejos y el asentamiento en el destino podría ser mejor.

La cuarentena, por tanto, consistiría en el confinamiento en jaulas de los conejos capturados, separados para evitar agresiones (incluso de uno en uno, aunque la distribución “familiar” antes descrita es preferible) 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 detenidamente los beneficios o perjuicios del confinamiento. El problema reside en que si no se cuenta con instalaciones adecuadas, o el manejo es incorrecto, puede ser perjudicial, 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).



Figura 7.47. y 7.48. Aplicación de colirio ante presencia de lesiones y aplicación de un cicatrizante, tratamientos previos a suelta.

7.4.6. El manejo

Debe insistirse en la correcta manipulación de los conejos, indispensable para liberarlos con una aceptable condición física (Figuras 7.47 y 7.48). En ocasiones los cotos suministradores no demuestran el 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: evita lesiones al conejo, y arañazos o 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 de capturas 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 siempre fuera de la época reproductora de los conejos (al hurón le resulta fácil atrapar los gazapos), y si se realiza, es recomendable el bozal. 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 trampas 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 vehículo 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 más 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, si se ha optado por vacunar, se procede a la vacunación y cuarentena. Al finalizar esta última se procede al transporte final, que debe darse en las mismas condiciones descritas para el transporte desde el coto suministrador.

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 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.



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

Determinar 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 posibles 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 se muestran menos activos. 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 postsuelta, 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 ejemplares y en poco tiempo. Para minimizar dicho riesgo se pueden adoptar 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 pueden dejar encerrados hasta la mañana siguiente, evitando las horas de más actividad de los 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). Se pueden emplear caza con perros de madriguera en primavera, esperas nocturnas o batidas autorizadas. 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 por algunas rapaces (por ejemplo el búho real). 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 eliminan y seleccionan 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

Descripción:

En el marco de los proyectos de conservación del lince ibérico Life02/NAT/E/8609 (200-2006) y Life06/NAT/E/209 (2006-2001) la Fundación CBD-Habitat instaló 16 núcleos de repoblación sin cercar en áreas de expansión del lince de Sierra Morena Oriental (provincia de Jaén). El objetivo era crear núcleos de alta densidad de conejo que facilitasen el asentamiento y reproducción de ejemplares dispersantes de lince desde las áreas fuente contiguas. Los núcleos estaban formados por grupos de $27,2 \pm 15,5$ vivares subterráneos de tubos (ver detalles en capítulo 7). 12 de ellos sobre arenas (granito) y 4 sobre pizarras. En cada vivar se liberaron $5,1 \pm 1,6$ conejos, todos procedentes de la misma población donante (ver metodología en capítulo 7). Sólo en 3 de los núcleos se llevaron a cabo refuerzos con conejos juveniles de la misma población donante 5 años después de la primera suelta ($2,9 \pm 2,6$ conejos/vivar).

Toma de datos:

- Uso y actividad:** una evaluación *de visu* del uso de los vivares de repoblación sin cercar a partir de indicios de presencia de conejo (excrementos, observaciones directas, escarbaduras, restos óseos, nidales, gazaperas, etc.). Se evalúa si son usados o no por los conejos (% vivares usados); el número de bocas naturales excavadas por los conejos a partir de la estructura inicial; si presentan indicios de ser utilizados para criar, observación de gazapos, excrementos de lactantes, nidales, etc. (% de vivares con signos de reproducción); y se les asigna un nivel de actividad de conejo (0-4) según la presencia y abundancia de excrementos recientes y otros indicios de uso.
- Estima de abundancia en el núcleo:** muestreo de letrinas en todos los núcleos de repoblación y en áreas control de las mismas fincas. Los índices kilométricos de letrinas (let/km) se han relacionado con densidades de conejos/ha, a partir de la relación propuesta para la misma zona por Simón y otros autores (2012):

- » para itinerarios con >50 letrinas/km: y (cjos/ha) = $0,1807 \times (\text{let/km})$ ($R^2=0,6666$; $p<0,05$; $n=9 -1$ outlier);
- » para itinerarios con <50 letrinas/km: y (cjos/ha) = $0,1062 \times (\text{let/km})$ ($R^2=0,6576$; $p<0,05$; $n=42 -4$ outlier)

Fechas del seguimiento:

- Uso y actividad:** primaveras (febrero-marzo) tras la suelta de los conejos introducidos del periodo 2005-2013.
- Estima de abundancia en el núcleo:** veranos (julio) de 2009 a 2012.

Resultados: ambos métodos de evaluación muestran tendencias similares. En los núcleos repoblados se consigue una serie larga de vivares con actividad y abundancias estimadas en los núcleos aceptables y superiores a los controles, sin apenas reforzamientos. Las abundancias logradas superan, siete años después, las requeridas por el lince ibérico. Parte del descenso detectado desde el séptimo año (2011) se puede atribuir a la irrupción de la nueva cepa de la Enfermedad Hemorrágica Vírica del conejo.

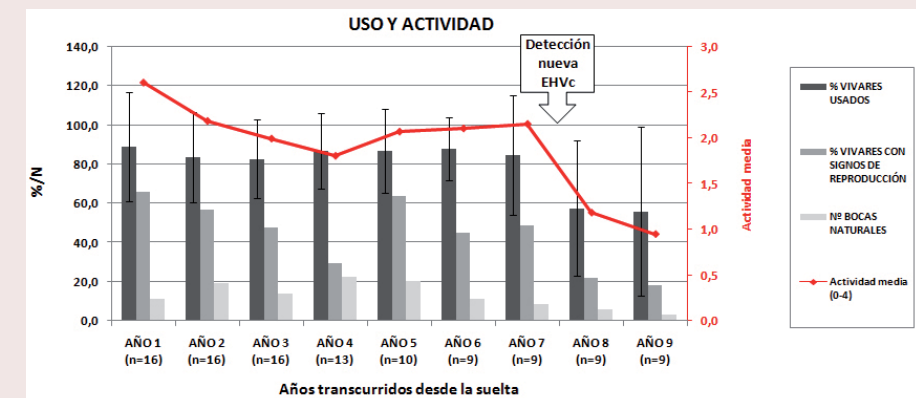


Figura 7.52 Evaluación de experiencias con las repoblaciones: uso y actividad.

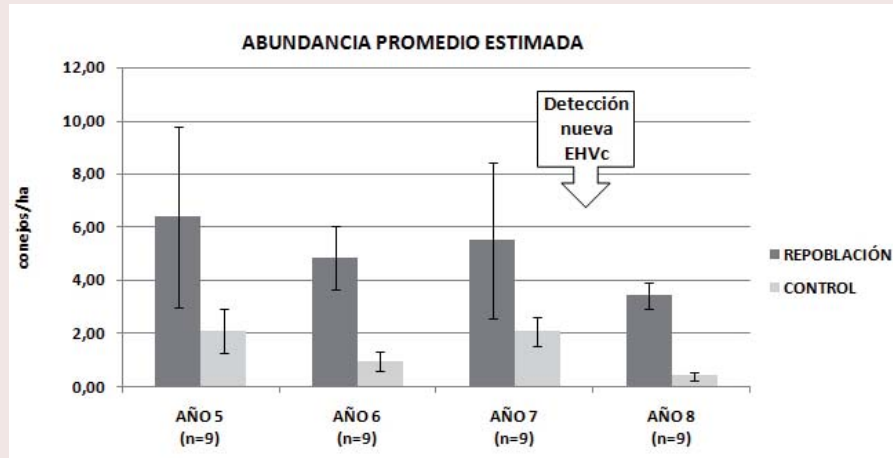


Figura 7.53 Evaluación de experiencias con las repoblaciones: abundancia media en los núcleos de repoblación.



Figura 7.54 Gazapo muerto encontrado en uno de los núcleos evaluados en 2012, probablemente afectado por la nueva cepa de la EHVc.

RECOMENDACIONES GENERALES PARA LA GESTIÓN DE POBLACIONES EN BAJA DENSIDAD MEDIANTE TRASLOCACIONES

FASE Y ACTIVIDAD	SÍ/NO	Justificación y observaciones:
1. EVALUACIÓN PREVIA:		
1.1. Realizar una evaluación previa minuciosa para determinar la baja densidad o ausencia del conejo.	SÍ	Si quedan algunos conejos residentes, expulsarían a los traslocados, que serían predados con facilidad. En este caso, es preferible el fomento de las poblaciones remanentes.
1.2. Estudiar los factores que pudieron provocar la extinción o los limitantes para su recuperación.	SÍ	Cambios profundos del hábitat; lejanía de poblaciones de conejos que impidan la "circulación" de los virus; fuerte presencia de depredadores generalistas, etc.
2. DISEÑO:		
2.1. Objetivo: conseguir >2-4 conejos/ha	SÍ	Densidades mínimas necesarias para el asentamiento y reproducción de una hembra de lince.
2.2. Adecuada selección de la ubicación (próxima a zonas de alimentación, de refugio y de puntos de agua, pero no zonas inundables).	SÍ	En el paisaje del conejo (con aprox. 60% de matorral y 40% de pastizal, en mosaico), buscando el ecotonos o a pie de monte.
2.3. Asegurar la disponibilidad de refugio suficiente y resistente, y de alimento de calidad	SÍ	Si no está disponible de forma natural, deberá disponerse artificialmente. Tipo de refugio: según presupuesto y material disponible, pero siempre con adecuadas condiciones ambientales (temperatura), compartimentados (laberinto) y amplios (>10 m ²). Densidad de refugios: >10 por hectárea para repoblaciones abiertas (en 30 ha) o varios cercados (a distancias < 3 km). Elegir localizaciones con alimento suficiente en cantidad y calidad. Reforzar con mejoras si no es así (siembras, desbroces, mejora de pastos naturales, exclusión al pastoreo, etc.)

RECOMENDACIONES GENERALES PARA LA GESTIÓN DE POBLACIONES EN BAJA DENSIDAD MEDIANTE TRASLOCACIONES		
FASE Y ACTIVIDAD	SÍ/NO	Justificación y observaciones:
2.4. Suelta duras, libres o directas de conejos al campo (sin estructuras de acogida)	NO	Siempre en vivares o cercados: sueltas blandas.
2.5. Repoblaciones cercadas	SÍ	Pueden disminuir la dispersión inicial, la depredación terrestre, la competencia con ungulados y facilitar recapturas y otros manejos (siembras, aportes de comida, etc.). Pero exigen supervisión, mantenimiento, apertura de salidas cuando alcanzan la capacidad de carga y la creación de más refugios exteriores.
2.6. Repoblaciones abiertas	SÍ	De al menos 30 vivares, pero siempre con cerramiento inicial. Por ejemplo, con pastor eléctrico.
2.7. Selección del tipo de vivar o refugio según permeabilidad del suelo y uso de diferentes tipos	SÍ	En suelo permeables (arenosos), vivares subterráneos; en suelos encharcables (arcillosos), vivares superficiales. Usar distinto tipo de vivares o refugios asegura diferentes efectos. Por ejemplo, combinar refugios subterráneos de tubos contra predadores terrestres (cavadores) junto a enramados contra predadores aéreos. Disponerlos alineados o al tresbolillo.
2.8. Bebederos y comederos	SÍ	La selección de la ubicación debe asegurar la disponibilidad de alimento y agua, pero ésta puede reforzarse con estructuras específicas que pueden usarse puntualmente en períodos críticos con especial atención al tipo de alimento aportado y a las condiciones sanitarias.
2.9. Seltas en otoño o primavera	SÍ	Siempre antes de periodos reproductivos. El otoño es la más recomendable por la proporción alta de adultos. También finales de invierno o inicio de la primavera.

RECOMENDACIONES GENERALES PARA LA GESTIÓN DE POBLACIONES EN BAJA DENSIDAD MEDIANTE TRASLOCACIONES		
FASE Y ACTIVIDAD	SÍ/NO	Justificación y observaciones:
3. SELECCIÓN DE LA POBLACIÓN DONANTE:		
3.1. Selección minuciosa de la población donante	SÍ	<p>Utilizar conejos silvestres puros, <i>Oryctolagus cuniculus</i>, nunca domésticos.</p> <p>Elegir poblaciones donantes lo más próximas posible (<5 km): asegura similitudes genéticas, epidemiológicas y mejor capacidad de adaptación (de secano, de superficie o de madriguera). Idealmente, traslocar desde dentro del mismo coto o finca (de zonas muy densas a otras menos).</p> <p>Analizar genéticamente los conejos de las zonas de origen y destino, y emplear conejos de la misma subespecie: <i>algius</i> (A) o <i>cuniculus</i> (B)</p> <p>Las poblaciones donantes deben ser de alta densidad por razones numéricas y epidemiológicas.</p> <p>Puede optarse por la cría en cautividad de conejos de monte para repoblación, pero hay pocas experiencias exitosas.</p>
3.2. Control del proceso de capturas en los cotos donantes	SÍ	De forma que se minimicen las lesiones. Pueden realizarse con cercones de malla o redes situados en las siembras o pastizales, trampas de madriguera o con hurón siempre fuera del periodo reproductivo.
4. MANEJO PRESUELTA:		
4.1. Manejo y transporte por personal cualificado	SÍ	<p>Transporte en vehículo cerrado (sin corrientes) pero ventilado, a temperatura controlada (< 25°C).</p> <p>Transporte en jaulas que no permitan en amontonamiento de los conejos, apiladas con materiales absorbentes de separación entre ellas.</p> <p>No realizar agarres por las patas, las orejas o los riñones. Sino pinzar la piel del lomo.</p> <p>Evitar ruidos y voces elevados.</p>
4.2. Examen de los conejos antes de la suelta.	SÍ	<p>Comprobar la flexibilidad de la piel (síntoma de buena hidratación), la ausencia de lesiones traumáticas y oculares (comunes en capturas con trampas), la ausencia de mordiscos (capturas con hurón), la ausencia de incipientes mixomas (en pabellones auditivos, área nasal y mentón), etc.</p> <p>En caso de lesiones oculares menores, tratamiento con colirios con cloramfenicol.</p> <p>Descartar conejos dudosos respecto a síntomas de enfermedad.</p>

RECOMENDACIONES GENERALES PARA LA GESTIÓN DE POBLACIONES EN BAJA DENSIDAD MEDIANTE TRASLOCACIONES		
FASE Y ACTIVIDAD	SÍ/NO	Justificación y observaciones:
4.3. Vacunaciones contra la mixomatosis y la EHV	NO	Resultados dudosos, inmunosupresión, estrés.
4.4. Desparasitación externa	NO	Resultados discutibles. En caso de hacerse, utilizar piretrinas.
4.5. Desparasitación interna	NO	Resultados muy discutibles, solo manejo veterinario.
4.6. Cuarentena general	¿	Valorar según situaciones. Condicionado a las recomendaciones del capítulo 7.4.5., pero delicados algunos de los manejos.
5. SUELTA:		
5.1. Revisión de vivares inmediatamente antes de la suelta.	SÍ	Comprobando que ninguno se encuentra inundado, colapsado, con inquilinos indeseables (topillos, reptiles) o con otros conejos. Tapado previo de las bocas de los refugios para evitar entrada de otros animales.
5.2. Liberación de aprox. 5 conejos por cada vivar artificial, con un 60% de hembras.	SÍ	Sueltas con numerosos conejos, pero pueden atraer predadores.
5.3. Medidas de aclimatación o fijación temprana al vivar.	SÍ	Para que se tranquilicen, reconozcan, aclimaten y fijen al nuevo vivar. Por ejemplo, cerrar los vivares >3 horas en cercados o una noche entera en repoblaciones sin cercar.
5.4. Mitigar la predación y realizar vigilancia inmediatamente posterior a la suelta.	SÍ	La predación durante los primeros 10 días puede llegar al 60-90%. Los mayores daños los producen zorros, perros y gatos asilvestrados y jabalíes. Apertura de los vivares a primera hora de la mañana (predadores terrestres menos activos). Patrullajes exteriores. Control autorizado de predadores generalistas. Cerramientos de exclusión Controlar el furtivo, revisar los cerramientos, bebederos y comederos, etc.

RECOMENDACIONES GENERALES PARA LA GESTIÓN DE POBLACIONES EN BAJA DENSIDAD MEDIANTE TRASLOCACIONES		
FASE Y ACTIVIDAD	SÍ/NO	Justificación y observaciones:
6. MANEJO Y EVALUACIÓN POSTERIOR:		
6.1. Reservar una partida económica para mantenimiento	SÍ	
6.2. Campañas de revacunación o desparasitación	NO	No se han demostrado eficaces y suponen un manejo elevado y estresante.
6.3. Mitigar la predación o ajustar la presión cinegética.	¿	Puede ser de ayuda en determinadas condiciones. En cualquier caso, una repoblación no debiera ser cazada hasta bastantes años después de asentada.
6.4. Evaluación posterior de las repoblaciones.	SÍ	SIEMPRE y al mayor plazo temporal posible. Aprender de aciertos y errores.

Capítulo 8



La gestión cinegética

La gestión cinegética

Alfonso San Miguel, Jaime Muñoz, Francisco Guil, Luis Mariano González, Francisco 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 podrían favorecer al felino. En general, el abandono de una gestión que favorezca a la caza menor realizada de forma responsable 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 los cambios en el hábitat que provocan las diferentes densidades de las especies cinegéticas, que afectan tanto al conejo como a la vegetación.
- e. Por las modificaciones del hábitat del lince que pudieran provocar las actuaciones de mejora de los cazaderos.
- f. Por los derivados de las actividades de control de predadores generalistas.
- g. Por la transmisión de enfermedades al lince como, por ejemplo, la tuberculosis (Gortázar *et al.*, 2005) o la leptospirosis (Millán *et al.*, 2009).

Todo lo expuesto pone en evidencia que el lince ibérico se puede ver afectado con cierta intensidad por la actividad cinegética (Virgós y Travaini, 2005), 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, principalmente mayor, 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. De hecho, las primeras reintroducciones de la especie (en Andalucía desde 2010 y en Extremadura y Castilla-La Mancha en 2014) se han llevado a cabo en zonas donde la caza menor es uno de los aprovechamientos principales, sin que ello haya supuesto una restricción a dicho uso hasta el momento (Simón *et al.*, 2012). Entre otras cosas, porque las zonas elegidas albergan densidades del lagomorfo suficientes para mantener el aprovechamiento y alimentar al felino. En ese sentido es importante poner de manifiesto que si para lograr la conservación del lince es necesario aplicar alguna medida restrictiva, éstas deben limitarse a lo imprescindible. Además, es necesario desarrollar campañas de comunicación con los titulares de los cotos a los que se restringe aprovechamientos, para que sepan identificar qué restricciones se derivan directamente de la presencia del lince y cuáles de otros instrumentos legales, para evitar culpabilizar injustamente a la especie. 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 anterior (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 autonómicas) 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 bastantes propietarios han llevado a cabo una buena gestión. 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 cazadores y se avanzará tanto en el conocimiento de la distribución del lince ibérico como en la ampliación de sus territorios y poblaciones.

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).

El declive de las poblaciones de conejo en su área de distribución natural lo ha llevado a las categorías *Casi Amenazado* a nivel mundial (IUCN) (Smith y Boyer, 2008), *Vulnerable* en España (Villafuerte y Delibes-Mateos, 2007) y *Casi amenazada* en Portugal (Cabral *et al.*, 2005). Por ello, hay cada vez más voces que reclaman una revisión de su estatus de conservación y de la gestión de su caza en muchos aspectos: censos, modalidades, cupos y sobre todo períodos de caza (Angulo y Villafuerte, 2004; Virgós *et al.*, 2008; Consejería de Agricultura y Desarrollo Rural de Castilla-La Mancha, 2009). La mayor parte de estas voces consideran que las normas por las que se rige la caza del conejo en muchas Comunidades Autónomas corresponden a criterios anteriores a la irrupción de la EHV y no reflejan adecuadamente la actual situación poblacional.

En la actualidad muchas poblaciones de conejo muestran una abundancia muy variable entre años. Ya se ha señalado en el capítulo anterior que muchas de estas poblaciones serán cazables unos años sí y otros, por el contrario, la extracción de ejemplares (incluso a través de la caza) no beneficia en nada a la población. Por lo tanto, la consideración de las dinámicas poblacionales será fundamental a la hora de efectuar una adecuada gestión.

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, además de las posibles muertes accidentales si se confunde al felino con un zorro o un jabalí. 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, y todos los participantes en ella son conscientes de la posible presencia de la especie, el lince ibérico tolera con cierta facilidad esa actividad.



Figura 8.2 Participante en una montería consulta un tríptico sobre el lince ibérico y su papel ecológico durante el desayuno previo a la jornada de caza en una finca con presencia de la especie.

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, sean conscientes de la enorme importancia de su conservación y sepan cómo actuar 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 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. Es preciso recordar que la captura

mediante hurones ha sido el método más empleado para reducir las poblaciones de conejo, al afectar más a las hembras. Por lo tanto, 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, dadas las características de su hábitat, en especial la abundancia de matorral y arbustedo. 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 linceras. 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 de media, aunque las hembras de lince no se reproducen con menos de 2-4 conejos/ha (Simón *et al.*, 2012), que podrían ser las cifras mínimas de caza sostenible en zonas linceras, y con cupos siempre inferiores al 20% de la población en estos casos. Con respecto a las fechas, si

las poblaciones no son especialmente densas se recomienda concentrar la caza antes del inicio de los periodos de reproducción, con el objeto de evitar perturbaciones en esa actividad tan trascendental para la supervivencia del lagomorfo. De este modo, en las poblaciones que se pretenda fomentar se deberá vedar la caza cuando aparezcan conejas preñadas. 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.



Figura 8.3 Cuadrilla de caza en mano con perros.

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 en momentos de densidades excepcionalmente bajas de conejo, 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, como se indicó en el capítulo dedicado a la biología de la especie. 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 8.4). De hecho, ese súdo predador con frecuencia sobre gazaperas 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 (Cabezas-Díaz *et al.*, 2011). Además, la presencia del jabalí resulta desfavorable para el resto de especies de caza mayor y para el ganado, tanto por ser un transmisor de enfermedades

como por la reducción de disponibilidad de alimento al hozar. De hecho la presencia del jabalí se relaciona con peores pastos tanto en cobertura como en calidad (Carpio *et al.*, 2014).

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.

También es un 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, o con las batidas de zorros. 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 8.4. El jabalí (*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.

La presencia del lince ibérico y la participación en sus labores de conservación (como sucede con otras especies amenazadas) debe ser considerada como aspecto favorable a la hora de certificar **la calidad cinegética de un coto**. Aunque actualmente existe una importante dispersión de criterios y sellos, todos ellos debieran considerar la presencia de super-predadores y carroñeros como síntomas de un ecosistema vivo y equilibrado.

8.4. GESTIÓN SANITARIA

Un aspecto muy importante de la gestión cinegética que afecta al lince ibérico es la **gestión sanitaria** de las especies cinegéticas, ya que se han demostrado transmisoras de enfermedades que afectan al lince. La gestión cinegética tiene capacidad de influir en el estado sanitario de la fauna, tanto de forma positiva (regulación de poblaciones, eliminación de ejemplares enfermos, etc.) como negativa (introducción de agentes patógenos por medio de las repoblaciones, sobreabundancia, etc.). La gestión intensiva de la caza está más extendida en la mitad sur peninsular, el área de distribución real y potencial del lince ibérico, y es más propensa a la emergencia de problemas sanitarios.

Al respecto, Armenteros y otros autores (2013) identifican las siguientes debilidades de la gestión cinegética en España desde el punto de vista sanitario:

1. Deficiente aplicación de la legislación sobre control sanitario en traslados y repoblaciones.
2. Indefinición del estatus de las granjas cinegéticas. Muchas instalaciones en las que se producen especies cinegéticas y cotos donde se capturan ungulados silvestres para su traslado en vivo no constan como explotaciones ganaderas en el Registro General de Explotaciones Ganaderas (REGA). En muchas ocasiones la información sólo está disponible para la administración ganadera; no así para la cinegética.
3. Ausencia de un registro de cercones interiores y las prácticas fraudulentas asociadas a los mismos.
4. Falta de clasificación correcta de los terrenos cinegéticos en base a las medidas que se aplican en ellos y que tienen implicaciones en la sanidad de las poblaciones (alimentación suplementaria con concentrados, agregación animal en puntos concretos, sobreabundancia, etc.)
5. Seguimiento inadecuado del tamaño de las poblaciones y sus efectos sobre el medio.
6. Falta de regulación del aporte artificial de alimento, que tiene riesgos por agregación animal excesiva, incremento de las tasas de contacto y contagio y derivar en sobreabundancia poblacional.
7. Falta de consideración de los riesgos sanitarios derivados de la sobreabundancia, como (Caughley, 1981): afección al bienestar humano, afección a la condición corporal de la especie sobreabundante, reducción de la densidad de especies con valor económico o estético y disfunciones en el ecosistema. Se requieren definiciones realistas de las densidades poblacionales y de los cupos de extracción.
8. Conflictos por la gestión de residuos de caza. Deben compatibilizarse la eliminación de estos residuos con la conservación de especies, fundamentalmente aves carroñeras, mediante prácticas sostenibles. en los terrenos cinegéticos con un gran

número de capturas de mamíferos, donde se generan cantidades importantes de residuos, y por tanto un elevado coste si su eliminación se hace mediante empresas de gestión de residuos, la utilización de estaciones de alimentación suplementaria de aves carroñeras mediante vallados de exclusión de mamíferos parece una medida efectiva y sostenible (Moreno-Opo *et al.* 2012).

9. Deficiente inspección sanitaria de los animales cazados. El desarrollo de protocolos para realizar la toma de muestras de una manera estandarizada incrementaría la efectividad del Plan de Vigilancia Sanitaria de la Fauna Silvestre (PVS; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2011a).
10. Ausencia de regulación de los tratamientos farmacológicos en especies cinegéticas, fundamentalmente antibióticos y antiparasitarios. En sentido inverso, es necesaria más atención a las afecciones de los tratamientos farmacológicos ganaderos sobre las especies silvestres. Por ejemplo, en 2014 se autorizó en España el uso del diclofenaco como antiinflamatorio del ganado. Este fármaco provocó una enorme mortalidad de buitres en India (Margalida *et al.* 2014) y ya se ha comprobado algún caso en España (Zorrilla *et al.*, 2014). Otras especies, incluidos mamíferos carroñeros como el oso (*ursus arctos*) o el lobo (*Canis lupus*) también podrían verse afectados.
11. Falta de intercambio de información dentro de la Administración Pública y la necesidad de valoración y aprobación del plan técnico de caza por la autoridad de sanidad animal.

8.5. CONTROL DE LA PREDACIÓN

8.5.1. 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 objeto de aprovechamiento cinegético. Esta realidad se ha constatado durante el proceso de selección de áreas para los programas de reintroducción, que mostraron que las zonas con suficiente superficie y densidad de conejo tenían entre sus principales usos la caza menor.

Entre las actuaciones de mejora de las poblaciones de caza menor (conejo y perdiz roja) que se llevan a cabo en los cotos españoles es habitual el control de predadores generalistas, principalmente zorros (Figura 8.5). En general, los gestores cinegéticos lo consideran una herramienta de gestión imprescindible para garantizar las rentas cinegéticas (Delibes-Mateos *et al.*, 2008b). 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.



Figura 8.5. Zorro (*Vulpes vulpes*): ejemplo paradigmático de predador generalista.

Por otra parte, 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 el lince ibérico. Finalmente, la presencia del felino en una finca se percibe aún como un obstáculo para llevar a cabo un eficaz control de predadores generalistas, y de zorro en particular, y como un agravio respecto a fincas que no cuentan con su presencia.

El zorro es una especie cazable, y por tanto objeto de aprovechamiento cinegético ordinario. 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 históricamente más empleados para la captura de zorros en España han sido las cajas trampa con cebo vivo y los lazos con tope. Las cajas trampa han demostrado su bajísima selectividad y efectividad (Herranz *et al.*, 1999; Duarte y Vargas, 2001; Ferreras *et al.*, 2003; Monleón *et al.*, 2003) y actualmente no se autorizan (no son un método homologado). Con respecto a los lazos hay diferencias normativas según Comunidades Autónomas (en Andalucía, por ejemplo, no se autorizan con carácter general), pero recientes cambios (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2011b) recomiendan los tipos y las situaciones en que pueden usarse (ver apartado 8.4.3). Algunas CCAA ya han legislado en consonancia con estas recomendaciones.

8.5.2. Enfoque global: integración de métodos

Para intentar analizar esta cuestión, en primer lugar hay que recordar que la predación es un proceso natural que contribuye a mantener la funcionalidad de los ecosistemas de los que las poblaciones cinegéticas también forman parte. Tiene un efecto sanitario (eliminando ejemplares enfermos), reduce la competencia por los recursos entre las poblaciones presa, minimiza los daños que superpoblaciones de presas pueden causar, regula la población de predadores (por ejemplo, el caso del lince ibérico otros carnívoros de menor tamaño), etc. Además, los ecosistemas mediterráneos donde puede habitar el lince son especialmente complejos y tratar de eliminar completamente los predadores y los carroñeros conduciría a una simplificación primero, y a una alteración irreversible si se extrema, que supone una pérdida de patrimonio y una artificialización de los escenarios de la caza.

En segundo lugar, el control de predadores como medida para aumentar las poblaciones de conejo es realmente eficaz sólo en aquellas poblaciones en las que la predación es el principal factor regulador de su crecimiento (Calvete, 2008). Desafortunadamente, en el contexto histórico y epidemiológico del conejo de monte en la Península Ibérica resulta casi imposible determinar si la predación es el principal factor limitante o si lo son la falta de calidad del hábitat, las enfermedades o las complejas relaciones entre todos estos factores. En este escenario, actuar sólo sobre la predación es una estrategia de resultados inciertos.

Por ello, para abordar esta cuestión son necesarios planteamientos globales. La mayoría de especialistas en el tema aceptan que el sacrificio de individuos debe constituir el último paso en los planes de control de las poblaciones de zorro; y que posiblemente resulte más rentable, especialmente a medio o largo plazo, invertir en controlar la predación sobre las especies presa que en los continuos esfuerzos de captura (Fernández-Olalla, 2011). En la Figura 8.6 se repasan las diferentes herramientas que se pueden emplear para mitigar los efectos de la predación (a partir de Benito, 2008).

Una de las principales herramientas para minimizar el impacto de la predación sobre las poblaciones 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.

En el otro extremo, técnicas de control de la predación que no requieren el sacrificio de animales son la inmunización (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.

PRINCIPALES MÉTODOS DE CONTROL DE LA PREDACIÓN Y DE LOS PREDADORES

1. **Métodos preventivos.**
2. **Protección (por ej. cercados).**
3. **Manejo de hábitat (por ej. refugios).**
4. **Métodos de control:**
 - 4.1. **Indirectos:**
 - **Reducción de la capacidad de carga del medio (gestión de vertederos y muladares).**
 - **Fomento de las especies súper-predadoras (por ej. lince ibérico).**
 - **Fomento de las presas alternativas.**
 - 4.2. **Directos:**
 - **Caza.**
 - **Trampeo.**

Figura 8.6. Clasificación de métodos para controlar la predación y a los predadores

Otra cuestión fundamental 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 altas densidades poblacionales generadas artificialmente 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 es el lince ibérico. Desde diferentes sectores, no sólo conservacionistas, sino incluso de la gestión cinegética,



Figura 8.7. Zorro matado por lince, obsérvense las marcas en el cuello. Estaba situado en un punto visible (camino).

se reconoce 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 Sierra Morena destacan la escasa presencia en áreas lince de otros predadores terrestres, tanto generalistas (zorros o meloncillos), como más especializados (gatos monteses, jinetas, garduñas o turones). 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 el emblemático felino.

8.5.3. Métodos de control directo

8.5.3.1. Marco normativo

Desde el punto de vista legislativo, el control directo de predadores en España está regulado por cuatro ordenamientos: internacional, comunitario, estatal y autonómico. La normativa vigente permite controlar cuatro especies silvestres: zorro (*Vulpes vulpes*), urraca (*Pica pica*), grajilla (*Corvus monedula*) y corneja negra (*Corvus corone*) y, de forma excepcional, dos especies domésticas asilvestradas: gato (*Felis catus*) y perro (*Canis lupus familiaris*). Por su interés para la conservación del lince ibérico, en este manual trataremos de lo relativo al control de zorros, y perros y gatos asilvestrados, comenzando por resumir las principales normas que regulan la materia.

8.5.3.1.1. Convenios internacionales

- **Convenio de Berna:** *Convención sobre la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa* (Berna, 19 de septiembre de 1979). Fue ratificado por España en 1986 (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.
- **Acuerdo entre la Comunidad Europea, Canadá y la Federación de Rusia sobre normas internacionales de captura no cruel** (Decisión 98/142/CE del Consejo, de 26 de enero de 1998; DO L 42 de 14/2/1998). 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.

- **Acuerdo internacional entre la Comunidad Europea y los Estados Unidos de América en materia de captura no cruel** (Decisión 98/487/CE del Consejo, de 13 de julio de 1998; DO L 219 de 7/8/1998).

Ambos acuerdos recogen por un lado, establecer normas de captura no cruel con el fin de garantizar un nivel suficiente de bienestar a los animales capturados; y 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 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.

8.5.3.1.2. Unión Europea

- **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”).
- **Reglamento (CEE) nº 3254/91 del Consejo, de 4 de noviembre de 1991, relativo al uso de cepos en la Comunidad Europea y la introducción de pieles y otros productos manufacturados de ciertas especies capturadas en otros países mediante cepos u otros métodos de captura que no cumplan los estándares internacionales de captura no cruel** (DO L 308 de 9/11/1991), por el que se prohíbe el uso de cepos en la Comunidad Europea.

Relacionado con este pueden consultarse también el Reglamento (CE) nº 35/97 de la Comisión, de 10 de enero de 1997, *por el que se establecen las disposiciones de la certificación de las pieles y mercancías*; el Reglamento (CE) nº 1771/94 de la Comisión, de 19 de julio de 1994, *por el que se establecen disposiciones sobre la introducción en la Comunidad de pieles y productos manufacturados de varias especies animales salvajes*; y la Decisión del Consejo, de 22 de julio de 1997, relativa a la lista citada en el párrafo segundo del apartado 1 del artículo 3 del reglamento (CEE) num. 3254/91 y en la letra a) del apartado 1 del artículo 1 del Reglamento (CE) num. 35/97 de la Comisión.

8.5.3.1.3. Legislación nacional

- **Ley 42/2007, de 22 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.**

Se ocupa de esta cuestión en el Título III. Capítulo IV – *De la protección de las especies en relación con la caza y la pesca continental*:

- » **Artículo 62.3a:** *prohíbe, con carácter general, la tenencia, utilización y comercialización de todos los procedimientos masivos o no selectivos para la captura o muerte de animales, en particular los enumerados en el Anexo VII (medios masivos o no selectivos: trampas no selectivas en su principio o en sus condiciones de empleo, redes, lazos (sólo para aves), cejos, trampas-cepo, venenos, cebos envenenados o tranquilizantes.).*

En particular quedan incluidas en el párrafo anterior la tenencia, utilización y comercialización de los procedimientos para la captura o muerte de animales y modos de transporte prohibidos por la Unión Europea, que se enumeran, respectivamente, en las letras a) y b) del anexo VII.

Siempre y cuando no exista otra solución satisfactoria alternativa esta prohibición podrá no ser de aplicación si se cumplen estos dos requisitos (excepciones):

1.º Que concurran las circunstancias y condiciones enumeradas en el artículo 58.1, y

2.º que se trate de especies de animales de interés comunitario no consideradas de protección estricta en la normativa de la Unión Europea.

- » **Artículo 62.3g:** *los métodos de captura de predadores que sean autorizados por las Comunidades autónomas deberán haber sido homologados en base a los criterios de selectividad y bienestar animal fijados por los acuerdos internacionales. La utilización de estos métodos sólo podrá ser autorizada, mediante una acreditación individual otorgada por la Comunidad autónoma. No podrán tener consideración de predador, a los efectos de este párrafo, las especies incluidas en el listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.*

- **Directrices técnicas para la captura de especies cinegéticas depredadoras: homologación de métodos de captura y acreditación de usuarios** (aprobadas por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 13 de julio de 2011)

Recogen los criterios que deben emplear las Comunidades Autónomas para desarrollar legislativamente lo establecido por la Ley 42/2007 respecto a homologación de métodos de captura y acreditación de sus usuarios, teniendo en cuenta además las recomendaciones de las estrategias de conservación del águila imperial ibérica, el lince ibérico y la relativa a la lucha contra el uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural. El documento consta de:

- A. Diagnóstico de la situación y síntesis normativa.
- B. Prescripciones técnicas recomendadas para la homologación de métodos, para la acreditación de usuarios y para el procedimiento administrativo del régimen de excepciones. Para establecer estas prescripciones las directri-

ces se basan en los acuerdos internacionales sobre métodos de captura no cruel y en una Norma ISO (10990-5) sobre evaluación de métodos de captura y retención de mamíferos (International Organization for Standardization, 1999). Para una revisión crítica de esta norma ver Iossa *et al.* (2007).

Según las normas en que se basan las directrices, **los métodos de captura homologables han de ser selectivos, no masivos y no crueles.** Y deben evaluarse en cuanto a las siguientes variables:

- » **Efectividad:** medida en términos de Tasa de captura de la especie objetivo y Eficiencia de captura (referido a unidad de esfuerzo).
- » **Bienestar animal:** a partir de la norma ISO 10990-5).
- » **Selectividad mecánica o de captura:** medida en términos de Selectividad ISO, Selectividad específica negativa, Tasa de captura de ejemplares no objetivo y Eficiencia negativa (referida a unidad de esfuerzo).
- » **Impacto sobre las especies no objetivo capturadas:** en términos de Bienestar de las especies capturadas y de Readaptación de éstas a su hábitat tras ser liberadas.
- » **Seguridad para el usuario.**

Asimismo, las directrices establecen las características generales del usuario y los contenidos del examen de acreditación.

- C. Anexos con la información disponible sobre ensayos de métodos realizados en España clasificados en: métodos cuyo uso se recomienda preferentemente (IA: lazo propulsado tipo *Collarum* o de similares características y caja metálica para urracas) y métodos recomendados sólo bajo un riguroso plan de seguimiento (IB: lazo con tope y cierre libre dispuesto en alar, lazo tipo *Wisconsin* o similar dispuesto en alar y lazo tipo *Wisconsin* o similar dispuesto al paso). Con respecto **al lince ibérico, las directrices excluyen el uso de estos métodos en zonas de presencia estable y con poblaciones reproductoras de la especie** y recomiendan el ensayo de los métodos homologados en estas zonas.

8.5.3.1.4. Comunidades Autónomas

Hasta el momento han desarrollado legislación al respecto:

- **Castilla-La Mancha: Orden de 18/06/2013**, de la Consejería de Agricultura, *por la que se establecen normas para la homologación de métodos de captura de especies cinegéticas depredadoras, perros y gatos domésticos asilvestrados así como se homologan los métodos de control denominados lazo propulsado tipo Collarum,*

lazo con tope y cierre libre en alar, lazo tipo Wisconsin en alar, lazo tipo Wisconsin al paso y caja-trampa metálica para urracas en Castilla- La Mancha. [2013/8376].

De aplicación a las especies cinegéticas depredadoras y a perros y gatos domésticos asilvestrados. Considera homologados en su territorio los cinco métodos indicados por los Anexos de las Directrices con restricciones territoriales. En las áreas de presencia estable y con poblaciones reproductoras de lince ibérico y de lobo ibérico, sólo se podrán autorizar los métodos cuando cuenten con convenios específicos en esta materia suscritos con la Dirección General competente. Las cajas-trampas metálicas para urracas se podrán utilizar en todo el territorio regional sin restricciones territoriales. Establece los ensayos que han de exigirse para poder homologar otros métodos (reproduce las prescripciones establecidas por las Directrices).

También establece las entidades acreditadas para realizar las pruebas de homologación (Organismos Públicos de carácter técnico o científico). Se habilitará un Registro de especialistas acreditados.

- **Extremadura:**

- » **Decreto 91/2012**, de 25 de mayo, *por el que se regula la gestión cinegética y el ejercicio de la caza, modificado por Decreto 89/2013, de 20 de mayo.*

En su **artículo 44** establece las condiciones generales para la acreditación como especialista en control de predadores (tipo de licencia Bt; acreditación mediante examen teórico-práctico, curso homologado u otros sistemas homologados; obligatoriedad de identificar todas sus trampas con su número de licencia).

El **artículo 91** se ocupa del control de predadores y establece las condiciones en las que se autorizarán métodos homologados (aunque no cuenta con norma específica al respecto): después de haber utilizado otras modalidades (perro de madriguera, cacería de zorro u otras modalidades con arma de fuego), después de haber adoptado otras medidas para la recuperación de las especies de caza menor (reducción presión cinegética, mejoras de hábitat o introducciones) o donde se constaten poblaciones de caza menor abundantes a partir de los Planes Técnicos, los partes de capturas o informe técnico.

Establece asimismo las condiciones que debe reunir el instalador, el contenido de la solicitud, la obligatoriedad de remitir un parte de resultados y la necesidad de comunicar la actividad a los agentes de la autoridad con antelación.

- » **ORDEN de 4 de diciembre de 2013** *por la que se regula la obtención de la aptitud y conocimientos necesarios para la práctica de la caza, la acreditación como especialista en control de depredadores y la acreditación*

como auxiliar de los agentes del medio natural (2013050268): regula, entre otras cosas, la forma de obtener la acreditación como especialista en control de predadores.

- **Cataluña: Decreto 56/2014, de 22 de abril**, *relativo a la homologación de métodos de captura en vivo de especies cinegéticas depredadoras y de especies exóticas invasoras depredadoras y la acreditación de las personas usuarias de dichos métodos.*

También en este caso se homologan los cinco métodos recogidos en el Anexo I de las Directrices. Asimismo se desarrollan las condiciones para desarrollar ensayos de nuevos métodos homologables, la acreditación de usuarios y el régimen de autorización excepcional por el que se pueden utilizar estos métodos.

8.5.3.2. Métodos homologados en España

Hay que recordar que, según las Directrices nacionales estos métodos no pueden autorizarse en áreas de presencia estable y con reproducción de lince ibérico mientras no se realicen los ensayos pertinentes que recomiendan las propias Directrices. Las mismas Directrices recomiendan que todas las trampas estén identificadas con el número de usuario y se retiren del campo en los periodos no establecidos en su autorización, y proponen que su incumplimiento sea objeto de infracción grave.

1. Lazo propulsado tipo *Collarum*

Es un lazo de acero activado o propulsado que retiene al animal por el cuello (ver Figura 8.8). El propio animal activa la trampa. Consta del mecanismo lanzador del cable y del propio cable de retención, que tiene un tope a 25 cm de su extremo que determina un diámetro mínimo de 8 cm. Además, incorpora un quita-vueltas en su extremo final y un muelle con la finalidad de amortiguar los impulsos del animal por liberarse. El cable de retención va anclado al suelo por uno de sus extremos y sujeto a un muelle lateral instalado en el chasis metálico anteriormente mencionado.

Se instala ligeramente enterrado, en lugares de tránsito de zorros, lejos de elementos donde el cable pudiera quedar enredado y a la sombra. Se debe revisar como mínimo una vez al día.



Figura 8.8. Imagen de la trampa *Collarum*®

2. Lazo con tope y cierre libre dispuesto en alar

Compuesto por un cable de sección igual o superior a 2,44 mm y 1,50 m de longitud aproximada, con dos quitavueltas (intermedio y extremo), dos topes fijos (arandelas o remaches) que determinen un diámetro mínimo no inferior a 6,5 cm y máximo de entre 20 y 25 cm, un antirretorno y un punto de ruptura (50 kg).

Se instala en huecos o troneras de 0,4 m a lo largo de un alar anclado firmemente al suelo, en lugares alejados de elementos donde el cable pudiera quedar enredado y a la sombra. Se debe revisar como mínimo una vez al día.

3. Lazo tipo *Wisconsin* dispuesto en alar

Compuesto por un cable de sección igual o superior a 1,75 mm y 1,65 m de longitud aproximada, con dos quitavueltas (intermedio y extremo) y dos topes fijos (arandelas o remaches) que determinen un diámetro mínimo no inferior a 8 cm y máximo de entre 20 y 25 cm.

Se instala en huecos o troneras de 0,4 m a lo largo de un alar anclado firmemente al suelo, en lugares alejados de elementos donde el cable pudiera quedar enredado y a la sombra. Se debe revisar como mínimo una vez al día.

4. Lazo tipo *Wisconsin* dispuesto al paso

Cable similar al anterior pero instalado en pasos de fauna con indicios de zorro (huellas, excrementos, etc.). El lazo debe ir firmemente anclado al suelo mediante un ancla específica de suelo y provisto de un tutor que lo mantenga en su posición de instalación. Se instala en lugares alejados de elementos donde el cable pudiera quedar enredado y a la sombra. Se debe revisar como mínimo una vez al día.

8.5.4. Perspectivas futuras del control de la predación

Puesto que la selectividad de muchos de los métodos de captura indicados depende de la cualificación del instalador, avanzar en la profesionalización de los usuarios es una medida fundamental. Debiera ser expertos en las especies de fauna silvestre de su zona de trabajo, adecuadamente instruidos 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.

Otras líneas de investigación en marcha, mucho más complejas en cuanto a aplicación en campo y a sus repercusiones ecológicas, son (Ferrerías, 2008): el aporte de presas alternativas para los predadores, la aversión condicionada por el sabor y los métodos de control de natalidad.

En cuanto aspectos generales ecológicos de la gestión de depredadores generalistas, Díaz-Ruiz y Ferreras (2013) en una revisión de los estudios científico-técnicos sobre la materia, consideran aún insuficiente la información sobre tres aspectos fundamentales: el efecto del control directo sobre las propias poblaciones (no está claro el efecto en las poblaciones de zorro), el efecto sobre las poblaciones presa (tampoco los resultados sobre el efecto positivo en éstas son concluyentes), y el efecto sobre otras especies (aunque hay indicios de afección cuando se emplean métodos no selectivos). Por tanto, resultaría aconsejable profundizar en estas líneas.

8.6. LA GESTIÓN CINEGÉTICA PARA EL FOMENTO DEL CONEJO DE MONTE

8.6.1. Introducción

De acuerdo a Covisa (1998) se entiende como ordenación cinegética el proceso de análisis, diagnóstico y planificación de un territorio que lleva a la programación de actuaciones para conseguir la máxima rentabilidad sostenida, económica y ecológica, en piezas de caza y conservación y mejora del medio respectivamente. Y será la gestión cinegética la puesta en práctica de la ordenación. Por lo tanto, si el objetivo es fomentar las poblaciones de conejo de monte para permitir la subsistencia del lince ibérico, uno de los aspectos fundamentales será la ordenación cinegética del lagomorfo.

A lo largo de los capítulos anteriores y de éste se ha efectuado un repaso de las principales medidas relacionadas con el fomento del conejo para su adecuada gestión cinegética. Pero su gestión cinegética tiene un interés que va más allá de la propia especie. Ya se ha comentado que el conejo es la pieza fundamental para el lince ibérico. Pero además tiene un interés fundamental como especie escudo para la perdiz roja. Se considera que actúa como especie escudo puesto que concentra la predación en lugar de centrarse sobre las perdices, como se ha revelado en estudios recientes (Moleón *et al.*, 2012). De esta forma, la gestión cinegética para el fomento del conejo de monte favorecerá a otras especies de gran interés cinegético, como la perdiz roja.

8.6.2. Los aspectos básicos de la gestión cinegética

A lo largo del presente manual ya se han analizado la mayor parte de aspectos de la gestión del medio que se pueden adecuar para el fomento de las poblaciones de conejo de monte. Dentro del apartado 8.2. de este capítulo se han analizado igualmente numerosos aspectos de la actividad cinegética compatibles con la conservación del lince ibérico, como son modalidades y épocas. Pero quedan algunos aspectos de la propia actividad cinegética que deben ser analizados.

El principal aspecto que queda por analizar es cuánto cazar, es decir, el establecimiento de cupos. Dada la variabilidad interanual de las poblaciones de conejo el establecimiento de

cupos rígidos para un periodo de más de 1 año no tiene sentido. Por lo tanto, el primer paso para realizar una actividad cinegética que permita el fomento del conejo se debe efectuar un seguimiento continuado y sistemático de las poblaciones, de forma que podamos establecer umbrales de alerta en cada coto. El seguimiento mínimo recomendado es la realización de itinerarios a finales de la primavera (máximo poblacional del conejo), antes de inicio de la temporada cinegética (con independencia de la que sea, descaste o general) y, una vez que empieza ésta, semanalmente.

Otra forma de seguimiento complementaria de la anterior es el control de las capturas, pero suele ser más complicado que la realización de muestreos, especialmente en el caso de cotos con gran número de socios y con una importante variabilidad en la asistencia.

Si se realiza un seguimiento detallado y continuado se podrán establecer adecuadamente cupos compatibles con el fomento de la especie. De forma general y suponiendo un coto de condiciones medias tendremos (a partir de Lucio, 1991) que:

- El cupo para conseguir el mantenimiento de las poblaciones en años normales de cría de conejo será de aproximadamente un 30% de la población pre-caza.
- El cupo en años de cría muy buena el cupo será de aproximadamente un 40% de la población pre-caza.
- El cupo en años de cría excepcionalmente buena, el cupo será de aproximadamente un 45-50% de la población pre-caza.
- En los años de mala cría, el cupo será inferior al 20% de la población pre-caza, por lo que se recomienda no cazar o hacerlo muy ligeramente.

Para desarrollar una actividad cinegética responsable se deberá cerrar la caza del conejo cuando detectemos una reducción en la abundancia ligeramente inferior a los porcentajes expresados en función de la reproducción, de forma que se permita un incremento de las poblaciones de conejo.

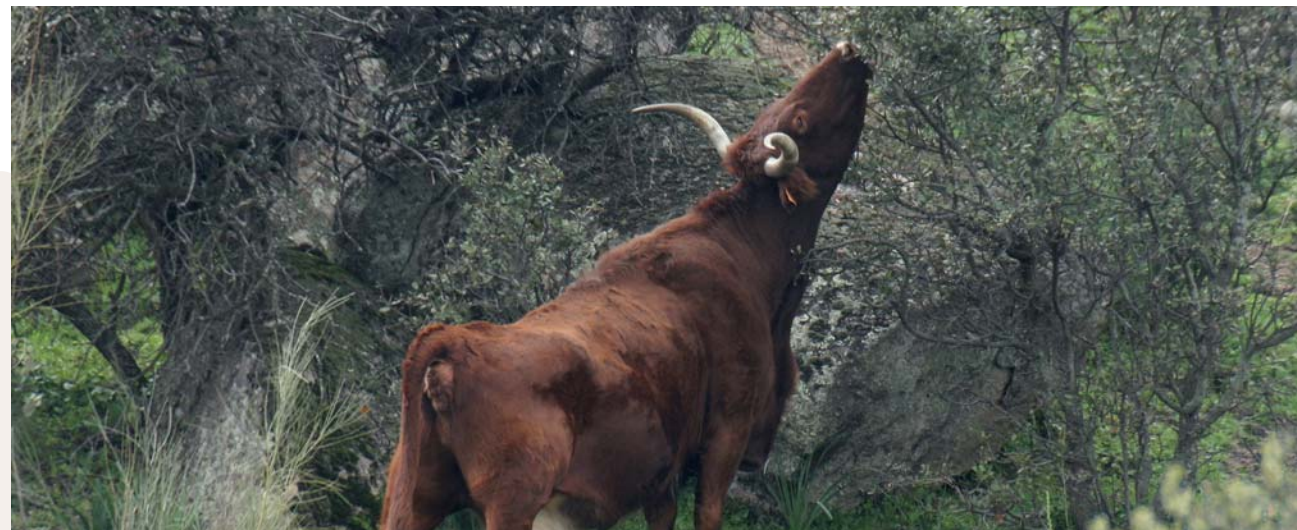
El otro aspecto fundamental a la hora de realizar una gestión cinegética que favorece al conejo es el establecimiento de una zonificación. El establecimiento de áreas de reserva es una medida muy práctica y cómoda, obligatorio en algunas CC.AA., debe hacerse de forma que se establezcan áreas que nutran al resto del coto de conejos de forma natural. Para que las áreas de reserva funcionen deben tener una superficie suficiente (al menos un 5% del coto), coincidir con las zonas de las mejores poblaciones (siempre que éstas cuenten con posibilidad de expansión) y preferentemente estar situadas en las zonas centrales del coto. Pero la base fundamental para que funcionen es que todos los cazadores las respeten, para lo que deben estar correctamente señalizadas y contar con una adecuada vigilancia. De esta forma las áreas de reserva funcionarán como áreas madre (o fuente) para el resto del coto, contribuyendo así a su repoblación de forma natural.

DECÁLOGO DE BUENAS PRÁCTICAS CINEGÉTICAS PARA EL FOMENTO DEL CONEJO DE MONTE

Para lograr una adecuada gestión cinegética de las poblaciones de conejo de monte se pueden proponer numerosas medidas, que se podrían resumir en las siguientes 10:

1. **El fomento del conejo como aspecto transversal en la gestión. Integrar el fomento del conejo en el resto de actuaciones que se lleven en el espacio, adecuando las restantes prácticas cuando sea necesario.**
2. **Las buenas prácticas funcionan, pero no igual en todas partes. Incorporar gradualmente a la gestión actuaciones para el fomento del conejo de forma que se pueda hacer una evaluación de la efectividad de cada práctica y establecer las correcciones que sean necesarias para mejorar su efectividad.**
3. **El seguimiento es la clave. Realizar un seguimiento continuado y metódico, incluyendo la recogida y entrega de los cadáveres de conejo a las autoridades ambientales y el análisis de las piezas de caza.**
4. **Ser estrictos en los cupos. Cerrar la temporada del conejo cuando las poblaciones hayan descendido aproximadamente el porcentaje correspondiente a la calidad del año.**
5. **Evitar cazar cuando se hace daño. Dejar de cazar cuando se detecten las primeras hembras preñadas o cuando se detecten brotes de enfermedad.**
6. **Evitar las modalidades que hacen daño. Evitar la caza con hurón, incluso en las zonas con las poblaciones más densas y nunca durante la temporada reproductiva.**
7. **Las áreas de reserva funcionan. Establecer áreas de reserva en suficiente superficie sobre zonas de buenas poblaciones y con buena calidad de hábitat en el entorno.**
8. **Coherencia. Evitar el fomento de especies competidoras y predadores que tienen interés cinegético, como el jabalí.**
9. **Evitar los competidores. Evitar densidades excesivas de ganado o ungulados silvestres, que condicionan la dieta del conejo y degradan los matorrales donde se refugia.**
10. **Evitar una predación excesiva. Evitar los efectos que provocan densidades excesivas de predadores generalistas, para lo que se pueden efectuar numerosas actuaciones, la última y más compleja de las cuales es establecer un programa de control directo de predadores.**

Capítulo 9



La gestión ganadera

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 (Arsuaga 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 arbustados, que también puede beneficiar al lagomorfo y mejorar las posibilidades de caza del felino.

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. No obstante, en las Sierras de Andújar y Cardena se han registrado ataques puntuales a aves (78%) y corderos en extensivo (22%) en episodios de muy baja densidad de conejo (Garrote *et al.*, 2013). La mayoría de estos ataques se solucionaron satisfactoriamente con medidas preventivas de protección del ganado (pastores eléctricos, cerramiento de gallineros, incremento de la vigilancia de los pastores, etc.) o con compensaciones justificadas, pues en varios casos se comprobó que detrás de los ataques estaban otras especies distintas al lince.



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

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.



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

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 se ha comprobado que afectan al lince ibérico: tuberculosis, brucelosis bovina, leptospirosis y pasterelosis (Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de Andalucía, 2013).

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. 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.

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.



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.

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 sembrado) y acompañado por una ligera fertilización fosfórica.



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 del mismo hace el lagomorfo.

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.

En la misma línea se pueden recordar las recomendaciones que la Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de Andalucía realiza al sector ganadero dentro del LIFE+ IBERLINCEN en su tríptico “Protección sanitaria del lince ibérico: manejo del ganado y saneamiento de los animales de producción” (Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de Andalucía, 2013):

- Mantenimiento de las cercas e instalaciones que dificulten el contacto entre el ganado y el lince.
- Adecuado mantenimiento de los puntos de abastecimiento de agua para el ganado. Correcta higiene y desinfección periódica de los bebederos.
- Cumplimiento de las campañas de saneamiento ganadero.
- Correcta gestión de cadáveres y restos de caza en el campo. No abandonar en el campo.
- Mantenimiento de densidades razonables de rumiantes en las áreas de distribución del lince.
- Vacunación y desparasitación de los gatos domésticos y de los perros de rehala.

Capítulo 10



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

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 poblaciones y 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 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 (Soriguer, 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 Autónomas, etc.), hasta el momento no se ha elaborado un plan de acción o Estrategia a escala nacional, aunque a nivel autonómico algunas comunidades como Castilla La Mancha cuentan con 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 podrían dar una 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 algunas poblaciones de conejo parecen numerosas, observándose con mayor frecuencia quejas de agricultores.



Figura 10.1. El conejo de monte es un integrante fundamental de los ecosistemas mediterráneos.

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 (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, Soriguer 1986, Gómez-Sal *et al.*, 1999).



Figura 10.2. La paloma torcaz es una especie de caza menor en auge.

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” (Reddix *et al.*, 2002).

A esta 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 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 ésta 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 sólo 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 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*.



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

Además, 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 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 (Geraldés *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 liberada 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).



Figura 10.4. y 10.5. Síntomas externos de las enfermedades de la Mixomatosis (izquierda) y la Enfermedad Hemorrágica Vírica del Conejo (derecha).

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 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, etc. Excepto en la forma sobraguda 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 (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.

NUEVA CEPA DE LA RHD

En 2011 se detectó en la Península Ibérica una nueva cepa de la RHD (Le Gall-Reculé *et al.*, 2011; Dalton *et al.*, 2012; Lavazza *et al.*, 2013), denominada RHDVb (ó 2) y localizada inicialmente en el norte de la Península y Aragón. Se caracteriza por tener el ARN un 20% diferente a la cepa clásica (y posiblemente con genética cercana a los calicivirus apatógenos). Podría ser una variante o la misma cepa francesa original detectada en 2010 en Francia (Le Gall-Reculé *et al.*, 2013).

A diferencia de la RHDV, que afecta a conejos de más de 6-8 semanas, la nueva RHDVb produce mortalidades del 40-50% a los gazapos de 11-30 días (Dalton *et al.*, 2012 y 2014, en cunicultura), por lo que se podría esperar un menor reclutamiento de las clases adultas y reproductoras de los conejos. Presenta una variante antigénica diferente, por lo que los conejos infectados con una cepa no estarían protegidos de la otra (los conejos carecerían de inmunidad generada por el contacto con la cepa contraria). Y la vacunación frente a la clásica no protegería de la nueva (Dalton *et al.*, 2014).

La nueva cepa se ha propagado por gran parte de la Península sin aparente intervención de vectores (Abrantes *et al.*, 2013; Dalton *et al.*, 2014). Por ejemplo, 12 de los 14 conejos de monte recogidos en 2013 dentro del Proyecto Life+ IBERLINCE en áreas de distribución del lince ibérico de Jaén, Sevilla y Huelva dieron positivo a la nueva cepa, y habría más provincias separadas geográficamente afectadas.

Las dos cepas parecían coexistir al irrumpir la nueva, pero actualmente podría haber un predominio de la nueva respecto a la clásica (Calvete *et al.*, 2014). El mismo autor sugiere que la RHDVb podría ser el principal, si no el único, factor causal implicado en los brotes de RHD en cunicultura en el futuro próximo. En cunicultura la vacuna que se usa para la nueva cepa parece funcionar, pero está por estudiar si la circulación rápida del virus en poblaciones silvestres densas (el mecanismo que podríamos considerar «equivalente» a la vacuna en estas poblaciones) funciona (Calvete, 2006b). Especialmente porque la nueva cepa parece acantonarse con facilidad (Calvete, com. personal).

Todo esto hace que podamos estar ante la tercera gran crisis epidemiológica del conejo de monte. Así, algunos datos sugieren fuertes descensos, como en Aragón, Sierra de Andújar, Doñana o en las bolsas de los cazadores de varias provincias, aunque también hay poblaciones que parecen no estar afectadas (Delibes-Mateos, 2014). A fecha de publicación de este Manual no se conoce bien cómo evolucionará la nueva cepa, ni cómo interactúan ambas cepas, y menos

en poblaciones silvestres, por lo que resulta prematuro elaborar recomendaciones específicas para los gestores. No obstante, hay expertos que consideran que esta nueva variante no modifica el escenario general de precauciones que deben tenerse en cuenta a la hora de abordar traslocaciones u otros manejos de poblaciones de conejo y que han sido ampliamente difundidas (Villafuerte, com. pers.).

En el Grupo de Trabajo sobre sanidad de poblaciones del III Seminario Internacional sobre conejo de monte-I Seminario Internacional LIFE+ Iberlince (Beja, Portugal, octubre 2013), se propusieron algunas recomendaciones en el marco de las acciones del proyecto:

- Desaconsejar la traslocación de conejos a no ser por causa de fuerza mayor (como es el caso de los programas de conservación del lince ibérico).
- En caso de realizar movimientos, no vacunar a los conejos frente a la nueva cepa con la vacuna francesa (la inmunización requiere dos dosis y aplicarlas sería inviable en las traslocaciones).
- Estudiar las cepas circulantes y el estatus inmunitario de las áreas fuente y receptora.
- Realizar una autovacuna para inmunizar a los conejos en el área fuente (podría ser poco viable, porque los conejos son silvestres y se capturan justo antes de traslocarse).
- Realizar IKAs a partir del mes de febrero (época en que afecta la cepa clásica) para detectar conejos de monte que puedan verse afectados por la enfermedad y tomar muestras de hígado para su análisis. Estas fechas han sido escogidas porque es la época en la que las poblaciones de conejo se ven afectadas por la cepa clásica.

En la misma línea, recomendamos a los gestores de cotos que comuniquen la detección de conejos muertos con síntomas de RHD, especialmente gazapos y, si es posible, los entreguen a las mismas autoridades para su análisis y contribución al conocimiento de la evolución de la nueva enfermedad.



Figura 10.6. Gazapo muerto que, tras el análisis, presentaba la nueva cepa de la EHV (primavera de 2012).

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 10.6). 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 noreste 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 presente 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 o porque son favorecidas por su mayor resistencia a las enfermedades o mejor adaptación al hábitat disponible.



Figura 10.7. 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.c.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).

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. Andújar)
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 hetero-

cigosis 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 poblaciones 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 ninguna 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 podrían encontrar 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 10.8. 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 trasladar 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 podría 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 Andújar (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 (Andújar), 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 que suelen asociarse a las traslocaciones de individuos, y serían 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 parecía ser efectivo en Gran 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).



Figura 10.9. Suelta de conejo de monte en un vivar de tubos.

Las campañas de vacunación son más costosas, y podrían parecer 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 autores 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). Otros 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 se ensa-

yó 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). Pero, esta vacuna recombinante finalmente no fue autorizada por la Agencia Europea del Medicamento.

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:

1. Vacuna homóloga: son vacunas obtenidas a partir del virus de la mixomatosis. Su eficacia media oscilaría 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.
2. 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 sería menor que las vacunas homólogas (60-70%), pero sus efectos secundarios también son inferiores. Es la vacuna recomendable en caso de vacunar.

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 desarrolló una vacuna recombinante a partir de virus de la mixomatosis que expresan la proteína VP60 presente en la cápside del RHDV (Bárcena *et al.*, 2000), de modo que fuera 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 produjera la inmunización de otros conejos ya que estaría probada la transmisión horizontal de la inmunidad (Torres *et al.*, 2001). Ya sea por el hecho de que el virus se propagaría a lugares en los que el conejo es una especie que



Figura 10.10. El huroneo o bicheo es una práctica habitual para capturar conejos en las traslocaciones.

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) este virus-vacuna recombinante no fue autorizado por la Agencia Europea del Medicamento. 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.

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 usuales 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 receptora y operaciones posteriores de mantenimiento.



Figura 10.11. Suelta de conejos en una repoblación en área de presencia ocasional de linco.

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 sería tomar la zona más próxima geográficamente a la población receptora, manteniendo los linajes mitocondriales A y B. Sin embargo, desde este punto de vista, este método no sería del todo adecuado, ya que el ADN mitocondrial no contiene información que influya sobre la capacidad de adaptación al medio, por lo que sería 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 sería mejor hacerlo atendiendo a la 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. Por ejemplo, dentro del linaje mitocondrial B existirían 3 poblaciones de este tipo: Mallorca, Lérida y La Rioja. Mientras que dentro del linaje A destacaríamos la población de Cádiz. El resto de poblaciones analizadas procederían 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 podrían 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. Por ejemplo, tanto desde el punto de vista genético como inmunológico se desaconsejaría, dados los datos de nuestro estudio, el empleo de conejos procedentes de Toledo1 para la repoblación de zonas fuera del grupo mencionado 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.

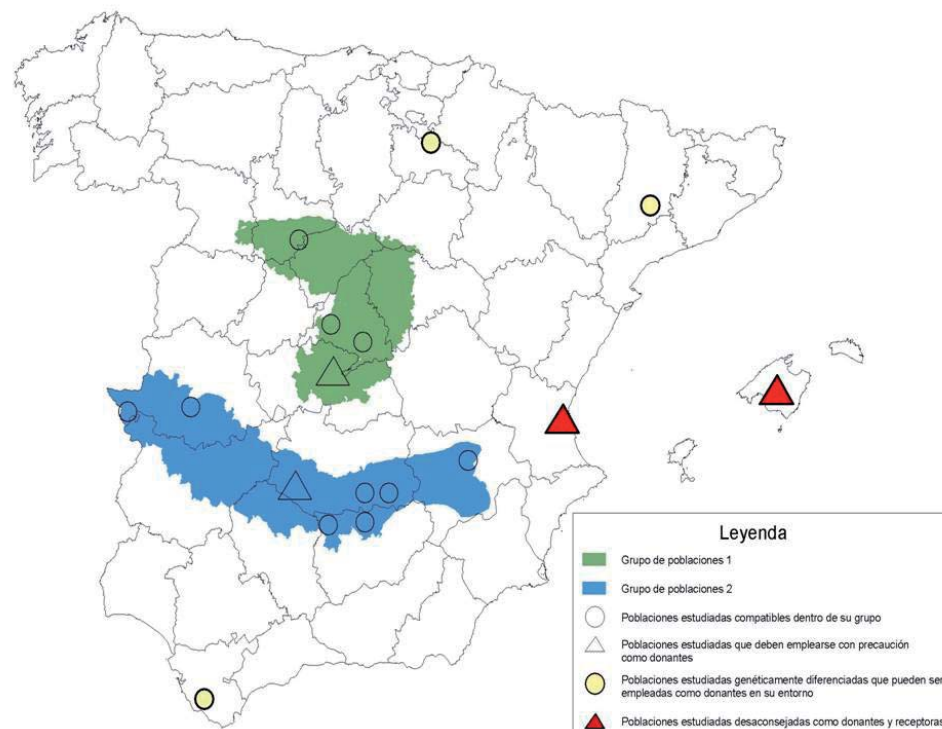


Figura 10.12. Grupos de poblaciones compatibles establecidos durante el estudio.

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, debería 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 (Ne) 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 sería conveniente la vacunación.



Referencias bibliográficas

Referencias bibliográficas

- Abrantes, J.; Lopes, A.M.; Dalton, K.P.; Melo, P.; Correia, J.J.; Ramada, M.; Alves, P.C.; Parra, F.; Esteves, P.J. 2013. New Variant of Rabbit Hemorrhagic Disease Virus, Portugal, 2012–2013. *Emerging Infectious Diseases* www.cdc.gov/eid Vol. 19, No. 11, November 2013.
- 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.
- Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist*, 26: 130-41.
- Angulo, E. 2001. When DNA research menaces diversity. *Nature*, 410: 739.
- Angulo, E. 2003. Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 148 pp. <http://biblioteca.ucm.es/tesis/bio/ucm-t26821.pdf>
- 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.
- Arenas, R. 1993. La importancia de las mallas cinegéticas en la ecología de la fauna salvaje de Sierra Morena. En Arenas, A. y Perea, A. (eds.): *El ciervo en Sierra Morena*. Universidad de Córdoba, 105-119.

- Arenas, A. J.; Astorga, R. J.; García, I.; Varo, A.; Huerta, B.; Carbonero, A.; Cadenas, R.; Perea, A. 2006. Captive breeding of wild rabbits: techniques and population dynamics. *Journal of Wildlife Management*, 70(6): 1801-1804.
- Arenas, A.; Astorga, R.; Huerta, B.; Borge, C.; Carbonero, A.; García, I.; Perea, A. 2007. Myxomatosis and Rabbit Haemorrhagic Disease in wild rabbit: efficacy of a control program in Mediterranean habitats in southern Spain. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Veterinary Medicine*, 64(1-2): 42-44.
- Argüello, J.L.; Llano, A.; Pérez-Ordoyo García, LL. 1998. Enfermedad vírica hemorrágica del conejo en España. *Medicina Veterinaria*, 5 (12): 645-650.
- Armenteros, J.A., Barasona, J.A., Goadella, M. Acevedo, P., Górtazar, C., Vicente, J. 2013. Una propuesta para considerar aspectos sanitarios en la regulación cinegética. *Ecosistemas*, 22(2):54-60. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.09
- 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.
- Asociación Española de Fotógrafos de Naturaleza. *Decálogo ético*. http://www.aefona.org/quienes_somos/codigo_etico
- 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.
- Barrio, I. C.; Bueno, C. G.; Tortosa, F. S. 2010. Alternative food and rabbit damage in vineyards of southern Spain. *Agriculture, ecosystems & environment*, 138(1): 51-54.
- Basora, X.; Sabaté, X. 2006. Custodia del territorio en la práctica. Manual de introducción a una nueva estrategia participativa de conservación de la naturaleza y el paisaje. Fundació Territori i Paisatge Obra Social Caixa Catalunya y Xarxa de Custòdia del Territori.
- 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.
- Benito, F. 2008. El control de la depredación y el control de los depredadores. Métodos físicos y químicos. En: Garrido, J.L. (ed.). *Especialista en control de depredadores*. Col: Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza. FEDENCA-Escuela Española de Caza. Madrid. 285 pp
- 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: origin of systematic heteroplasmy and organization of diversity in European rabbits. *Journal of Molecular Evolution*, 33: 92-102.
- Blanco, J. C. 1994. Influencia de los cercados en la fauna no cinegética. En *Vallados cinegéticos. Incidencia ambiental, social y económica*. CODA nº 1, Madrid.
- 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: 223-233.6
- 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. Resolves 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.
- Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J.; Virgós, E. 2009. The Declines of the Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Spain: Redirecting Conservation Efforts. En: Jason B. Aronoff (Ed.). *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*, pp. 283-310. Editorial Hardcover Nova Science Publishers.
- Cabezas-Díaz, S.; Virgós, E.; Mangas, J.G.; Lozano, J. 2011. The presence of a "competitor pit effect" compromises wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) conservation. *Animal Biology*, 61(3): 319-334.
- Cabral, M. J.; Almeida, J.; Almeida, P. R.; Dellinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M. E.; Palmeirim, J. M.; Queiroz, A. I.; Rogado, L.; Santos-Reis, M. 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- 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. 2008. La predación sobre el conejo de monte. En: Garrido, J.L. (ed.). *Especialista en control de predadores*. Col: Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza. FEDENCA-Escuela Española de Caza. Madrid. 285 pp.
- Calvete, C.; Sarto, P.; Calvo, A.J.; Monroy, F.; Calvo, J.H. 2014. Could the new rabbit haemorrhagic disease virus variant (RHDVb) be fully replacing classical RHD strains in the Iberian Peninsula? *World Rabbit Sci.*, 22: 91-91.
- 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, Nicolás Guzmán, J., Rodríguez, A. 200). *Lynx pardinus* (Temminck, 1827). Pp. 345- 347. En: Palomo, L. J., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. 586 pp.
- 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.
- Carbone, C.; Christie, S.; Conforti, K.; Coulson, T.; Franklin, N.; Ginsberg, J.R.; Griffiths, M.; Holdens, J.; Kawanishi, K.; Kinnaird, M.; Laidlaw, R.; Lynam, A.; Macdonald, D.W. Martyrs, D.; McDougal, C.; Nath, L.; O'Brien, T.; Seidensticker, J.; Smith, D.J.L.; Sunquist, M.; Tilson, R. y Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4: 75-79.
- Carpio, A.J.; Guerrero-Casado, J.; Ruiz-Aizpurua, L.; Vicente, J.; Tortosa, F.S. 2014. The high abundance of wild ungulates in a mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology*, 20():161-166
- Catalán, I.; Rodríguez-Hidalgo, P.; Tortosa, F. S. 2008. Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *European Journal of Wildlife Research*, 54(3), 449-453.
- Caughley, G. 1981. Overpopulation. En: Jewell, P., Holt, S., Hart, D. (eds), *Problems in management of locally abundant wild mammals*, pp.7-19. Academic, New York. USA.
- 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.
- Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. 2004. 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 Agricultura y Desarrollo Rural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 2009. Decreto 10/2009, de 10/02/2009, por el que se declara el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) como especie cinegética de interés preferente y se aprueba el Plan General de la especie en Castilla-La Mancha. Diario Oficial de Castilla-La Mancha, nº 30, de 13 de febrero de 2009: 5708-5753.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de la Junta de Andalucía. 2013. Protección del estado sanitario del lince ibérico: manejo del ganado y sneamiento de los animales de producción. Tríptico divulgativo del proyecto Life+ IBERLINCE.
- 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 road-sides 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 iberica* 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.
- Crooks, K.R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*, 16: 488-502.

- D'Amico, M.; Tablado, Z.; Revilla, E.; Palomares, F. 2014. Free housing for declining populations: Optimizing the provision of artificial breeding structures. *Journal for Nature Conservation*, 22(4): 369-376.
- Dalton, K.P.; Nicieza, I.; Balseiro, A.; Muguerza, M.A.; Rosell, J.M.; Casais, R. 2012. Variant rabbit hemorrhagic disease virus in young rabbits, Spain. *Emerg Infect Dis.* 18:2009–12.
- Dalton, K.P.; Nicieza, I.; Abrantes, J.; Esteves, P.J.; Parra, F. 2014. Spread of new variant RHDV in domestic rabbits on the Iberian Peninsula. *Veterinary Microbiology*, 169 (67–73).
- 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.
- Delibes-Mateos, M., Ramírez, E., Ferreras, P. & Villafuerte, R., 2008a. Translocations as a risk for the conservation of European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* lineages. *Oryx*, 42: 259-264.
- Delibes-Mateos, M.; Ferreras, P.; Villafuerte, R. 2008b. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit hemorrhagic disease in central-western Spain. *Biodiversity and Conservation*, 17: 559-574.
- Delibes-Mateos, M.; Delibes, M.; Ferreras, P.; Villafuerte, R. 2008c. The key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, 22: 1106–1117.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Márquez, A.L.; Vargas, J.M. 2009a. Long-term changes in game species over a long period of transformation in the Iberian Mediterranean landscape. *Environmental Management*, 43(6): 1256-1268.
- Delibes-Mateos M, Ferreras P and Villafuerte R. 2009b. European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review*, 39(2): 124-140.
- Delibes-Mateos, M.; Ferreras, P.; Villafuerte, R. 2009c. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in centralsouthern Spain: why they do not match? *European Journal Wildlife Research*, 55: 65-69.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Vargas, J.M. 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*, 37:169-176.
- Delibes-Mateos, M.; Ferreira, C.; Escudero, M.; Carro, F.; Gortázar, C. 2014. ¿Estamos ante otra crisis del conejo? Revista *Trofeo* junio 2014
- Díaz, E. 2004. Modelización de la calidad del hábitat para la perdiz roja silvestre (*Alectoris rufa*): el caso de Las Enchanchas (Ciudad Real). Proyecto fin de carrera. Universidad de Lleida.
- Díaz-Fernández, S.; Arroyo, B.; Casas, F.; Martínez-Haro, M.; Viñuela, J. 2013. Effect of game management on wild red-legged partridge abundance. *PLoS one*, 8(6): e66671.
- Díaz-Ruiz, F., Ferreras, P. 2013. Conocimiento científico sobre la gestión de depredadores generalistas en España: el caso del zorro (*Vulpes vulpes*) y la urraca (*Pica pica*). *Ecología*, 22(2):40-47. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.07.
- 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: pre-liminary comparison between some domestic and wild animals. *Génet. Séla. Évol.* 19: 279-288.
- Fahrig, L.; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8: 59-59.
- 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.; Aldama, J.J.; Beltrán, J.F. y 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.; 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-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Guil, F.; San Miguel-Ayanz, A. 2010. Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *European Journal of Wildlife Research*, 56(6): 829-837.
- Fernández-Olalla, M. 2011. Seguimiento y gestión de sistemas depredador-presa: aplicación a la conservación de fauna amenazada. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Ferrand, N. 1995. Variação genética de proteínas em populações de coelho (*Oryctolagus cuniculus*). Tesis Doctoral Inédita, Universidade do Porto.
- Ferreira, C.; Célio, P. 2009. Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* algericus) populations in Mediterranean ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 55:487-496.
- Ferreira, C.; Paupério J.; Alves P.C. 2010. The usefulness of field data and hunting statistics in the assessment of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) conservation status in Portugal. *Wildlife Research*, 37: 223-229.

- Ferreira, C.; Touza, J.; Rouco, C.; Díaz-Ruiz, F.; Fernández-de-Simón, J.; Ríos-Saldaña, C. A., et al. 2014. Habitat management as a generalized tool to boost European rabbit *Oryctolagus cuniculus* populations in the Iberian Peninsula: A cost-effectiveness analysis. *Mammal Review*, 44(1), 30–43.
- 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. 2008. Funciones de la depredación en los ecosistemas naturales. En: Garrido, J.L. (ed.). *Especialista en control de predadores*. Col: Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza. FEDENCA-Escuela Española de Caza. Madrid. 285 pp.
- 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.
- Focardi, S.; Capizzi, D.; Monetti, D. 2000. Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *Journal of Zoology*, 250(3): 329-324.
- Forman, R.; Sperling, D.; Bissonette, J.A.; Clevenger, A.P.; Cutshall, C.D.; Dale, V.H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C.R.; Heanue, K.; Jones, J.A.; Swanson, F.J.; Turrentine, T. Y Winter T.C. 2003. Road Ecology. Science and Solutions. Island Press, Washington, DC. 479 pp.
- 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 CBD-Hábitat. 2011. Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo.
- Fundación CBD-Hábitat. 2013. Buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo para la conservación de especies amenazadas. Memoria técnica final inédita. Fundación Biodiversidad-MAVA Fondation pour la Nature.
- 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.
- Fundación Oso Pardo. *Turismo con osos*. Desde <http://www.fundacionosopardo.org/index.php/turismo-con-osos/>
- 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, F.J.; Orueta, F.J.; Aranda, Y. 1998. Permeabilidad de los vallados cinegéticos de caza mayor. Efecto barrera e implicaciones para la conservación de especies amenazadas. *Galemys*, 10: 109-119.
- 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. y Gisbert, J. 1986. Causas de mortalidad del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena. En: *Naturaleza y Sociedad*, pp. 183-185. *Aportaciones a las Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España, Oviedo, 27-29 Noviembre, 1986*. Principado de Asturias.
- García Perea, R. 1997. Phylogeny and conservation of Iberian lynxes. *Cats News*, 27: 23-24.
- García-Perea, R. 2000. Survival of injured Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and non-natural mortality in central-southern Spain. *Biological Conservation*, 93: 265-269.
- Garrote, G.; Perez de Ayala, R.; Pereira, P.; Robles, F.; Guzmán, N.; García, F.J.; Iglesias, M.C.; Hervás, J.; Fajardo, I.; Simón, M.; Barroso, J.L. 2010. Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research*, 57: 355-362.

- Gaudioso, V. R.; Sánchez C.; Prieto, R.; Bartolomé, D. J.; Pérez, J. A.; Alonso, M. E. 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European Journal of Wildlife Research*, 56(4): 591-599.
- 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.
- Gil-Sánchez, J.M.; Ballesteros-Duperón, E.; Bueno-Segura, J.F. 2006. Feeding ecology of the Iberian lynx *Lynx pardinus* in eastern Sierra Morena (Southern Spain). *Acta Theriologica* 51: 85-90.
- Gil-Sánchez, J.M.; Moral, M.; Bueno, J.; Rodríguez-Siles, J.; Lillo, S.; Pérez, J.; Martín, J.M.; Valenzuela, G.; Garrote, G.; Torralba, B.; Simón-Mata; M.A. 2011. The use of camera trapping for estimating Iberian lynx (*Lynx pardinus*) home ranges. *European Journal of Wildlife Research* DOI 10.1007/s10344-011-0533-y.
- Godinho, S.; Mestre, F.; Ferreira, J.P.; Machado, R.; Santos, P. 2013. Effectiveness of habitat management in the recovery of low-density populations of wild rabbit. *European Journal of Wildlife Research*, 59(6): 847-858.
- Godoy, J.A.; Casas-Marce, M.; Fernández, J. 2009. Genetic issues in the implementation of the Iberian lynx *Ex situ* Conservation Programme. En: Vargas, A.; Breitenmoser, C.; Breitenmoser, U. (eds.). 2009. *Iberian Lynx Ex situ Conservation: an interdisciplinary approach*. Fundación Biodiversidad, Madrid, Spain.
- 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-Oreja, J.A. 1998. Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain). *Miscellanea Zoologica* 21: 31-35.
- 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.
- Gortázar, C.; Vicente, J.; Samper, S.; Garrido, J.M.; Fernández-de-Mera, I.; Gavín, P.; Juste, R.A.; Martín, C.; Acevedo, P.; de la Puente, M.; Höfle, U.. 2005. Molecular characterization of *Mycobacterium tuberculosis* complex isolates from wild ungulates in South-central Spain. *Veterinary Research*, 36: 43-52.
- 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.
- Guerrero-Casado, J.; Letty, J.; Tortosa, J.S. 2013a. European rabbit restocking: a critical review in accordance with IUCN (1998) guidelines for re-introduction. *Animal Biodiversity and Conservation*, 36.2: 177-185
- Guerrero-Casado, J.M. 2013b. Restocking a keystone species in a biodiversity hotspot: Recovering the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Sierra Morena (Spain). Tesis doctoral. Departamento de Zoología. Universidad de Córdoba. Córdoba. 190 pp. http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/title/recovering-keystone-species-in-biodiversity-hotspot-the-european-rabbit-oryctolagus/id/57801592.html
- Guil, F.; Higuero, R.; Moreno-Opo, R. 2014a. European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) restocking: Effects on abundance and spatial distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 38(3): 524-528.

- Guil, F.; Fernández-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Agudín, S.; San Miguel-Ayán, A. 2014b. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>.
- 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.
- Hanophy, W. 2009. Fencing with Wildlife in Mind. Colorado Division of Wildlife, Denver, CO. 36 pp.
- 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 virally vectored immunoneutralization. *Journal of Reproductive Immunology*, 71 (2): 102-111.
- Harrington, J.L.; Conover, M.R.. 2006. Characteristics of ungulate behavior and mortality associated with wire fences. *Wildlife Society Bulletin*, 34(5): 1295-1305.
- 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.
- Herruzo, A. C.; Martínez-Jáuregui, M. 2013. Trends in hunters, hunting grounds and big game harvest in Spain. *Forest Systems*, 22(1): 114-122.
- 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. 2003. International Association of Fish and Wildlife Agencies. Best management practises for trapping coyotes in the eastern 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.
- Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas de Portugal. Rede Natura 2000. <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000>. Consultas en Octubre de 2014.
- International Organization for Standardization, 1999. ISO 10990-5: Animal (Mammal) traps Part 5: Methods for testing restraining traps. Technical Committee 191 (Canada).
- International Union for Conservation of Nature. 2002. 2002 IUCN Red List of Threatened Species. *Species*, 38: 6-7.
- Iossa, G., Soulsbury, C.D., Harris, S. 2007. Mammal trapping: a review of animal welfare standards of killing and restraining traps. *Animal Welfare*, 16:335-352.
- Jiménez, J.; Carrasco, M.; Feliu, J. 2014. Estima de la población de nutria en las Tablas de Daimiel mediante captura-recaptura espacial y muestreo de distancias. *Galemys*, 26.
- 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 arboledos 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.
- Lavazza, A. et al. 2013. Viral diseases update. First LIFE+ Iberlince Workshop. Beja, Portugal, 23-15 octubre 2013.
- Lande, R.; Saether, B.E.; Engen, S. 1997. Threshold harvesting for sustainability of fluctuating resources. *Ecology*, 78: 1341-1350.
- Le Gall-Reculé, G. ; Zwingelstein, F.; Laurent, S.; de Boisseson, 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.
- Le Gall-Reculé, G.; Zwingelstein, F.; Boucher, S.; Le Normand, B.; Plassiart, G; Portejoie, Y.; Decors, A.; Bertagnoli, S.; Guérin, J.L.; Marchandeu, S. 2011. Detection of a new variant of rabbit haemorrhagic disease virus in France. *Vet Rec*, 5:137-138.

- Le Gall-Recule, G.; Lavazza, A.; Marchandeu, S.; Bertagnoli, S.; Zwingelstein, F.; Cavadini, P.; Martinelli, N.; Lombardi, G.; Guerin, J.L.; Lemaitre, E.; Decors, A.; Boucher, S.; Le Normand, B.; Capucci, L. 2013. Emergence of a new lagovirus related to Rabbit Haemorrhagic Disease Virus. *Veterinary Research*, 44:81.
- Letty, J.; Marchandeu, 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.; Marchandeu, 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.; Marchandeu, S.; Claubert, J. 2003. Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalian Biology*, 68: 250-255.
- LIFE+ IBERLINCE. 2013a. Conclusiones del Grupo de Trabajo sobre salud de las poblaciones. III Seminario Internacional sobre el conejo Silvestre Presente y future de las poblaciones de conejo de monte en Portugal y España- I Seminario Life+ Iberlince. Beja (Portugal). 23-25 de Octubre de 2013.
- LIFE+ IBERLINCE. 2013b. Informe de progreso del proyecto Life+10/NAT/E/570 Recuperación de la distribución histórica del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal. Inédito.
- LIFE+ IBERLINCE. 2014. *Noticias*. Página web del proyecto Life+10/NAT/E/570 Recuperación de la distribución histórica del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal. www.iberlince.eu.
- LIFE+ PRIORIMANCHA. 2011a. Trampeo de especies cinegéticas predatoras. Método de captura Collarum. www.priorimancha.es.
- LIFE+ PRIORIMANCHA. 2011b. Manejo de especies cinegéticas predatoras. Método de captura Collarum. www.priorimancha.es.
- Lindenmayer, D.B.; Cunningham, R.B.; Pope, M.L. 1999. A large-scale "experiment" to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation*, 88: 387-403.
- 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.
- Lombardi, L.; Fernández, N.; Moreno, S. 2007. Habitat use and spatial behavior in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology*, 8: 453-463.
- 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.
- López-Ontiveros, A. 1991. Algunos aspectos de la evolución de la caza en España. *Agricultura y Sociedad*, 58: 13-51.
- Lucio, A. 1991. Ordenación y gestión en caza menor. *Manual de ordenación y gestión cinegética*. IFEBA, Badajoz, 219-255.
- Mace, G.M. 1986. Genetic management of small populations. *International Zoo Yearbook*, 25:167-174.
- Mader, H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29: 81-96.
- Margalef, R. 1989. Ecología. Omega. Barcelona.
- Margalida, A.; Sánchez-Zapata, J.A.; Blanco, G.; Hiraldo, F.; Donazar, J.A. 2014. Diclofenac Approval as a Threat to Spanish vultures. *Letter to Conservatio Biology*, 28(3): 631-632.
- Maroto, J.V. 1998. Historia de la agronomía. Mundi-Prensa. Madrid.
- Martins, H.; Barbosa, H.; Hodgson, M.; Borralo, 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.
- Meli, M.I.; Cattori, V.; Martínez, F.; López, G.; Vargas, A.; Simón, M.A.; Zorrilla, I.; Muñoz, A.; Palomares, F.; López-Bao, J.V.; Pastor, J.; Tandon, R.; Willi, B.; Hoffmann-Lehmann, R.; Lutz, H. 2009. Feline Leukemia Virus and other pathogens as important threats to the survival of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *PLoS ONE*, 4: e4744.

- Millán, J.; Candela, M.G.; Palomares, F.; Cubero, M.J.; Rodríguez, A.; Barral, M.; Fuente, J.; Almería, S.; León-Vizcaíno, L. 2009. Disease threats to the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *The Veterinary Journal*, 182: 114-124.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006. Anuario de estadística agroalimentaria (en www.mapa.es).
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2011a. Plan de Vigilancia Sanitaria de la Fauna Silvestre. Madrid
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2011b. Directrices técnicas para la captura de especies cinegéticas predatoras: homologación de métodos de captura y acreditación de usuarios. Documento Aprobado por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente de 13 de julio de 2011. Madrid.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014a. Biodiversidad/Espacios Naturales Protegidos/Red Natura 2000. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_espana.aspx.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014b. Documentos del Grupo de Trabajo sobre fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/fragm-documentos-grupo-trabajo.aspx>
- Moleón, M.; Sánchez-Zapata, J. A.; Gil-Sánchez, J. M.; Barea-Azcón, J. M.; Ballesteros-Duperón, E.; Virgós, E. 2011. Laying the Foundations for a Human-Predator Conflict Solution: Assessing the Impact of Bonelli's Eagle on Rabbits and Partridges. *PLoS one*, 6(7): e22851.
- Monzón, A.; Fernandes, P.; Rodrigues, N. 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, 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.
- Moreno-Opo, R., Margalida, A., Garcia, F., Arredondo, A., Rodriguez, C., Gonzalez, L.M. 2012. Linking sanitary and ecological requirements in the management of avian scavengers: effectiveness of fencing against mammals in supplementary feeding sites. *Biodiversity and Conservation*, 21:1673-1685.
- 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-Cobos, J.; Azorit, C. 1996. Amenazas de los cercados para la fauna. *Ecosistemas*, 16: 22-25.
- 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.
- O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, K.U. 2011. Camera traps in animal Ecology. Methods and Analyses. Springer. 271 pp.
- 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.
- Pedersen, A.B.; Jones, K.E.; Nunn, C.L.; Altizer, S. 2007. Infectious diseases and extinction risk in wild mammals. *Conservation Biology*, 21: 1269-1279.
- Pereira, P.; Rodríguez, J.L. 2003. El lince ibérico. Un tesoro expoliado. Edilesa. León.
- Pineda, F. D. 2001. Intensification, rural abandonment and nature conservation in Spain. In R. G. H. Bunce, M. Pérez-Soba, B. S. Elbersen, M. J. Prados, E. Andersen, & M. Bell, *et al.* (Eds.), *Examples of European agri-environment schemes and livestock systems and their influence on Spanish cultural landscapes*, *Alterra-rapport* No. 309 (pp. 23-46). Alterra: Wageningen.
- 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 multilocus 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.
- Putman, R.J. 1984. Facts from faeces. *Mammal Review*, 14(2): 79-97.
- 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.
- Rastreo E.U. *Código ético de rastreo de fauna*. Desde <http://www.rastreo.eu/Portals/0/PDF/C3%B3digo%20C3%A9tico.pdf>.
- 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 game bird hunting and Biodiversity. V Forework Program of the European Union. Proposal number: EKV-2000-00637. Project Coordinator: J. Viñuela.
- Rehr, W. 1989. Investigations into the influence of roads on genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. En: Langton, T.E.S. (Ed.); *Amphibians and Roads. Proceedings of the Toad Tunnel Conference*. ACO Polymer Products Ltd, Shefford, Bedfordshire, Reino Unido. pp: 101-103
- 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, geoserias 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.; Jackson, 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. 2012. Lince ibérico – *Lynx pardinus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., and Salvador, A. (Eds.). Madrid, España: Museo Nacional de Ciencias Naturales. Disponible desde: <http://www.vertebradosibericos.org/>
- 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.
- Román, J. 2009. La gestión forestal en Doñana. Eucaliptos, pinos y monte mediterráneo. Una decidida apuesta por el matorral noble. *Quercus*, 283 (septiembre 2009): 36-41.
- 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.
- Rosell, C.; Alvarez, G. 2003. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España. Informe nacional Acción COST 341. Comisión Europea-DGCN-U. Barcelona. Disponible desde http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/fragm_documentos_grupo_trabajo.aspx.
- Rouco, C. 2008. Restauración de las poblaciones de conejo de monte y mejora de la gestión para su conservación. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha.
- Rouco, C.; Ferreras, P.; Castro, F.; Villafuerte, R. 2008. The effects of exclusion of terrestrial predators on short-term survival of translocated European wild rabbits. *Wildlife Research*, 35(7): 625-632.
- Rouco, C.; Villafuerte, R.; Castro, F.; Ferreras, P. 2011. Effect of artificial warren size on a restocked European wild rabbit population. *Animal Conservation*, 14(2): 117-123.
- 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 Jiménez, G.; López Parra, M.; Fernández Pena, L.; Ramajo Rodríguez, L.; Simón Mata, M.A. 2013. Fundamentos para la toma de decisiones en las adecuaciones para fomentar la conectividad en Doñana-Aljarafe para el lince ibérico: situación previa, planificación de los trabajos y resultados de las actuaciones realizadas en el marco de los proyectos LIFE en Andalucía (2002-2012). Ponencia en: *Grupo de Trabajo de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. Jornadas técnicas sobre conectividad ecológica y vías de transporte*. Cáceres 13-14 de noviembre de 2013. Ruíz-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.
- Sabaté, X.; Basora, X.; O'Neil, C.; Mitchell, B. 2013. Conservar la naturaleza entre todos. La custodia del territorio, una herramienta para implicar la sociedad en la gestión del patrimonio natural en Europa. *Documentos LandLife*. 1ª edición 2013.
- 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.
- Saura, S.; Gurrutxaga, M; Mateo, M.C. 2013. Conectividad ecológica y vías de transporte. Ponencia en: *Grupo de Trabajo de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. Jornadas técnicas sobre conectividad ecológica y vías de transporte*. Cáceres 13-14 de noviembre de 2013.
- 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 silvicultura. 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 comparison: 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: González, 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.
- Simón, M. *et al.* 2012. Diez años de conservación del lince ibérico. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 328 pp.
- Smith, A.T.; Boyer, A.F. 2008. *Oryctolagus cuniculus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 22 October 2014.
- 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.
- Tellería, J.L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Raíces, Madrid.
- 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.; Pa-gès-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.
- Valladares, F. (ed.). 2005. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Serie Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- 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 apeldoorn, R.C. 1997. Fragmented mammals: What does mean? En Canters, K. (Ed.); *Habitat Fragmentation and Infrastructure*. Maastricht The Hague. pp: 121-126.
- 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.; Mougél, 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.
- Vargas, A.; Breitenmoser, C.; Breitenmoser, U. (Eds.). 2009. Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach. Fundación Biodiversidad. Madrid.
- Vélez, R. (Coord.). 2000. La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid.
- Vercauteren, K.; Lavelle, M.; Hygnstrom, S. 2006. Fences and deer damage management: a review of designs and efficacy. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1) 191-200.
- 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.; Delibes-Mateos, M. 2007. *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). Pp. 490- 491. En: Palomo, L. J. Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM - SECEMU, Madrid.
- 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.; Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J. 2005. El declive del conejo en España. *Quercus*, 236: 16-20.
- Virgós, E.; Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J. 2008. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity and Conservation in Europe*, 7: 247-262.
- 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.
- Virgós, E.; Travaini, A. 2005. Relationship between Small-game Hunting and Carnivore Diversity in Central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3475-3486.
- 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.
- Wyoming Game and Fish Department. 2004. Fencing Guidelines for Wildlife Revised Version. *Habitat Extension Bulletin* No. 53. Wyoming Game and Fish Department. 12pp
- 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.
- Zorrilla, I.; Martínez, R.; Taggart, M.A.; Richards, N. 2014. Suspected Flunixin Poisoning of a Wild Eurasian Griffon Vulture from Spain. *Conservation Biology*, DOI:10.1111/cobi.12417.



CBD-Habitat
Fundación para la Conservación
de la Biodiversidad y su Hábitat



Life+IBERLINCE:
Recuperação da distribuição
histórica do Lince ibérico
(*Lynx pardinus*) em Espanha e
Portugal. (LIFE10NAT/ES/570).

Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*Lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*)



JUNTA DE ANDALUCÍA
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



2ª Edição

www.iberlince.eu

A primeira edição do presente manual foi elaborada no quadro do projeto LIFE02/NA-T/E/8617 “Conservação do Lince ibérico em Montes de Toledo-Guadalmena”, realizado pela Fundação CBD-Habitat em colaboração com a E.T.S.I. de Montes de Madrid, o Museu Nacional de Ciências Naturais e o Laboratório Forense de Fauna Silvestre. O projeto contou com a contribuição financeira da Direção-Geral para a Biodiversidade do Ministério do Ambiente, a Obra Social da Caja Madrid, Euronatur, Puleva, Fedenca, o Canal Caza e Pesca e a Almoraima S.A. e, na sua execução, com a assistência e apoio da Direção-Geral de Meio Natural da Junta de Comunidades de Castela-La Mancha.

A presente revisão e reedição foi levada a cabo dentro do projeto Life+10/NAT/E/000570 “Recuperação da distribuição histórica do lince ibérico em Espanha e Portugal” (IBERLIN-CE) com a colaboração de MAVA-Fondation pour la Nature.

Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*Lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*).

2ª Edição

Alfonso San Miguel Ayanz¹ (Coordenador)

Autores:

Fernando Alda Pons⁴; Sandra Agudín Menéndez²; Ignacio Doadrio Villarejo⁴; Mariana Fernández Olalla¹; Francisco M^a García Domínguez³; Paloma Garzón Heydt²; Luis Mariano González García³; Francisco Guil Celada²; Mauro Hernández Segovia⁵; Javier Inogés García²; Esperanza Jiménez del Río⁶; María Martínez Jáuregui¹; Jaime Muñoz Igualada¹; Carlos Rodríguez Vigil¹; Fernando Silvestre Barrio²

BENEFICIÁRIOS ASSOCIADOS



COFINANCIADOR



COLABORA NESTA EDIÇÃO



- 1 Departamento de Silvopascicultura, Escola Técnica Superior de Engenheiros de Montes, Universidade Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. E-28040 Madrid, Espanha.
- 2 Fundação CBD-Habitat. C/ Gustavo Fernández Balbuena, 2, Entreplanta A. 28002. Madrid.
- 3 Direção-geral de Qualidade e Avaliação Ambiental e Meio Natural do Ministério de Agricultura, Alimentação e Ambiente. Plaza de San Juan de la Cruz, s/n. 28071. Madrid.
- 4 Departamento de Biodiversidade e Biología Evolutiva. Museu Nacional de Ciências Naturais. Conselho Superior de Investigações Científicas. C/ José Gutiérrez Abascal, 2. E-28006 Madrid, Espanha.
- 5 Laboratório Forense de Fauna Silvestre. Edifício ALBA. C/ Rosa de Lima, 1. 28290 Las Matas (Madrid).
- 6 Corpo de Agentes do Ambiente da Junta da Andaluzia.

Índice



1. INTRODUÇÃO	15
2. O LINCE IBÉRICO (<i>Lynx pardinus</i> TEMMINCK, 1827). ASPETOS BÁSICOS DA SUA BIOLOGIA, MORTALIDADE E AMEAÇAS	21
2.1. INTRODUÇÃO	21
2.2. TAXONOMIA E DISTRIBUIÇÃO	21
2.3. BIOLOGIA	23
2.3.1. Morfologia. Sinais da sua presença	23
2.3.2. Alimentação. Relação com outros predadores	24
2.3.3. Territorialidade	27
2.3.4. Reprodução	28
2.3.5. Dispersão	29
2.3.6. Mortalidade e ameaças	31
2.3.7. Dinâmica de populações e estratégias de recuperação da espécie	34
3. O HABITAT DO LINCE-IBÉRICO	39
3.1. INTRODUÇÃO	39
3.2. CLIMA	41
3.3. TOPOGRAFIA, LITOLOGIA E SOLO	42
3.4. ÁGUA	44
3.5. VEGETAÇÃO	45
3.5.1. Vegetação potencial	45
3.5.2. Vegetação real	47
3.6. FAUNA	52
3.7. INFRAESTRUTURAS	53
3.8. ATIVIDADE HUMANA	58

REFERÊNCIA RECOMENDADA: San Miguel (Coord.). 2014 2ª Edição. Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*Lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*). Fundação CBD-Habitat. Madrid. Espanha.

2014. 2ª Edição

EDITA: Fundação CBD-Habitat.

ISBN: 978-84-608-3623-0

Depósito Legal: M-36034-2015

Impressão: Centro Gráfico Alborada

Proibida a reprodução total ou parcial por qualquer meio, mecânico ou eletrónico, sem autorização por escrito do editor.

As imagens incluídas pertencem a A. San Miguel, à Fundação CBD-Habitat e restantes autores, exceto quando se indique especificamente o nome do autor. Agradecemos que solicite autorização para a sua reprodução.

NOTA DO EDITOR (Abril 2015): Na conclusão da presente Manual O revisão dos Planos de recuperação do lince em Castilla - La Mancha e Estremadura, bem como o Plano de Acção de Portugal tinha sido submetido a informação pública. Por esta razão, é possível que os conteúdos relacionados com estas regras descritas no capítulo 5 não coincidam exatamente com os regulamentos em vigor na data da leitura.



4. O COELHO-BRAVO: A PRESA PRINCIPAL DO LINCE IBÉRICO	65	6. A GESTÃO DO HABITAT DO LINCE IBÉRICO	115
4.1. INTRODUÇÃO.....	65	6.1. INTRODUÇÃO.....	115
4.2. TAXONOMIA E DISTRIBUIÇÃO.....	66	6.2. GESTÃO DE MASSAS ARBORIZADAS: SILVICULTURA	115
4.3. MORFOLOGIA	67	6.2.1. Introdução. Tipos de tratamentos	115
4.4. ECOLOGIA	68	6.2.2. Tratamentos de regeneração	117
4.5. UTILIZAÇÃO DO TERRITÓRIO. OS VIVARES.....	70	6.2.2.1. Fustádios de folhosas	117
4.6. ALIMENTAÇÃO	73	6.2.2.2. Talhadias de folhosas	121
4.7. REPRODUÇÃO. DINÂMICA POPULACIONAL.....	77	6.2.2.3. Plantações de coníferas	124
4.8. MÉTODOS DE CÁLCULO DA ABUNDÂNCIA DE COELHOS.....	80	6.2.3. Tratamentos intermédios ou de melhoria	125
5. O ENQUADRAMENTO LEGAL PARA A CONSERVAÇÃO DO LINCE IBÉRICO	89	6.2.3.1. Folhosas	125
5.1. ANTECEDENTES HISTÓRICOS	89	6.2.3.2. Coníferas	125
5.2. O LINCE IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO INTERNACIONAL	91	6.2.4. Tratamentos derivados	128
5.2.1. Convénio CITES	91	6.2.4.1. Poda	129
5.2.2. O livro vermelho da UICN	92	6.2.4.2. Descortiçamento.....	132
5.3. O LINCE IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO EUROPEIA	92	6.3. GESTÃO DE PASTAGENS E ARBUSTOS: FRUTICULTURA	133
5.3.1. Convénio de Berna.....	92	6.3.1. Tipologia e características gerais	134
5.3.2. Diretiva 92/43/CEE. Rede Natura 2000.....	93	6.3.2. Manutenção de estrutura em mosaico.....	137
5.4. O LINCE IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO ESPANHOLA	95	6.3.3. Desbravamento.....	138
5.4.1. A Lei n.º 42/2007 Património Natural e a Biodiversidade	95	6.3.4. Repovoamento com espécies arbustivas ou subarbustivas.....	141
5.4.2. Decreto Real 139/2011	98	6.4. GESTÃO DE PASTOS HERBÁCEOS: PASCICULTURA.....	143
5.4.3. Situação do lince ibérico nos Catálogos Regionais de espécies ameaçadas das comunidades autónomas	98	6.5. GESTÃO DE CULTIVOS: AGRICULTURA.....	149
5.4.4. Estratégia Nacional para a Conservação do lince-ibérico	99	6.6. GESTÃO DO SOLO.....	154
5.4.5. Planos de recuperação.....	102	6.7. GESTÃO DA ÁGUA	156
5.4.5.1. Plano de recuperação do Lince ibérico na Estremadura (Ordem de 27 de maio de 2004).....	102	6.8. INFRAESTRUTURAS.....	158
5.4.5.2. Plano de recuperação do Lince ibérico em Castela-La Mancha (Decreto 276/2003).....	103	6.8.1. Estradas e trilhos florestais.....	159
5.4.5.3. Plano de recuperação do Lince ibérico na Andaluzia (Acordo de 18 de janeiro de 2001, de Conselho do Governo) ...	104	6.8.2. Cercas cinegéticas e pecuárias.....	161
5.5. O LINCE-IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO PORTUGUESA	106	6.8.3. Corta-fogos	163
5.5.1. Lei nº 19/2014, de 14 de abril, que define as bases da política ambiental	106	7. FOMENTO DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO	167
5.5.2. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (2005).....	107	7.1. INTRODUÇÃO.....	167
5.5.3. Plano de Ação para a Conservação do Lince-ibérico (<i>Lynx pardinus</i>) em Portugal	107	7.1.1. Populações caçáveis (com alta densidade).....	169
5.6. ACORDOS DE COLABORAÇÃO COM QUINTAS PRIVADAS, SOCIEDADES DE CAÇADORES E GESTORES DE CAÇA. A CUSTÓDIA DO TERRITÓRIO	109	7.1.2. Populações eventualmente caçáveis (com densidade média).....	171
		7.1.3. Populações não caçáveis (com densidade baixa).....	172
		7.2. GESTÃO DE POPULAÇÕES CAÇÁVEIS (DE ALTA DENSIDADE)	173
		7.2.1. Introdução	173
		7.2.2. Instalação, manutenção e melhoria de pontos de água	174
		7.2.3. Instalação e manutenção de comedouros artificiais para o coelho	178

7.2.4. Proteção de tocas naturais e fomento de refúgio para o coelho	180	9. A GESTÃO PECUÁRIA	257
7.2.5. Controlo epidemiológico das populações: vacinação de populações naturais e desparasitação de madrigueiras	184	9.1. INTRODUÇÃO.....	257
7.2.6. Translocações dentro da mesma coutada (captura e solta).....	185	9.2. EFEITOS DO GADO SOBRE O HABITAT DO LINCE.....	258
7.3. GESTÃO DE POPULAÇÕES EVENTUALMENTE CAÇÁVEIS (DE DENSIDADE MÉDIA)	186	9.3. PAUTAS GERAIS DE GESTÃO DO GADO NO HABITAT DO LINCE.....	260
7.3.1. Introdução	186	10. GESTÃO GENÉTICA E IMUNOLÓGICA PARA O MANUSEAMENTO DAS TRANSLOCAÇÕES E REINTRODUÇÕES DE COELHO (Oryctolagus cuniculus L., 1758) EM ESPANHA	265
7.3.2. Construção de refúgios artificiais	187	10.1. INTRODUÇÃO.....	265
7.3.3. Descrição da tipologia de refúgios utilizados.....	191	10.2. REVISÃO DE CONHECIMENTOS.....	266
7.3.3.1. Refúgios superficiais	191	10.2.1. Introdução à revisão	266
7.3.3.2. Refúgios subterrâneos	197	10.2.2. Origem do coelho	267
7.4. GESTÃO DE POPULAÇÕES QUE NÃO PODEM SER CAÇADAS (BAIXA DENSIDADE)	202	10.2.3. Importância do coelho.....	268
7.4.1. Considerações de ordem geral	202	10.2.4. Aspetos genéticos.....	270
7.4.2. Repovoamentos com cercado permanente.....	205	10.2.5. Doenças	271
7.4.3. Repovoamentos abertos.....	209	10.2.5.1. Mixomatose	271
7.4.4. Princípios de gestão focalizados no repovoamento.....	212	10.2.5.2. Doença Hemorrágica Viral do Coelho	272
7.4.5. Transporte e quarentenas de coelhos	213	10.3. CONTRIBUIÇÕES DO PROJETO DE INVESTIGAÇÃO “ESTUDO GENÉTICO E IMUNOLÓGICO DO COELHO-BRAVO:” IMPLICAÇÕES EPIDEMIOLÓGICAS E POPULACIONAIS DAS TRANSLOCAÇÕES E REINTRODUÇÕES”	276
7.4.6. O manuseamento	216	10.3.1. Aspetos genéticos	276
7.4.7. A solta dos coelhos no campo	217	10.3.1.1. Linhagens genéticas.....	276
7.4.8. Avaliação dos repovoamentos com coelhos.....	219	10.3.1.2. Variabilidade genética.....	278
8. A GESTÃO CINEGÉTICA	231	10.3.2. Estrutura genética da população da Península Ibérica	280
8.1. INTRODUÇÃO.....	231	10.3.3. Doenças	281
8.2. CAÇA MENOR.....	233	10.3.3.1. Mixomatose	281
8.3. CAÇA GROSSA	237	10.3.3.2. Doença hemorrágica viral	283
8.4. GESTÃO SANITÁRIA	239	10.3.4. Correlação entre vírus e hospedeiro.....	285
8.5. CONTROLO DA PREDACÃO	240	10.4. RECOMENDAÇÕES DE GESTÃO GENÉTICO-SANITÁRIAS	286
8.5.1. Introdução	240	10.4.1. Noções gerais sobre vacinas e desparasitações.....	286
8.5.2. Enfoque global: integração de métodos.....	242	10.4.2. Recomendações concretas sobre translocações e reintroduções de coelhos.....	288
8.5.3. Métodos de controlo direto.....	244	10.4.2.1. Translocações dentro de um mesmo couto	288
8.5.3.1. Quadro normativo	244	10.4.2.2. Reintroduções.....	289
8.5.3.2. Métodos homologados em Espanha	249	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	295
8.5.4. Perspetivas futuras para o controlo da predação	250		
8.6. A GESTÃO CINEGÉTICA PARA O FOMENTO DO COELHO-BRAVO	251		
8.6.1. Introdução	251		
8.6.2. Os aspetos básicos da gestão cinegética	251		

Capítulo 1



Introdução

Introdução



Alfonso San Miguel

Tanto os especialistas em biologia da conservação como os seguidores da denominada “deep ecology” (Naess, 1984) afirmam que seria injusto estabelecer diferenças ou prioridades na conservação de espécies ameaçadas. Para justificá-lo apoiam-se em diversos argumentos. Por um lado, alegam que não há ética que justifique comportamentos diferenciados porque também não há diferenças ontológicas entre as espécies (Ramos, 1993; Sosa, 1994). Por outro lado, mantêm que a conservação de uma espécie ameaçada de extinção é importante não só por si própria mas também pelos seus “fins”, a sua finalidade dentro do ecossistema, que muitas vezes não se conhece com precisão suficiente.

Para ilustrar essa situação comparou-se frequentemente a função das espécies de um ecossistema com a dos rebites de um avião ou os parafusos de uma máquina (Terradas, 2001; Delibes e Delibes, 2005): a sua intervenção individual pode ser, ou não, essencial para o sistema, mas a sua importância aumenta com o desaparecimento de algumas, e a sua perda coletiva produz irremediavelmente a catástrofe. Por isso, muitos especialistas criticam, de forma clara ou velada, o estabelecimento ou a utilização de espécies emblemáticas do ponto de vista da conservação.

É o caso do lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) nesta lista, entre outras razões, porque ostenta o triste privilégio de ser o felino mais ameaçado do mundo (Nowell e Jackson, 1996) e, desde o início do século, o único incluído pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2002) na categoria máxima de ameaça: em perigo crítico. Em todo o caso, quer pela sua beleza física, pelo emprego da sua imagem como emblema de organizações conservacionistas, pela sua utilização com fins políticos ou, até, como manifestaram alguns autores, quer pelos seus traços faciais relativamente parecidos aos humanos, é indubitável que o lince ibérico, tal como o panda gigante, é não só uma espécie seriamente ameaçada de extinção, mas também um emblema para a conservação da natureza, um magnífico exemplo das denominadas “espécie-bandeira” (flag-species). Miguel

Delibes de Castro (Delibes e Delibes, 2005) apresenta um símil parecido e compara-o com o “porta-bandeira” de um exército. Provavelmente a sua importância real, como espécie, não é superior à de outras menos famosas, ou até desconhecidas. No entanto, o seu significado moral se o for, e a sua perda seria um golpe demolidor para o “exército” que trabalha pela conservação da biodiversidade.

No entanto, a conservação do lince ibérico não é necessária apenas pela sua importância no ecossistema ou por questões de tipo ético. Também o é por imperativo legal, porque existem inúmeras normas de âmbito internacional, europeu, espanhol e autónomo que nos obrigam a consegui-la. Por tudo isso, é inegável que a conservação do lince ibérico é um assunto prioritário, que temos a obrigação interessada, ética e, também, legal de fazer tudo o que seja materialmente possível para evitar a sua extinção, e que é preciso agir de forma rápida e decidida, porque a situação é, como afirma a UICN, crítica.

Os argumentos anteriores levaram a Comissão Europeia a tomar consciência do problema e, conseqüentemente, a aprovar vários Projetos LIFE orientados para a conservação do lince ibérico em finais da década dos 90, projetos que proporcionaram resultados muito desiguais. Entre eles, pela originalidade e valentia das suas apresentações, convém destacar o LIFE99/NAT/E/006336 “Conservação da Águia imperial, Abutre-preto, Cegonha-preta e Lince ibérico”, coordenado pela Fundação CBD-Habitat e apoiado e cofinanciado pela Direção-geral para a Conservação da Biodiversidade, que apresentou a novidade, quase mundial, de propor atuações de conservação em quintas de propriedade particular através do estabelecimento de convénios com os seus proprietários.

Os resultados foram muito esperançosos, apesar das dificuldades iniciais, provocadas pela falta de experiência de todos e a lógica desconfiança dos proprietários, enraizada no seu tradicional distanciamento das Administrações e das políticas conservacionistas as quais, por vezes, apenas souberam responder a uma longa e cuidadosa gestão com proibições e limitações de uso. Foram, em primeiro lugar, pela boa participação de proprietários, que implicou, por si própria, um avanço muito considerável. De facto, o verdadeiramente difícil dessa apresentação inovadora era começar, porque depois, vencida a inércia inicial, e graças ao exemplo, foi relativamente fácil conseguir novos convénios em quintas de interesse.

Além disso, o projeto conseguiu resultados objetivos e quantificados em melhorias de habitat, crescimento de censos e incremento do sucesso reprodutivo das espécies mencionadas (Fundação CBD-Habitat, 2003). Por isso, na convocatória seguinte de Projetos LIFE, a Comissão Europeia decidiu estabelecer uma política de coordenação de esforços, que levou à aprovação de outros dos Projetos LIFE orientados para a conservação do lince ibérico: um na Andaluzia, liderado pela Junta da Andaluzia e com participação da Fundação CBD-Habitat, WWF-Adena, a Federação Andaluza de Caça e outras instituições, e outro em Castela-La Mancha, coordenado pela Fundação CBD-Habitat. Precisamente no quadro deste último assumiu-se o compromisso da elaboração da primeira edição do presente Manual. Desde então, redobram-se os esforços de conservação da espécie a partir de diferentes setores

até culminar numa meta que, em 2006, parecia muito longínqua: a reintrodução do lince ibérico em parte da sua antiga distribuição histórica (Andaluzia, Portugal, Castela-La Mancha, Extremadura e Múrcia). Este é o objetivo final do atual projeto Life+10/NAT/E/000570 IBERLINCE.

Para chegar a este novo horizonte foi fundamental o êxito do programa de conservação “ex situ” do lince ibérico, programa que custou demasiado tempo e trabalho para começar, mas que felizmente a Junta da Andaluzia e o Ministério do Ambiente do Governo de Espanha iniciaram, e a que se juntaram depois os Governos de Portugal e das Comunidades Autónomas de Extremadura e Castela-La Mancha. No entanto, é evidente que esse programa de conservação “ex situ” não é a única nem a última solução para o problema, mas apenas um “colchão”, uma garantia que, se não se conseguir a conservação do lince ibérico no seu habitat, a espécie não desaparecerá, e uma peça essencial do programa de reintroduções.

A verdadeira solução, que pode e deve ser complementada pela anterior, é a conservação do lince ibérico “in situ”, no campo, e para consegui-la é imprescindível proporcionar-lhe um habitat adequado, tanto em qualidade e oferta de alimento como em extensão e em ligações entre as suas áreas de reprodução. Não basta proteger diretamente o lince, estabelecer proibições ou limitar as atividades que possam ser prejudiciais para ele. É necessário, também, passar à gestão ativa. Afinal, o lince ibérico é, em boa medida, o representante mediterrâneo do seu género: um lince mais pequeno do que o eurasiático, que se especializou na caça do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758) e que se adaptou perfeitamente a um habitat em mosaico modelado pela atividade antrópica.

Em suma, na situação atual, a conservação do lince “in situ” requer uma gestão ativa, sustentada no conhecimento científico da biologia da espécie, das suas presas e concorrentes, das suas causas de mortalidade e da estrutura e o funcionamento do seu habitat, mas também das técnicas necessárias para a gestão desse habitat e o aproveitamento dos seus recursos e serviços, uma atividade complementar da biologia da conservação que poderíamos denominar com propriedade Engenharia para a conservação ou Engenharia de ecossistemas.


Este Manual é dedicado a esse tipo de atividade orientada para a melhoria da qualidade e da capacidade sustentadora do habitat do lince ibérico, a sua ampliação territorial e o estabelecimento e melhoria das ligações entre as áreas de reprodução (conetividade).

Capítulo 2



O Lince Ibérico.

**Aspetos básicos da sua biologia,
mortalidade e ameaças**



O lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827). Aspectos básicos da sua biologia, mortalidade e ameaças

Alfonso San Miguel, Sandra Agudín, Fernando Silvestre

2.1. INTRODUÇÃO

O conhecimento dos aspectos básicos da biologia do lince ibérico é imprescindível para poder conceber, com sólidos fundamentos, as medidas mais adequadas para a gestão do seu habitat. Por isso, embora exista abundante informação sobre o particular, considerámo-lo conveniente dedicar o primeiro capítulo deste Manual a compilar e sintetizar de forma específica a informação que consideramos essencial para a consecução desse objetivo.

2.2. TAXONOMIA E DISTRIBUIÇÃO

O lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) é um felino de tamanho médio, cujos machos adultos alcançam, em média, cerca de 13 kg de peso, enquanto as fêmeas ficam pelos 9,5 kg (Rodríguez e Delibes, 1990; Beltrán e Delibes, 1993; Blanco, 1998; Rodríguez, 2002; Guzmán *et al.*, 2005).

O género *Lynx* compreende quatro espécies: duas americanas (*L. rufus* e *L. canadensis*) e duas eurasiáticas (*L. lynx* e *L. pardinus*), embora exista uma espécie de aspeto parecido em África, o caracal (*Caracal caracal*), que não é um verdadeiro lince. Até há relativamente pouco tempo pensava-se que o lince eurasiático, o mais corpulento do género, e o ibérico, de tamanho médio, pertenciam à mesma espécie. No entanto, estudos genéticos recentes demonstraram que são espécies diferentes, espécies que chegaram a coexistir, pelo menos em parte, embora sem se hibridar no norte de Espanha e no sul de França (Rodríguez e Delibes, 1990; Beltrán *et al.*, 1996; García Perea, 1997; Blanco, 1998; Rodríguez, 2002; Palomares e Rodríguez, 2004).



Figura 2.1. Lince ibérico adulto de Serra Morena a campear.

Das duas, afirmou-se que a mais antiga, claramente, é o lince ibérico, que apareceu há cerca de 2,2 milhões de anos, em finais do Plioceno, quando começou a expansão do clima e a vegetação mediterrâneas na Península Ibérica, enquanto o eurasiático fê-lo há apenas 0,2 milhões de anos (Palomares e Rodríguez, 2004), no Pleistoceno superior, coincidindo com a glaciação Riss. No entanto, Johnson *et al.* (2004) afirmam que a divergência entre as duas espécies de lincos mencionadas e o canadense (*L. canadensis*) ocorreu, a partir de um antepassado comum, há 1,68 – 1,53 milhões de anos. Em todo o caso, parece que foi *Lynx lynx* quem, com o seu avanço do oriente para o ocidente em finais do Plistoceno e no Holocénico, e com a ajuda das alterações ecológicas ocorridas por sucessivas glaciações, foi reduzindo a área ocupada pelo lince ibérico até relegá-lo quase exclusivamente à Península Ibérica.

Até meados do século XIX a espécie ocupava praticamente toda a Península (Graells, 1897). No entanto, desde então, a sua área foi-se reduzindo a um ritmo crescente (Rodríguez e Delibes, 1990; Guzmán *et al.*, 2005), até limitar-se a dois núcleos reprodutores na Serra de Andújar e o meio do Parque Nacional de Doñana e, provavelmente, indivíduos isolados ou pequenos grupos, mais ou menos divagantes, que poderiam ocupar parte das suas antigas áreas reprodutivas nos Montes de Toledo, o vale do rio Guadalmena e, talvez, algumas serras andaluzas (Sevilha e Huelva), estremenhas Monfragüe, Gata) e do sudoeste da Comunidade de Madrid (Guzmán *et al.*, 2005; Fundação CBD-Habitat, dados não publicados).

Em suma, o lince ibérico é um lince eminentemente mediterrâneo, de menor tamanho que o europeu, adaptado, pelo menos desde o Neolítico, às profundas alterações que o homem introduziu nesse meio, e especializado na predação sobre o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), espécie também ligada ao homem desde tempo imemorial. Não é, por conseguinte, uma espécie puramente florestal, típica de bosques primários, mas uma perfeitamente adaptada às paisagens em mosaico, muitas modeladas pelo homem, tão características do nosso ambiente mediterrâneo e que constituem o habitat da sua principal presa: o coelho-bravo (Rodríguez e Delibes, 1990; Palomares, 2001a).

Desse modo, as drásticas alterações de uso do solo que, como consequência da evolução social e económica, o nosso meio mediterrâneo está a sofrer uma – intensificação em

casos e abandono de gestão em outros – estão a afetar negativamente as populações de coelho-bravo e, por conseguinte, também às de lince ibérico (Pineda, 2001; Delibes-Mateos *et al.*, 2009a, 2010).

2.3. BIOLOGIA

2.3.1. Morfologia. Sinais da sua presença

Como já dissemos anteriormente, o lince ibérico é um felino de tamanho médio, com patas relativamente compridas, cauda muito curta (rabão) e com patilhas e marcas faciais características, mais destacados nos adultos, que lhe conferem um aspeto inconfundível. O pelo é manchado, com fundo cor de leão e manchas pretas, grandes ou pequenas, que correspondem a diversos tipos de desenho. Precisamente por isso, tanto o tamanho e a forma das manchas como a sua distribuição são características que se utilizam habitualmente para a identificação visual dos indivíduos, especialmente dos que aparecem nas amostras realizados com armadilha fotográfica (Carbone, 2001; Guzmán *et al.*, 2005; Garrote *et al.*, 2010; O’Connell *et al.*, 2011; Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

As suas pegadas são arredondadas, sem marcas das unhas, como na maioria dos felinos (Figura 2.4), e também se utilizam para a deteção da presença de lincos num território, embora possam chegar a confundir-se com as do gato-bravo (*Felis sylvestris*). Os dejetos, de forma cilíndrica e habitualmente com pelo e ossos de coelho, costumam aparecer nas bordas de caminhos, às vezes, em grupos: letrinas (Figuras 2.2 e 2.3).

Embora o aspeto seja relativamente parecido com as do gato-montês, também podem utilizar-se para a deteção da presença da espécie e até para a identificação de indivíduos, através de análises de ADN.



Figuras 2.2 e 2.3. Dejetos de lince: cilíndricos e quase sempre com pelo e ossos de coelho (direita), são indícios que se utilizam com frequência para detetar a presença da espécie. À esquerda, aspeto de excrementos recentes e à direita, mais antigos.



Figura 2.4. Pegadas de lince ibérico, arredondadas e sem marcas de unhas.

2.3.2. Alimentação. Relação com outros predadores

Tal como muitos felinos, os lincos são de carácter solitário e atividade preferencialmente crepuscular. Apesar do seu tamanho médio, o lince ibérico é um verdadeiro superpredador, especializado na captura de coelhos-bravos que, segundo os estudos realizados sobre o tema (Delibes, 1980a, 1980b; Aymerich, 1982; Aldama *et al.*, 1991; Aldama, 1993; Calzada e Palomares, 1996; Calzada, 2000; Rodríguez, 2002; Gil-Sánchez *et al.*, 2006), constituem, em média, 80-90% da sua dieta.

Quando o lince ibérico captura um coelho, por vezes transporta-o até um local que considera seguro e ali devora-o, começando pela cabeça e dando a volta à pele, que fica no campo desse modo, o que também pode ser utilizado como evidência da presença de lince (Figura 2.5). Em geral, o lince caça coelhos adultos, embora, como é lógico, os jovens também façam parte da sua dieta, especialmente durante o período de dispersão, em finais da primavera. De facto, existem evidências de que, durante toda a sua existência, o lince ibérico coevoluiu com o coelho-bravo, adaptando tanto o seu peso, menor do que o do lince eurasiático, como as suas necessidades energéticas, equivalentes a um coelho adulto diário (cerca de 600 kcal), à oferta das populações desse lagomorfo no âmbito mediterrâneo (Aldama *et al.*, 1991; Calzada, 2000). Precisamente por esse motivo, tanto o tamanho e a distribuição das áreas de campeio dos machos e as de reprodução das fêmeas, como o sucesso reprodutivo destas últimas, dependem direta e estreitamente da densidade populacional do coelho-bravo.

A densidade de coelho requerida para sustentar uma população estável e reprodutora de lince ibérico é de 1 coelho/ha no momento mínimo populacional, no outono, e 4-5 no máximo, no final da primavera (Palomares *et al.*, 2001). Desse modo, a drástica regressão das populações do lagomorfo, provocada pelo aparecimento da mixomatose e da doença hemorrágica viral, as alterações de uso do solo e o aumento relativo da pressão dos predadores e da caça, dizimou paralelamente as populações de lince ibérico, colocando-o na margem da extinção.

Embora, como se expôs, o lince ibérico seja um predador especializado no coelho-bravo, daí não se pode deduzir que a sua presença seja prejudicial para o lagomorfo. De facto, acontece praticamente o contrário. É verdade que um lince adulto consome, em média, um coelho-bravo todos os dias, e dois ou três no caso de fêmeas em período de lactação, mas também é verdade que se demonstrou que o lince como superpredador expulsa do seu território outros predadores generalistas, de territórios muito menores e que com frequência predam sobre tocas e coelhos jovens, cujos efeitos sobre as populações de coelho-bravo são muito mais prejudiciais (Valverde, 1963, 1967; Palomares *et al.*, 1995; Fedriani *et al.*, 1999; Palomares, 1999; Fundação CBD-Hábitat, 2006a, 2006b).

Por isso pode afirmar-se que a presença de lincos favorece o coelho e outras espécies de caça menor e, desse modo, cria-se uma relação de dependência mútua cujo conhecimento é imprescindível para a conservação do felino. O lince ibérico precisa de populações abundantes de coelho-bravo e, na situação atual, o coelho-bravo vê-se beneficiado pela presença do lince ibérico (Figura 2.6). Os trabalhos desenvolvidos pela Fundação CBD-Habitat (2006a, 2006b) demonstraram a importância prática dessa relação: através de diversos procedimentos, que serão descritos posteriormente, conseguiu incrementar-se as populações de coelho-bravo em quintas onde as suas densidades eram muito baixas pela abundância de predadores generalistas, favorecidos pela ausência de lince. O aumento das populações de coelho tornou possível o aparecimento natural do lince ibérico e esse aparecimento provocou a redução das de predadores generalistas, o que, por sua vez, favoreceu o coelho-bravo e, conseqüentemente, o lince ibérico, que começou a reproduzir-se na zona.



Figura 2.5. Coelhos devorados por um lince. Pode observar-se que começa pela cabeça e a pele fica remexida.



Figura 2.6. Esquema da função ecológica do lince como superpredador e o seu efeito sobre as espécies de caça menor (Elaboração própria a partir do tríptico divulgativo *Mais lince, mais caça* do projeto Life+IBERLINCE). O lince desloca do seu território outros carnívoros generalistas com territórios mais pequenos, e por isso mais abundantes na mesma unidade de superfície, favorecendo as populações de coelho e outras espécies de caça menor. A sua condição de especialista "protege" a espécie da que se alimenta, ou seja, os seus requerimentos não esgotam a sua fonte básica de alimento.

Apesar da estreita relação existente entre lince ibérico e coelho-bravo, quando o lagomorfo é escasso, o lince também pode caçar outras presas, como micromamíferos, aves (perdizes, pombas, e até gansos no meio de Doñana) e, até ungulados (Rodríguez da Fuente, 1970; Delibes, 1980a, 1980b; Aymerich, 1982; Aldama e Beltrán, 1991; Blanco, 1998). A predação sobre estes últimos não é frequente, nem excepcional. Confirmou-se a predação do lince ibérico sobre veados e enhos, os quais matam através de um mordisco na garganta e, até, sobre crias de javali. No entanto, preferem outros ungulados de menor tamanho, como gamos e muflões, especialmente fêmeas e crias. No entanto, o lince não ataca geralmente a ovelhas ou cabras nem as suas crias quando a abundância de coelho-bravo é suficiente, mas chega a fazê-lo a coelhos e aves de curral. Num estudo durante seis anos na subpopulação de Andújar, 78% dos ataques registados corresponderam a aves e só 22% a cordeiros, embora estes últimos representaram maiores perdas económicas e deram-se geralmente em rebanhos em extensivo deficientemente vigiados (Garrote *et al.*, 2013). O mesmo estudo constatou que muitos destes ataques e os conflitos sociais que geram solucionaram-se satisfatoriamente com medidas preventivas de proteção do gado (pastores elétricos, fecho de capoeiras, etc.) ou com uma compensação convenientemente justificada, pois em vários casos se comprovou que por trás dos ataques estavam outras espécies diferentes do lince (raposas, cães selvagens, etc.).

Quando o lince ibérico caça um ungulado, depois de ingerir parte do seu corpo, coloca-o numa pequena depressão e cobre-o, como possível, com areia e restos vegetais. Depois, em dias posteriores, volta a desenterrar o corpo e continua a consumir a sua presa, cujos restos volta a enterrar em cada ocasião e defende de outros predadores. Por isso, a possibilidade de partilhar as presas só parece produzir-se quando estas são suficientemente grandes para não poderem ser consumidas por um único indivíduo.

Se a captura ocorre quando há vários exemplares de lince ibérico, primeiro come o macho e depois, quando este ficou saciado, pode permitir que também coma a fêmea. Se o grupo for constituído por uma fêmea com crias, primeiro come a fêmea e depois, quando esta ficou saciada, permite que as crias o façam, geralmente de acordo com a sua escala hierárquica, o que leva a que, se as presas forem escassas, a mortalidade das crias for alta e comece pelas mais pequenas.

Os trabalhos desenvolvidos pela Fundação CBD-Habitat no quadro do Projeto LIFE02/NAT/E/8609 manifestaram a possibilidade de proporcionar alimento suplementar vivo ao lince ibérico quando este for escasso de forma natural. Se a atuação se realizar de modo que essas presas não possam ser capturadas por outros predadores generalistas, mas pelo lince ibérico, à medida, que só deve ter carácter excepcional e realizar-se em períodos de grande escassez de coelho-bravo, pode melhorar o sucesso reprodutivo da espécie, reduzir sensivelmente a mortalidade das crias e, até, permite criar novas áreas de ocupação do lince ibérico em detrimento das de outros predadores generalistas.

Para finalizar este ponto, destacaremos a importância que os pontos de água –rios, ribeiros, barragens, charcas– têm para o lince ibérico, tanto para satisfazer as suas necessidades hídricas como porque constituem pontos obrigados de concentração para as suas presas e, por conseguinte, magníficos caçadores para o felino, que os visita com frequência.



Figura 2.7. Fêmea de lince ibérico com quatro crias no seu habitat de Serra Morena.

2.3.3. Territorialidade

O lince ibérico, como a maioria dos felinos, defende as suas áreas de campeio tanto face a outras espécies de predadores como de indivíduos da sua espécie e sexo. Apesar disso, as áreas de machos e fêmeas costumam sobrepor-se. As áreas de campeio dos lincos adultos variam entre 3 km², no caso de territórios excepcionalmente bons desde o ponto de vista de disponibilidade de presas, refúgio e tranquilidade, até 30 km², quando o território apresenta características muito piores, mas ainda aptas para sustentar populações estáveis de lince (Ferrerias *et al.*, 1997; Blanco, 1998; Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

As áreas de campeio dos machos costumam ser superiores às das fêmeas, mas são estas últimas as mais importantes da perspectiva da gestão do habitat para a conservação da espécie. Como já foi exposto anteriormente, as áreas reprodutoras das fêmeas de lince ibérico requerem densidades de coelho de monte que superem 1 indivíduo/ha no momento

mínimo populacional, outono, e 4-5 no máximo: início de verão (Palomares *et al.*, 2001). A partir de dados de radio-acompanhamento, as áreas de campeo das fêmeas de lince ibérico oscila entre os 3 e os 20 km² (Rodríguez *et al.*, 1994, 1995; Ferreras *et al.*, 1997; Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

A delimitação dos territórios materializa-se com fronteiras olfativas, estabelecidas através da urina, que os lincos nebulizam sobre plantas ou rochas. De facto, essa urina foi uma das substâncias mais utilizadas para atrair os lincos –e, de forma indireta, muitas outras espécies– para os dispositivos de armadilha fotográfica. Citou-se que a urina chega a solidificar-se, formando umas pequenas estalagmites que às vezes eram utilizadas para detetar a presença da espécie, embora não detetadas em Serra Morena (Fundação CBD, dados próprios).

2.3.4. Reprodução

O cio do lince ibérico costuma ocorrer em pleno inverno, em geral durante o mês de janeiro, embora pode suceder durante todo o ano (Rodríguez da Fuente, 1970; Blanco, 1998; Pereira e Rodríguez, 2003). Nessa época, em zonas de lincos, ainda é possível ouvir os arripantes miados que proferem as fêmeas para atrair os machos durante os dias que dura o estro. O seu comportamento costuma tender à poliginia. Embora o cio possa aparecer antes, as fêmeas começam a ser aptas para a reprodução a partir dos três anos e parecem sê-lo aproximadamente até aos nove. Algumas fêmeas criam todos os anos, mas outras fazem-no em anos alternados, ou pelo menos não criam todos os anos. A produção observada por fêmea durante toda a sua vida reprodutiva observada por Palomares *et al.* (2005) no Parque Nacional de Doñana variou entre 11 e 19 cachorros. Esses mesmos autores assinalam que não parece existir uma relação muito estreita entre o comportamento reprodutivo das fêmeas e a abundância de coelhos, embora também afirmam que algumas podem não reproduzir-se se as relações de concorrência com outras não lhes permitem ocupar um território suficientemente bom, e a qualidade do território mede-se, sobretudo, em densidade de coelhos.

O período de gestação é de cerca de 10 semanas, o que implica que os partos se concentram nos finais do inverno e princípios da primavera, habitualmente durante o mês de março ou princípios de abril (Fernández *et al.*, 2002; Palomares *et al.*, 2005). Os locais escolhidos para o parto e o início da lactação são variados, dependendo da oferta do meio: quando existem barrocais – os terrenos graníticos são especialmente favoráveis para o coelho e, por conseguinte, para o lince ibérico – ou rochedos de outro tipo, costumam ser estes os locais escolhidos como madrigueiras de cria. No entanto, se escassearem, é frequente que os partos se produzam em vãos de grandes árvores, como freixos ou sobreiros, ou no interior de arbustos de grande tamanho e alta espessura (silvas, lentiscos, urzais) (Rodríguez da Fuente, 1970; Blanco, 1998; Fernández e Palomares, 2000; Fernández *et al.*, 2002). Por isso, uma adequada gestão do habitat do lince ibérico deve prestar especial atenção à conservação de arbústeos evoluídos, árvores velhas de

grande tamanho e meios de roquedos, respeitando sempre a desejável estrutura em mosaico, que também é imprescindível para assegurar a disponibilidade de presas. O tamanho da camada, em cujo cuidado o macho não colabora, costuma oscilar entre dois e quatro cachorros.

O período de lactação exclusiva dura poucas semanas, com frequência cinco ou seis, durante as quais a fêmea costuma alterar a localização dos seus cachorros, deslocando-os para o interior de arbustos de grande tamanho e alta espessura (Fernández e Palomares, 2000; Fernández *et al.*, 2002; Pereira e Rodríguez, 2003). Durante esse tempo, começam a receber restos das presas que a mãe captura. Como consequência, os requerimentos alimentícios da fêmea incrementam-se durante o período de cria dos cachorros e obrigam-na a capturar uma média de dois a três coelhos diários, geralmente num meio muito próximo (Aldama *et al.*, 1991; Aldama, 1993). Por isso, a escassez de coelhos pode limitar fortemente as possibilidades de sobrevivência das crias (Fundação CBD-Habitat, dados não publicados).

A mortalidade das crias de lince, no entanto, não depende só da disponibilidade de alimento, mas também da predação e, parece que em certa medida, das lutas entre irmãos (Palomares *et al.*, 2004), que começam a partir da quinta semana de vida e podem ter desenlaces fatais, como se comprovou no quadro do programa de conservação “ex situ” em Doñana (Vargas *et al.*, 2009).

A partir dos três ou quatro meses as crias começam a acompanhar a mãe, e a partir desse momento é habitual que só duas delas sobrevivam (Fernández *et al.*, 2002). O início na caça coincide sensivelmente com o período de dispersão dos jovens coelhos provenientes da principal parideira do coelho, no início do verão, embora ainda possam mamar de forma esporádica se a disponibilidade de alimento permitir à mãe manter a sua produção de leite. Durante o outono, os lincos jovens começam a caçar sozinhos, o que é essencial para a sua sobrevivência porque pouco depois, durante o inverno, quando a idade alcance os 8-10 meses e até os dois anos (Palomares *et al.*, 2003; Palomares *et al.*, 2005), começará a sua dispersão e terão que ser autossuficientes num meio desconhecido, com menor disponibilidade de alimento e com maiores riscos para a sua vida.

2.3.5. Dispersão

A dispersão, definida como o deslocamento de um animal do local de nascimento até onde estabelece a sua área de reprodução, é um processo essencial para compreender a dinâmica de populações de uma espécie e é com maior intensidade quando, como acontece com o lince ibérico, a estrutura é metapopulacional (Ferreras *et al.*, 2004), com populações fonte, que exportam indivíduos, populações sumidouro, que os importam, e um desejável fluxo de indivíduos entre todas em que, como assinalam os autores mencionados, a dispersão constitui um elemento aglutinante e estabilizador do conjunto.



Figura 2.8. Cachorros de lince ibérico acompanhados da mãe numa estação de armadilha fotográfica. Em pouco tempo este exemplar deverá dispersar-se para procurar um território.

Como já foi exposto anteriormente, os lincos jovens permanecem com a mãe pelo menos até aos 7 - 8 meses, embora, o seu grau de independência vá aumentando com a idade. Assim, até aos 7 meses permanecem com a mãe 60% do tempo; com 9 meses estão 34% e, com 11 meses, apenas 2% (Palomares *et al.*, 2000).

Em geral, a dispersão definitiva dos jovens ocorre entre o primeiro e o segundo ano de vida, embora no caso dos machos possa ocorrer antes. O período habitual de dispersão observado na comarca de Doñana (Ferrerias, 1994; Ferrerias *et al.*, 2004) é de janeiro a junho, precisamente quando a abundância de coelhos começa a aumentar, mas também quando as relações sociais entre os lincos se intensificam. Essa situação levou os autores mencionados a pensar que a disponibilidade de presas pode não ser o principal fator a desencadear a dispersão e que a procura de parcerias ou as relações hierárquicas podem ter um papel de maior transcendência.

Em geral, os lincos jovens, e muito particularmente as fêmeas, tendem a procurar territórios nas proximidades da área de reprodução da sua mãe. De facto, as fêmeas jovens podem chegar a partilhar eventualmente o território com a mãe e, até, a substituí-la nele (Fundação CBD, dados próprios). No entanto, como é lógico, os reprodutores adultos ocupam já os melhores territórios desde o ponto de vista da disponibilidade de presas, refúgio e segurança, o que obriga os jovens a realizar deslocamentos por vezes muito consideráveis e, geralmente, a estabelecerem-se em zonas com menor disponibilidade de presas ou maior risco de mortalidade. Por isso, o período de dispersão dos jovens é o mais perigoso da vida do lince ibérico e as taxas de mortalidade costumam ser muito elevadas e provocadas por atividades humanas: sobretudo atropelamentos, disparos ou armadilhas ilegais, (González, 1998; Rodríguez *et al.*, 1995; Ferrerias *et al.*, 2004; Rodríguez e Delibes, 2004).

O período de dispersão observado na comarca de Doñana por Ferrerias *et al.* (2004) variou entre 5 e 6 meses e as distâncias entre o território de origem e o de estabelecimento foram relativamente pequenas, na ordem dos 10-20 km (provavelmente sejam muito

superiores em habitats diferentes ou, pelo menos, não incluídos em espaços naturais protegidos). No entanto, a distância total percorrida até ao assentamento definitivo pode ser muito considerável, porque, mesmo no protegido meio do Parque Nacional de Doñana foi estimada, em média, 172 km (Palomares e Rodríguez, 2003).

2.3.6. Mortalidade e ameaças

A perseguição direta, em particular o uso de ceos e laços, foi a principal causa de mortalidade histórica do lince ibérico (García-Perea e Gisbert, 1986; Rodríguez e Delibes, 1990; González-Oreja, 1998; García-Perea, 2000). Esta é considerada uma das principais causas da extinção local de algumas populações (Rodríguez e Delibes, 2004; Cabezas-Díaz *et al.*, 2009). Ainda hoje, esta ameaça encontra-se presente na sua área de distribuição histórica (Virgós e Travaini 2005; Cabezas-Díaz *et al.*, 2009; Delibes-Mateos *et al.*, 2009c) e nas áreas de expansão e reintrodução (LIFE+ IBERLINCE, 2014).

Em segundo lugar, o forte declive das populações de coelho em toda a Península contribuiu para reduzir drasticamente a abundância da espécie. A vulnerabilidade da espécie a este fator pode ter sido potenciada pela incidência da mortalidade no natural sobre a demografia de uma espécie idosa mas relativamente pouco produtiva (Ferrerias *et al.*, 2001; Rodríguez e Delibes, 2004).

Por último, os atropelamentos são uma grave causa de mortalidade para a espécie atualmente (Ferrerias *et al.*, 1992; González-Oreja, 1998; Simón *et al.*, 2012); especialmente à escala local, colocando em risco a expansão e a conectividade das atuais populações. Na década de 80 foi estimado que só 5% das 1.258 mortes não naturais registrado se tenham devido a atropelamentos (Rodríguez, 2012). Desde o 2000 a percentagem subiu para 44%, tornando-se a primeira causa em número de exemplares (Conselho do Ambiente da Junta da Andaluzia, 2013). No entanto, dado o viés de detecção de indivíduos atropelados, se só atende para os exemplares radiomarcados (mais representativas da totalidade das causas), as percentagens para o período 2008-2014 são: caça furtiva, 34%; atropelo, 28% e doenças, 26% (Conselho do Ambiente da Junta da Andaluzia-Life+ IBERLINCE, 2014).

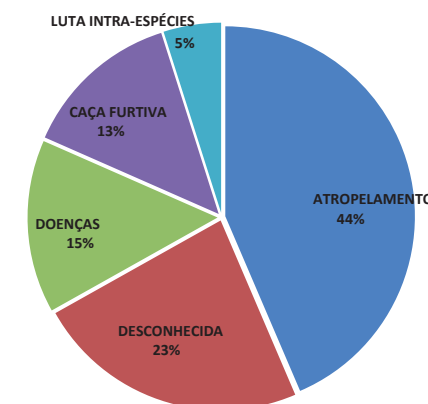


Figura 2.9. Distribuição de causas de mortalidade de exemplares de lince entre 2002 e 2014 (Elaboração própria a partir dos dados do Conselho do Ambiente da Junta da Andaluzia-LIFE+IBERLINCE). Inclui dados das populações de Andújar-Cardena, Doñana-Aljarafe, e as áreas de reintrodução de Guarrizas e Guadalmellato (Sierra Morena de Andalucía), Matachel (Badajoz) e Campo de Calatrava (Castela-La Mancha) até outubro de 2014. A causa *Furtivismo* inclui mortes por veneno, em armadilhas não autorizadas e por disparos diretos.

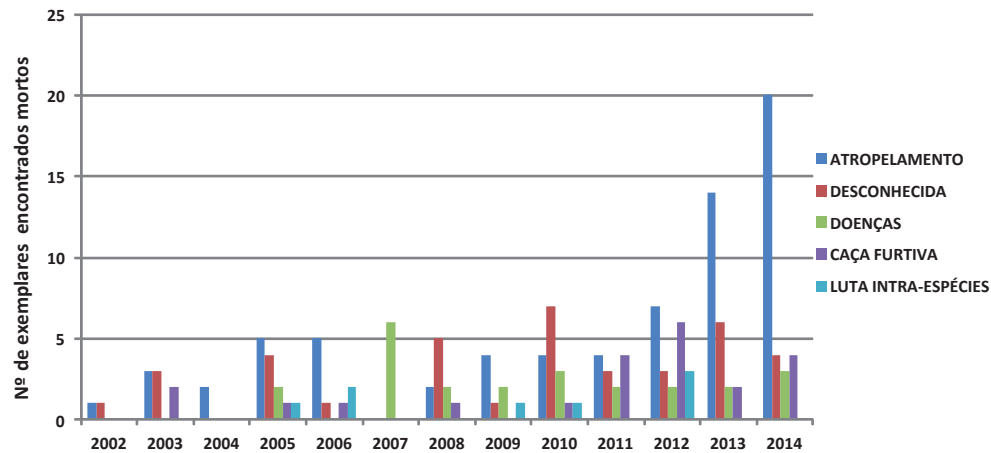


Figura 2.10. Evolução do número de exemplares de lince mortos entre 2002 e 2014 (Elaboração própria a partir dos dados do Conselho do Ambiente da Junta da Andaluzia-Life+ IBERLINCE). Inclui dados das populações de Andújar-Cardena, Doñana-Aljarafe, e as áreas de reintrodução de Guarrizas e Guadalmellato (Serra Morena de Andaluzia), Matachel (Badajoz) e Campo de Calatrava (Castela-La Mancha) até outubro de 2014. A causa Furtivismo inclui mortes por veneno, em armadilhas não autorizadas e por disparos diretos.

Portanto, atualmente os fatores de ameaça para o lince ibérico são múltiplos e com relações complexas entre si. Poderão sintetizar-se nos seguintes (a ordem não obedece à importância atual):

- 1. Destruição, alteração e fragmentação do seu habitat:** alteração, abandono e intensificação dos usos (agrários, cinegéticos, florestais, etc.), proliferação de grandes infraestruturas (estradas, vias férreas, etc.), urbanização, etc. A perda de qualidade dos habitats incrementa a mortalidade dos lincos durante a dispersão juvenil e reduz a frequência de contacto entre populações próximas (Calzada *et al.*, 2007).
- 2. Diminuição da disponibilidade da sua presa, o coelho-bravo** pelas doenças e alterações de usos agrários e cinegéticos. Não obstante, é preciso destacar que a área de distribuição do lince já tinha diminuído aproximadamente 50% antes da irrupção da mixomatose (Rodríguez, 2012). Em qualquer caso, para além da redução do alimento disponível, este fator contribui para aumentar as deslocações habituais e de dispersão, o que se traduz em maior risco de mortalidade não natural por atropelamento e outras causas.
- 3. Mortalidade não natural: perseguição direta ou indireta** (controlo predadores: disparo, laços, cepos, veneno), **atropelamentos ou mortes em outras infraestruturas** (poços, cercas). Agravado pela fragmentação do habitat, a dificuldade de dispersão, e das descidas do coelho. Durante a década de 80, 49% das 1.258 mortes não naturais registadas ocorreram em cepos e laços (Rodríguez, 2012). A mortalidade por

causa humana, caça e controlo de predadores, pode ter debilitado as populações de lince menos densas situadas nas áreas onde os coelhos foram um recurso cinegético gerido intensivamente (Rodríguez e Delibes, 2004).

- 4. Mortalidade natural:** lutas inter e intraespecíficas e **doenças**. São causas naturais, portanto não deveriam ser relevantes na extinção de uma espécie em condições normais. No entanto, no caso do lince ibérico e das doenças dão-se condições que as convertem em ameaças graves de extinção, especialmente a nível local (Pedersen *et al.*, 2007). Em particular: o pequeno tamanho populacional (maior efeito de fatores estocásticos), a alta densidade (favorecedora da dispersão de doenças infectocontagiosas), a baixa variabilidade genética (aumenta a suscetibilidade a doenças contagiosas, e no lince está relacionado com a perda de efetividade do sistema imune), e a convivência com espécies depositárias de patogénicos do lince (especialmente gatos domésticos e monteses, mas também canídeos, mustelídeos, ungulados silvestres e até roedores e ruminantes domésticos). Este último aspeto está intimamente relacionado com a gestão cinegética e ganadeira na área de distribuição do lince. De facto, o acompanhamento das populações através de telemetria GPS e VHF que se levou a cabo nos últimos anos mostra que as doenças são a principal causa de mortalidade entre exemplares radiomarcados (Conselho do Ambiente da Junta da Andaluzia-Life+ IBERLINCE, 2013).



Figura 2.11. Cadáver de lince. O exemplar foi encontrado encurralado num cepo em 2003. A necropsia detetou, também, projéteis no corpo do animal.

- 5. Perda de variabilidade genética:** a diversidade genética das populações de lince é globalmente baixa comparada com a maioria de felinos silvestres. É-o mais na população de Doñana do que na de Serra Morena e existe uma diferenciação genética alta entre ambas (Johnson *et al.*, 2004; Godoy *et al.*, 2009). Esta baixa variabilidade e diferenciação atribui-se mais a uma perda de efetivos recente muito rápida do que a uma resposta diferente a pressões adaptativas ou a uma evolução independente de longa duração (Godoy *et al.*, 2009). Embora seja difícil de determinar com certeza, esta baixa variabilidade relacionou-se com o incremento recente de doenças do lince, como a leucemia felina viral (Meli *et al.*, 2009).

2.3.7. Dinâmica de populações e estratégias de recuperação da espécie

Como já se manifestou anteriormente, o lince ibérico apresenta atualmente uma estrutura metapopulacional, com subpopulações denominadas fonte, que exportam indivíduos, subpopulações sumidouros, que os importam, e um fluxo de exemplares entre todas que é imprescindível para garantir a sobrevivência da espécie (Gaona *et al.*, 1998; Ferreras, 2001; Palomares, 2001a; Fernández, 2003).

De facto, até 2010, ano em que se iniciaram as reintroduções na Andaluzia (ampliadas em 2014 a Extremadura e Castela-La Mancha), só existiam duas populações reprodutoras confirmadas: uma nas Serras de Andújar e Cardeña, e outra no meio do Parque Nacional de Doñana (Guzmán *et al.*, 2005). Por isso, a atual estratégia de recuperação da espécie (Direção-geral de Biodiversidade, 2006) orienta-se, como com outros táxones ameaçados, para alcançar a População Mínima Viável (PMV) e a Área Dinâmica Mínima (ADM) (Primack e Ros, 2002), neste caso repartidas em vários núcleos conectados por um fluxo constante de indivíduos. Para isso requerem-se, pelo menos, três tipos de atuações:

- umas orientadas para garantir a sobrevivência e a reprodução dos indivíduos existentes nas atuais áreas de reprodução, ou seja, para consolidar as populações reprodutoras atuais.
- outras focalizadas em melhorar a qualidade do habitat (disponibilidade de presas, refúgio e segurança), preferencialmente no meio das atuais áreas de reprodução da espécie e, se possível, conseguir a sua reprodução. A finalidade destas atuações é ampliar o número e a superfície das atuais áreas reprodutoras de lince ibérico, cujo tamanho parece estar estreitamente relacionado com a viabilidade das populações que sustentam (Rodríguez e Delibes, 2003).
- finalmente, outras encaminhadas a tornar possível a ligação entre subpopulações (conectividade), garantindo a existência de caminhos ecológicos que proporcionem uma adequada oferta de refúgio, segurança e disponibilidade de presas no seu meio, caminhos que não têm por que ser necessariamente ecossistemas primários. Estas atuações são imprescindíveis para garantir o fluxo de indivíduos entre subpopulações e, em suma, para incrementar substancialmente as probabilidades de sobrevivência da espécie (Ferreras, 2001; Palomares, 2001).

Além das atuações mencionadas, em que se centrará o presente Manual, parece imprescindível dedicar uma atenção especial a outras duas linhas de trabalho:

- a orientada a envolver mais proprietários na estratégia de conservação da espécie. Em concreto, é essencial reduzir, na medida do possível, o medo dos proprietários na presença de lince ibérico nas suas quintas. Como já indicávamos num trabalho prévio (González e San Miguel, 2004), deve-se tentar conseguir com que a presença

de lince ibérico numa quinta não seja considerada pelo seu proprietário como uma desgraça ou uma circunstância desfavorável, mas uma verdadeira sorte. Nesse mesmo sentido, também é importante estabelecer atrativos para que os proprietários que não têm lincos nas suas quintas, mas possam tê-los, façam tudo o que for possível para que tal aconteça. Esta questão trata-se brevemente no capítulo 5, ligada aos acordos de colaboração e da custódia do território.

- a orientada a encontrar estratégias de controlo da predação com bases ecológicas sólidas e métodos realmente seletivos. A perceção, fundada ou não, por parte de proprietários cinegéticos e ganadeiros de que controlar a predação é sempre imprescindível mantém o emprego de métodos como o veneno ou algumas armadilhas ilegais, que provocaram e provocam uma percentagem significativa de mortes não naturais de lincos (Rodríguez e Delibes, 2004) e outras espécies não objetivo.

Principais atuações para a recuperação do lince ibérico:

- **Assegurar as populações reprodutoras existentes.**
- **Ampliar o número e o tamanho das áreas reprodutoras atuais.**
- **Recuperar áreas reprodutoras perdidas (reintroduções).**
- **Assegurar a conectividade entre as populações reprodutoras, tanto atuais como potenciais.**
- **Melhorar a atitude de muitos proprietários face à presença de lince nas suas quintas.**
- **Melhorar o conhecimento nos efeitos reais do controlo da predação para gerir populações cinegéticas e em métodos de captura realmente seletiva de predadores generalistas.**

Capítulo 3



O habitat do lince-ibérico

O habitat do lince-ibérico



Alfonso San Miguel

3.1. INTRODUÇÃO

Como já referimos na Introdução, o lince-ibérico é o representante mediterrânico do seu género: um lince mais pequeno do que o eurasiático e especialmente adaptado tanto à predação sobre o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) como a um habitat modelado há milénios pela atividade antrópica. Nesse sentido, não é uma espécie característica de bosques primários, mas de paisagens mais diversificadas, de mosaicos integrados por tesselas de matagal ou arbústeo com arvoredos dispersos, de pastos herbáceos e rochedos e, até, por vezes, algumas de carácter agrícola. No entanto, como acontece com o urso pardo (*Ursus arctos*), o galo-montês (*Tetrao urogallus*) ou a águia-imperial ibérica (*Aquila adalberti*), o lince-ibérico pode ser considerado como uma espécie “guarda-chuva” (*umbrella species*): uma taxonomia cujos requerimentos de quantidade e qualidade de habitat permitem associar a sua presença à de muitas outras espécies animais e vegetais, também exigentes em qualidade, embora não tanto em extensão dos seus domínios vitais. Por isso, a presença do lince-ibérico num território indica um excelente nível de conservação do habitat e um elevado grau de conservação da sua biodiversidade (Figura 3.1).

Como acontece com outras espécies em vias de extinção, o conhecimento profundo, detalhado, do habitat do lince-ibérico é essencial para a sua conservação. Não se pode desvincular a conservação de uma espécie da do seu habitat, e o lince-ibérico não constitui uma exceção a essa regra. Por outro lado, da constatação desse facto surgiram, precisamente, as Diretivas para Aves e Habitats da União Europeia, que deram lugar ao aparecimento das Zonas de Proteção Especial para as Aves (ZPE) e as Zonas Especiais de Conservação (ZEC). Por isso a caracterização do habitat do lince-ibérico é imprescindível para assegurar a viabilidade das populações reprodutoras existentes, para ampliar o número e a extensão das áreas reprodutoras atuais e

para conseguir a recuperação das que desapareceram num passado recente, mas ainda mantêm exemplares não reprodutores da espécie ou capacidade de ser ocupadas a curto prazo. E é, por último, para garantir a existência de uma rede de caminhos ecológicos que permitam assegurar a ligação entre as populações atuais e entre elas e as potenciais da espécie.



Figura 3.1. Típico habitat do lince-ibérico na Serra de Andújar (Jaén).

No entanto, o que devemos entender por habitat do lince-ibérico? o território onde viveu durante toda a sua história, aquele em que poderia viver em circunstâncias favoráveis ou o que ocupa atualmente? Evidentemente, existem razões que permitem apoiar qualquer uma dessas propostas porque, como acontece com o resto das espécies, tanto animais como vegetais, o domínio vital do lince-ibérico não depende só das suas necessidades e da oferta de recursos e serviços do meio, mas da sua capacidade de competir eficazmente (Walter, 1977; Margalef, 1989; Terradas, 2001), capacidade que varia com o tempo e em que influenciam outras espécies e a atividade humana. Neste caso, é evidente que o lince depende muito da sua principal espécie-presa: o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), um exemplo paradigmático das denominadas espécies “chave” (*key species*), cuja drástica regressão populacional modificou, de forma rápida e substancial, tanto o tamanho como as características do habitat do lince-ibérico (Rodríguez e Delibes, 1990). Evidentemente, o habitat da espécie no final do Pleistoceno era muito diferente do que tinha em meados do século XIX e esse, por sua vez, do que ocupa na atualidade. De acordo com a clássica Lei da Tolerância de Shelford, a resposta da espécie a cada fator ecológico tem um máximo e um mínimo, que seriam os que determinariam a área potencial da espécie, mas também um ótimo, que é o que finalmente estabelece a área real. Como complemento, podem citar-se

outras duas leis ou hipóteses que permitem delinear mais a situação: a da Rainha Vermelha de Van Valen e a do Mínimo, de Liebig. A primeira afirma que, para persistir, uma espécie deve adaptar-se continuamente às circunstâncias rapidamente mutáveis do meio em que vive. A segunda estabelece que a existência de uma espécie num meio é determinada pelo fator mais limitante, neste caso muito provavelmente a abundância de coelho. Por isso, tendo em conta a finalidade prática deste Manual, achamos conveniente esclarecer que o habitat do lince a que nos vamos referir é o que, seguindo a Lei da Tolerância de Shelford, poderíamos denominar “ótimo ecológico”. E, tendo em conta as hipóteses referidas, referir-nos-emos ao ótimo ecológico atual, com as suas correspondentes problemáticas de regressão das populações de lince e coelho, de transformação e fragmentação do habitat e de meio socioeconómico e político. Em relação à organização da informação, utilizaremos, com pequenas variações, a que se emprega de forma habitual para a descrição de ecossistemas. Desse modo, ao analisar o papel de cada um dos fatores ecológicos, iremos destacando os aspetos que afetam o lince com maior intensidade e cujo ótimo pode tentar conseguir-se através de diversas modalidades de gestão do habitat.

3.2. CLIMA

É óbvio que o lince-ibérico pode viver em condições climáticas muito variadas. De facto, há referências bibliográficas que dão provas da sua ampla distribuição no Pleistoceno. Assim, chegou a viver em França e na Alemanha, além de em toda a Península Ibérica (Delibes, 1979), o que evidencia que, livre das atuais ameaças, as suas exigências climáticas são muito moderadas. No entanto, ao aumentar a pressão ambiental, quer por competência, por escassez de alimento ou pela atuação antrópica, a sua área reduziu-se e as suas populações ficaram relegadas a territórios com condições ecológicas (entre elas climáticas) ótimas. A primeira causa de regressão do seu território parece ser a concorrência com o lince euroasiático (*Lynx lynx*), taxonomia mais robusta do que ele e de aparecimento mais recente, que o deslocou das áreas europeias e pirenaicas, com diferentes variantes de clima temperado. É provável que, desse modo, o lince-ibérico se especializasse ainda mais nos ecossistemas mediterrâneos e na predação sobre o coelho-bravo. Mais tarde, provavelmente como consequência da atuação antrópica, os seus domínios foram reduzindo de nordeste a sudoeste. Assim, embora Graells (1897) afirme que, em meados do século XIX, ocupava quase todas as regiões da Península Ibérica, pouco depois Cabrera (1914) considera-o extinto no norte e este. Cinquenta anos mais tarde a regressão continua com a mesma tendência, como descreve Valverde (1963), embora, até mais tarde, existam alguns encontros esporádicos em Espanha de clima temperado ou submediterrânico (Grande e Hernando, 1982; Clevenger, 1987). Na atualidade, as suas populações vivem em condições climáticas claramente mediterrâneas: com verões secos e relativamente longos, invernos pouco ou moderadamente frios e primaveras e outonos de temperaturas agradáveis e precipitações de certa intensidade. Em concreto, seguindo a tipologia bioclimática de Rivas-Martínez (URL: <http://www.globalbioclimatics.org>;

Fernández-González, 2004), podemos afirmar que as atuais populações de lince-ibérico se concentram em zonas com bioclimas mediterrâneos pluviestacionais oceânicos nos pisos termo e mesomediterrâneo, embora existam evidências de presença esporádica (dejetos) no limite meso-supramediterrânico nos Montes de Toledo e nos contrafortes da Serra de Alcaraz. Os ombroclimas são habitualmente secos ou subhúmidos, com precipitações que, geralmente, têm a seguinte ordem decrescente de magnitude estacional: primavera, outono, inverno, verão. O grau de continentalidade costuma ser baixo, exceto em zonas de presença esporádica ou das que desapareceu num passado recente, como as mencionadas anteriormente.

Tudo o que foi exposto anteriormente permite afirmar que, na situação atual, o lince-ibérico é uma espécie de climas tipicamente mediterrâneos pouco frios, com precipitações moderadas e certa oceanicidade ambiental. Os motivos que levaram a que os territórios da espécie se tenham visto reduzidos a essa situação são, seguramente, variados e complexos. No entanto, muito provavelmente estão determinados em grande medida pela evolução das populações de coelho-bravo e da atividade antrópica. Face à primeira circunstância, tanto a mixomatose como a doença hemorrágica viral e a pressão humana e dos predadores fizeram com que as melhores populações de coelho-bravo se encontrem na atualidade nas condições climáticas mencionadas. No entanto, qual é a razão da ausência do lince na parte oriental e oriental sul da Península Ibérica? Acreditamos que, muito provavelmente, o caráter dos solos, que nesse caso são ricos em bases, permitiu o predomínio de paisagens agrícolas, pouco aptas para o lince, em detrimento de extensos arbústeos e outras formações florestais, muito mais adequadas para a existência da espécie, que persistiram na metade ocidental da Península, onde a pobreza dos solos lhes conferiu uma maior vocação florestal-pecuária e permitiu a existência de grandes extensões de mancha mediterrânea.

3.3. TOPOGRAFIA, LITOLOGIA E SOLO

Os aspetos relacionados com a topografia, a litologia e o solo raramente são contemplados com profundidade nos trabalhos que descrevem a ecologia do lince-ibérico. De facto, alguns foram praticamente omissos, o que levou a estimativas enviesadas ou claramente erróneas da potencialidade sustentadora de populações de lince do meio natural. Provavelmente é certo que a sua influência direta sobre a espécie é muito moderada. No entanto, pelo menos na atualidade têm-na, e elevada, sobre as populações da sua principal espécie-presa, o coelho-bravo e, como consequência, também sobre o lince. Por isso, considerámos imprescindível dedicar, pelo menos, uma pequena atenção à análise do papel que esses fatores ecológicos desempenham sobre as populações do felino.

O lince é um carnívoro de baixa ou média montanha, e até de zonas mais ou menos planas de vocação florestal. Muito provavelmente, essa circunstância deve-se à sua oferta

de presas, especialmente coelho-bravo. De facto, Rodríguez e Delibes (1990) afirmam que a presença e abundância de lince estão estreitamente ligadas às desse lagomorfo. No entanto, também é evidente que esse não é o único fator importante, porque a densidade de coelho-bravo é alta em muitas localidades do este peninsular que apresentam essas características topográficas onde não existem nem existiram lince em tempos recentes. Então, que outros fatores podem influenciar a presença e abundância de lince? Muito provavelmente, são fatores litológicos e edáficos relacionados com outros dois importantes requerimentos da espécie, o refúgio e a tranquilidade, que iremos explicar a seguir.

Os substratos litológicos ricos em bases permitem a existência de paisagens em que os vales, várzeas e outras zonas planas dedicam-se à agricultura, enquanto as de topografia mais abrupta mantêm o seu caráter florestal. São paisagens em mosaico em que a oferta de refúgio pode chegar a ser adequada para o lince, mas em que o tamanho das tesselas costuma ser demasiado pequeno para os requerimentos de tranquilidade e áreas de campeio do felino. Por esse motivo, acreditamos que o seu ótimo ecológico se situa sobre substratos litológicos pobres em bases, substratos que dão lugar a solos com escassa ou nula aptidão agrícola. Neles predominam as paisagens de vocação florestal-pecuária, e muito especialmente grandes quintas dedicadas tradicionalmente ao aproveitamento das lenhas, à caça grossa e à pastorícia extensiva de caprino; quintas onde até há pouco a escassa densidade de ungulados (em especial, javali) e a presença humana dispersa, com as suas pequenas zonas de cultivo, desenhavam paisagens em mosaico que permitiam a abundância de coelho-bravo e, por sua vez, o domínio de grandes manchas mediterrâneas que brindavam o lince-ibérico com um refúgio excelente.

Atualmente, a drástica regressão das populações de coelho-bravo manifestou que nem todos os substratos litológicos ácidos, pobres em bases, são igualmente adequados para a presença do lince-ibérico. Em concreto, só os mais favoráveis para o coelho, os que pela sua textura e profundidade facilitam a construção de tocas —e, por conseguinte, o refúgio e a reprodução do lagomorfo— são favoráveis para o lince-ibérico. Isso acontece, por exemplo, com as litologias de tipo granítico, que dão lugar a solos arenosos, soltos e profundos, especialmente favoráveis para o coelho, e que também costumam apresentar grandes barrocais que oferecem refúgio e zonas aptas para a reprodução do lince. Como consequência lógica, concentra-se neles a ampla maioria dos atuais territórios de lince (González e San Miguel, 2004; Gil *et al.*, 2006). No entanto, não acontece o mesmo com as litologias constituídas por quartzites, xistos ou ardósias, que costumam dar lugar a solos mais duros e superficiais, com menos possibilidades para a construção de tocas (Figura 3.2.); solos onde as populações de coelho são menos subterrâneas, mais de superfície (os denominados coelhos “trompteros”), mais dependentes da proteção da vegetação e estão mais expostas aos ataques de carnívoros e javali, que afetam com grande intensidade as tocas. Por isso, depois do aparecimento sucessivo da mixomatose e da doença hemorrágica viral, as populações de coelho reduziram com grande rapidez nesses territórios, e o mesmo aconteceu com as de lince que, na maioria dos casos, desapareceram dos mesmos.

Em suma, e em jeito de resumo, acreditamos que o ótimo ecológico do lince-ibérico se situa, atualmente, em zonas de baixa ou média montanha, com topografia ondulada, sobre substratos litológicos ácidos e, muito preferencialmente, sobre rochas e solos de tipo granítico. Isso é importante tanto para planificar a gestão orientada para ampliar o número e a superfície das atuais zonas de lince, como para planificar a reintrodução de lincos procedentes de captura ou reprodução em cativeiro.



Figura 3.2. Os substratos litológicos de quartzites, xistos e ardósias originam com frequência solos relativamente duros e superficiais, em que é muito difícil a escavação de tocas de coelho.

3.4. ÁGUA

Apesar do seu caráter claramente mediterrâneo, pelo menos atualmente, o lince-ibérico é um carnívoro que depende em boa medida da água. Depende, como é lógico, para satisfazer a sua necessidade de beber mas, sobretudo, porque os pontos e cursos de água constituem magníficos caçadeiros para o felino, caçadeiros em que costuma ser observado com frequência. No entanto, provavelmente uma das funções mais importantes dos cursos de água, tanto permanentes como estacionais, seja a de proporcionar formações vegetais próprias, habitats que oferecem refúgio e, sobretudo, vias de deslocação, caminhos ecológicos, imprescindíveis para a persistência das suas populações (recordemos a sua típica estrutura metapopulacional).

Por tudo o que foi exposto anteriormente, outra das características habituais do habitat atual do lince-ibérico é a boa disponibilidade de água, tanto em número de pontos como em qualidade e homogénea distribuição no espaço e o tempo.

3.5. VEGETAÇÃO

3.5.1. Vegetação potencial

A vegetação potencial que corresponde às condições biogeográficas, climáticas, topográficas e litológicas descritas para o habitat ótimo do lince-ibérico na atualidade pode definir-se, de forma genérica, como monte mediterrâneo acidófilo. Em concreto, inclui-se muito maioritariamente na classe *Quercetea ilicis*, de bosques, arbústeos e matagais esclerófilo-perennifolios ou marcescentes termo a supramediterrâneos e, dentro dela, na ordem *Quercetalia ilicis*, a que correspondem os micro e mesobosques. Não obstante, em talvegues e zonas com freatismo, aparecem as geosséries ripárias, dominadas por vegetação edafohigrófila, em que adquirem um protagonismo especial as classes *Salici purpureae-Populetea nigrae*, de choupais, salgueirais e outros bosques e arbustos ripários caducifólios, e *Nerio-Tamaricetea*, de microbosques, arbústeos e comunidades de grandes ervas permanentes característicos de ribeiros temporários, córregos e sistemas temporhigrófilos similares. Para a sua caracterização, podem consultar-se as obras de Rivas-Martínez (1987, 2006), Valle (2003) e Costa (2004).

Na Serra de Andújar-Cardena, onde se concentra a mais importante população de lince-ibérico, assim como nos Montes de Toledo e a bacia do rio Guadalmena, a imensa maioria do território corresponde à série mesomediterrânea luso-estremadurenses seco-subhúmida silicícola da azinheira: *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* S. não obstante, apresentam-se duas variantes bem definidas: uma tipicamente mesomediterrânea, mais fresca, da qual o lince desapareceu quase completamente nos últimos anos, e outra termófila, do limite termo-mesomediterrâneo, caracterizada principalmente pelo lentisco (*Pistacia lentiscus*). Esta última adquire especial protagonismo, tanto porque é a que acumula maior superfície de territórios de lince-ibérico como pela importantíssima função de refúgio que desempenha o lentisco não só para o felino mas também para a sua principal presa: o coelho-bravo. Nos territórios mais cálidos do sudoeste, a série anterior é substituída por outras termomediterrâneas, especialmente *Myrto communis-Quercus rotundifoliae* S., série mariânico-monchiquense e bética, seca, silicícola da azinheira. Em geral, a primeira etapa de substituição do bosque de ambas é uma mancha mediterrânea, bem típica, com medronheiro (*Arbutus unedo*), labiérnago (*Phillyrea angustifolia*) e urze-branca (*Erica arborea*), carrasco (*Quercus coccifera*) ou, até de piorneira (*Retama sphaerocarpa*, *Cytisus scoparius* e outras genistas retamoides). A segunda é um esteval, que pode apresentar diferentes variantes, em função do termo e do ombrotipo, mas que costuma estar dominado por *Cistus ladanifer*, *C. salvifolius* e outras estevas. Finalmente, a última etapa de substituição é constituída por pastagens terofíticas pioneiras que, por pastorícia intensa e continuada, podem evoluir para redís de *Trifolio-Poetum bulbosae*.

Nas zonas de maior humidade e oceanicidade climáticas as séries das azinheiras dão passagem aos dois sobrais, cuja superfície vai incrementando para ocidente como consequência da influência do Oceano Atlântico. A mais amplamente representada nos

territórios de lince, embora a muita distância da azinheira, é a mesomediterrânea luso-estremadurenses subhúmida-húmida: *Sanguisorbo agrimoniooidis-Quercus suberis* S. não obstante, para sudoeste, em zonas mais quentes, aparecem as termomediterrâneas do sobreiro: a luso-estremadurenses subhúmida-húmida, *Myrto communis-Quercus suberis* S. e a lusitano-andaluzas litorais sabulícola seco-subhúmida, *Oleo-Quercus suberis* S., que é a que domina nos territórios de lince em Doñana. Em geral, a sua primeira etapa de substituição é uma mancha mediterrânea rica em medronheiros, lentisco-bastardo, urze-branca e, neste caso, folhado (*Viburnum tinus*), embora, por vezes, possam ser substituídos por comunidades de genistas retamoides da classe *Cytisetea scopario-striati*. A segunda etapa de substituição corresponde a formações matas e arbustos heliófilos dominadas por *Cistus populifolius* e diversas espécies de urzes; são os denominados estevais-urzais. Finalmente, a última etapa de substituição, ou a primeira de progressão, conforme a perspetiva, corresponde, como no caso anterior, a prados terofíticos acidófilos que, por pastoreio intenso e continuado, podem evoluir para redis de *Trifolium-Poetum bulbosae*. Especial menção merecem os sobrais da zona de Doñana, cuja orla e primeira etapa de substituição é um espinhal dominado por calicotome (*Calicotome villosa*) ou espinheiro-preto (*Rhamnus oleoides*). A segunda etapa de substituição, de matagal heliófilo, corresponde ao denominado monte branco ou, com mais frequência, ao monte negro. A última, como nos casos anteriores, a prados terofíticos neste caso sabulícolas (de arenais).

A vegetação potencial edafohigrófila, característica de talvegues e outras zonas submetidas a fenómenos de freatismo permanente ou temporário, corresponde maioritariamente à geossérie edafohigrófila meso-termomediterrânea Mediterrânea Ibérica Ocidental silicícola. Nela, nas zonas com humidade edáfica permanente podem aparecer salgueirais ou alisedas, mais raramente olmedos ou alamedas brancas, embora todas elas sejam comunidades relativamente escassas e mal conservadas nos territórios atuais ou passados do lince-ibérico. Apesar disso, algumas das suas melhores manifestações em Serra Morena encontram-se precisamente nesses territórios. Muitas vezes, devido à oscilação da capa freática, essas comunidades intercalam-se com as temporohigrófilas de freixos de folha estreita (*Fraxinus angustifolia*), que são abundantes, e em que costumam ser frequentes os silvados de *Rhamno-Prunetea*. Pelo mesmo motivo, e quando o freatismo é tipicamente estacional, costumam ser abundantes as cevadilhas (*Nerium oleander*), misturadas com os silvados já referidos, ou os tamujos de *Flueggea tinctoria*. Ambas as formações são muito frequentadas pelo lince-ibérico pela sua oferta de refúgio para ele e para o coelho-bravo e porque constituem magníficos caminhos ecológicos que permitem o fluxo de indivíduos entre diferentes tesselas do território. No entanto —é importante destacá-lo— trata-se de comunidades que, pela aceitável qualidade do seu pasto, sofreram uma drástica regressão nas últimas décadas como consequência do brutal incremento das cargas de ungulados nas quintas de caça grossa. O resultado —muito negativo— foi uma redução paralela na oferta de refúgio para o coelho-bravo, especialmente sobre solos pouco aptos para a escavação de tocas.

3.5.2. Vegetação real

Apesar da relativa uniformidade que a vegetação potencial apresenta nos atuais domínios do lince-ibérico, provavelmente a característica que mais se destaca da estrutura real da vegetação seja a sua heterogeneidade, a sua configuração de mosaico, com representação de todas as comunidades correspondentes às séries ou geosséries descritas. De facto, é evidente que, como já dissemos, o nosso lince não é um felino característico de bosques fechados, de ecossistemas primários; que necessita de uma representação adequada de tesselas de vegetação muito diferentes, desde bosques, passando por arbústeos e matagais até pastagens e rochedos. Os micro e mesobosques, assim como os arbústeos, matagais e rochedos contribuem para proporcionar-lhe refúgio, enquanto as tesselas de pastagem, ou as pequenas manifestações agrícolas, oferecem alimento às suas presas e, desse modo, também, indiretamente, ao lince. Como já indicamos anteriormente, essa estrutura em mosaico era a característica das grandes quintas de caça grossa, relegadas a esse uso por não serem aptas para outros (agricultura, pecuária, silvicultura) durante séculos. Apesar disso, a presença humana dispersa que existiu nelas até há poucas décadas, introduziu pequenas tesselas agrícolas, de pastagem e de pastaria que, juntamente com as baixas cargas de ungulados, permitiram a proliferação do coelho-bravo. Por esse motivo, e pela ausência de perturbações antrópicas de intensidade, esse foi e continua a ser o habitat ótimo do lince-ibérico. Em suma, hoje está claro que o lince-ibérico é uma espécie tão perfeitamente adaptada aos nossos ecossistemas mediterrâneos com um moderado grau de modelado antrópico, que essas atuações extensivas que durante séculos configuraram a sua tradicional estrutura em mosaico é hoje necessária para a manutenção dessas paisagens e, por conseguinte, para a conservação do lince.

Agora, embora fique claro que a estrutura em mosaico é a ideal para o lince-ibérico, qual deve ser o tamanho, a estrutura interna e a disposição das tesselas desse mosaico? Trata-se de um tema de ecologia da paisagem que é transcendental para a sobrevivência da espécie, pelo que analisaremos com certo detalhe.

Como já se afirmou anteriormente, o lince-ibérico não é uma espécie de bosque fechado, mas de zonas sem árvores e de massas claras, em que cobram um especial protagonismo tanto os arbústeos e matagais como a pastagem ou, até, o cultivo agrícola, estes últimos em massas para pastagem. Por isso, embora seja habitual que nas áreas de campeio do lince existam tesselas de árvores, nem costumam ser de grande extensão nem mostram graus de espessura incompatíveis com o desenvolvimento dessas comunidades arbustivas a que fizemos referência (Figura 3.3.). De facto, tanto Rodríguez e Delibes (1990) como Palomares (2001) e muitos outros cientistas manifestaram a incompatibilidade do lince com grandes extensões de bosque fechado, por exemplo, as extensas repopulações florestais que se realizaram no início da segunda metade do século XX. Por todo isso, as atuações selvícolas costumam ser praticamente imprescindíveis para garantir tanto a já mencionada estrutura florestal em mosaico como a desejável baixa espessura do arvoredo, muito especialmente no caso das tesselas de repopulação que frequentemente aparecem nas quintas de lince e

que ou não foram objeto de tratamentos selvícolas (desbastes, claras e podas) desde a sua implantação ou o foram com uma intensidade e frequência muito moderadas. As grandes árvores velhas, com vãos, devem ser respeitadas, tanto porque, de forma geral, contribuem para incrementar a biodiversidade como porque, em particular, são utilizadas por vezes pelo lince-ibérico para a sua reprodução, sobretudo quando faltam grandes rochedos onde possam situar as suas tocas de cria.



Figura 3.3. Habitat ótimo de lince-ibérico mostrando a espessura clara e o pequeno porte do arvoredo, assim como o desenvolvimento relativamente bom da vegetação rasteira arbustiva, de matagal e herbácea.

As comunidades arbustivas e de matagal são especialmente importantes para o lince-ibérico, e muito especialmente as mais evoluídas (lentiscos, carrascos, manchas mediterrâneas, silvados ou tamujos), que lhes proporcionam refúgio, tranquilidade e por vezes sítios de cria, e cuja existência e bom grau de conservação parecem estreitamente ligadas às melhores populações do felino. As de caráter colonizador, heliófilo (estevais, urzais, estevais-urzais, rosmariniais, romeirais), de diversidade muito inferior, parecem muito menos interessantes tanto para o lince como para o coelho-bravo. Essa afirmação foi corroborada pelos trabalhos de Palomares *et al.* (2000), Palomares (2001) e Palomares e Rodríguez (2004) na área de Doñana, onde encontraram uma correlação negativa entre a área de campeio do lince-ibérico e a percentagem de matagal heliófilo, enquanto essa correlação é positiva com os arbústeos mais evoluídos. Do mesmo modo, afirmam que os territórios com lince residentes têm menor cobertura de arvoredo, árvores mais baixas, vegetação rasteira mais densa, arbustos mais altos e maior abundância de coelho que os territórios que ou não têm lince ou os têm com caráter não permanente. Ao contrário

do que expusemos para as formações arbóreas, as arbustivas e de matagal podem e costumam cobrir grandes superfícies nos domínios do lince-ibérico, embora muitas vezes costumem ser salpicadas por pequenas tesselas de pastagem ou cultivos agrícolas, que contribuem para proporcionar diversidade estrutural ao sistema e alimento de qualidade ao coelho-bravo (Figura 3.4.). Em concreto, Palomares e Rodríguez (2004) afirmam que 75% das zonas onde o lince vive e reproduz-se de forma estável predomina o matagal mediterrâneo, com uma cobertura cuja média é de 55%. Em geral, as comunidades de caráter climatófilo –ou seja, as não afetadas por fenómenos de freatismo– são as que cobrem maiores extensões de terreno e costumam apresentar um aceitável grau de conservação, embora a intensa pressão dos ungulados os afete com intensidade há várias décadas. Nelas, e pelos motivos mencionados, provavelmente o mais interessante seja garantir a persistência das comunidades mais evoluídas –o que implica necessariamente a ordenação das cargas de ungulados, silvestres ou domésticos–, e, se for possível, facilitar a evolução das heliófilas para elas. As comunidades edafohigrófilas (silvados, tamujos, cevadilhas), costumam ser mais escassas, dado o seu vínculo com rios, ribeiros, talvegues ou nascentes (Figura 3.5.). No entanto, como já manifestámos, a sua importância para o lince-ibérico e o coelho-bravo é transcendental. Em geral, a sua situação é muito pior do que a das comunidades climatófilas porque, ao estarem ligadas aos pontos de água e ao apresentar um pasto de certa qualidade (o dos silvados é excelente) veem-se muito afetadas tanto pelo gado como pela caça grossa. Como consequência, é habitual que tenham desaparecido ou apresentem níveis de degradação apreciáveis. Por isso, a sua proteção, restauração ou, por vezes, reintrodução são tratamentos que devem ser contemplados com caráter habitual nos planos de conservação do lince-ibérico.



Figura 3.4. (esq.) e 3.5. (dir.) Os lentiscos (esquerda) são comunidades arbustivas muito evoluídas que proporcionam um magnífico habitat tanto para o lince-ibérico como para o coelho-bravo. Na imagem mostra-se um terreno convertido em pastaria. À direita observa-se um típico tamujo que protege e borda um ribeiro da Serra Morena e que proporciona refúgio, alimento e vias de comunicação ao lince-ibérico.

As tesselas cobertas por vegetação herbácea sem cobertura lenhosa estão presentes com assiduidade no habitat do lince-ibérico, porque constituem a principal fonte de alimento para a sua presa básica: o coelho-bravo. Costumam ser criadas através de lavoura e fogo, e mantiveram-se graças à pressão dos herbívoros, sobretudo domésticos. No entanto, a sua extensão costuma ser pequena, geralmente inferior a 5 ha. Muitas vezes, aparecem dispersas no interior de manchas de arvoredo, arbústeos ou matagais e contribuem para incrementar a sua diversidade biológica e para criar ecótonos que têm um enorme interesse tanto para o lince como para os coelhos. De facto, o desaparecimento da presença humana e o gado de muitas quintas dedicadas à caça grossa ou, até à conservação (o Parque Nacional de Doñana é um bom exemplo), provocou o fecho da vegetação arbustiva e o desaparecimento dessas tesselas de pastagem. As consequências foram muito negativas, tanto para o coelho-bravo como para o lince, e até para muitas outras espécies que dependiam dessa estrutura em mosaico; além disso, reduziu-se a diversidade biológica total e incrementou-se o risco de incêndios de grandes proporções. Por isso, até no citado Parque Nacional empreendeu-se uma política de desbravamento em pequenas superfícies orientada a recuperar a diversidade estrutural e biológica e, em particular, as populações de coelho-bravo e lince-ibérico (Moreno e Villafuerte, 1995).

Como é lógico, tendo em conta as características básicas que descrevemos para o habitat ideal do lince-ibérico, nele as tesselas de carácter agrícola ou não existem ou são escassas e de pequena superfície. No entanto, o habitual é que existam, porque foram criadas pela dispersa população humana que viveu durante séculos nos e dos recursos do monte. Atualmente, embora a Política Agrária Comum tenha fomentado o abandono dos terrenos agrícolas marginais –estes são-no quase sempre–, muitos mantiveram-se precisamente graças às subvenções existentes para a agricultura extensiva ou por dedicar-se não já ao consumo humano mas para fins cinegéticos ou para cobrir os buracos alimentícios de uma pecuária extensiva que já não transuma. Em geral, pode afirmar-se que a presença dispersa dessas pequenas tesselas agrícolas, localizadas, em zonas de escassa ou nula pendente, onde não existe risco de erosão, contribui para incrementar a diversidade estrutural e biológica do habitat, para melhorar em quantidade e qualidade a oferta de alimento para as presas do lince-ibérico e, em suma, para tornar mais fácil a vida do felino nesse território.

Para finalizar, analisaremos dois aspetos de particular importância para a conservação do lince-ibérico: a superfície mínima de habitat ótimo que a espécie necessita em cada núcleo populacional e a conectividade entre essas áreas de habitat ótimo.

Dada a sua condição de superpredador, o lince possui áreas de campeio e de reprodução de grande superfície, normalmente entre 3 e 20 km², em função das características do habitat e da abundância de coelho-bravo. Se se considerar, também, o número mínimo de fêmeas reprodutoras que se necessita para manter uma população estável, pode chegar-se à conclusão que a superfície de habitat ótimo que se requer para garantir a existência dessa população é muito grande, pelo menos de 90-

600 km² (Figura 3.6.). Por esse motivo, o lince-ibérico vê-se afetado de forma negativa e intensa pela fragmentação do seu habitat, especialmente pelas estradas que, como infelizmente se pôde comprovar nos últimos anos, provocam uma alta mortalidade na espécie. Por outro lado, já se afirmou que o lince-ibérico possui uma típica estrutura metapopulacional, e que a conectividade entre os núcleos dessas subpopulações é imprescindível tanto para incrementar a probabilidade de conservação da espécie como para assegurar a imprescindível diversidade genética que isso requer (Ferrerias, 2001). Por isso, como já se afirmou anteriormente, a gestão do habitat do lince não pode limitar-se aos territórios ocupados pela espécie, mas deve também prestar uma atenção muito especial tanto para garantir a existência de caminhos ecológicos que permitam deslocar-se aos indivíduos entre as populações como a criar, manter ou melhorar as características de tesselas do território com possibilidade de albergar, pelo menos temporariamente, esses indivíduos divagantes. Nesse sentido, tanto Ferrerias (2001) como Rodríguez e Delibes (2003) manifestam que a distância entre os núcleos metapopulacionais é o primeiro fator relacionado com a conectividade e que, por conseguinte, se se desejar evitar a extinção da espécie é necessário tentar manter populações relativamente próximas (menciona-se uma distância máxima de 30 km), mesmo que algumas delas sejam muito pequenas. Em suma, como os meios materiais e humanos são limitados, propõe-se a concentração de esforços para a manutenção ou o estabelecimento de novas populações no meio das já existentes. Por tudo isso, a ecologia da paisagem pode e deve constituir uma magnífica ferramenta de planificação e desenho de atuações.

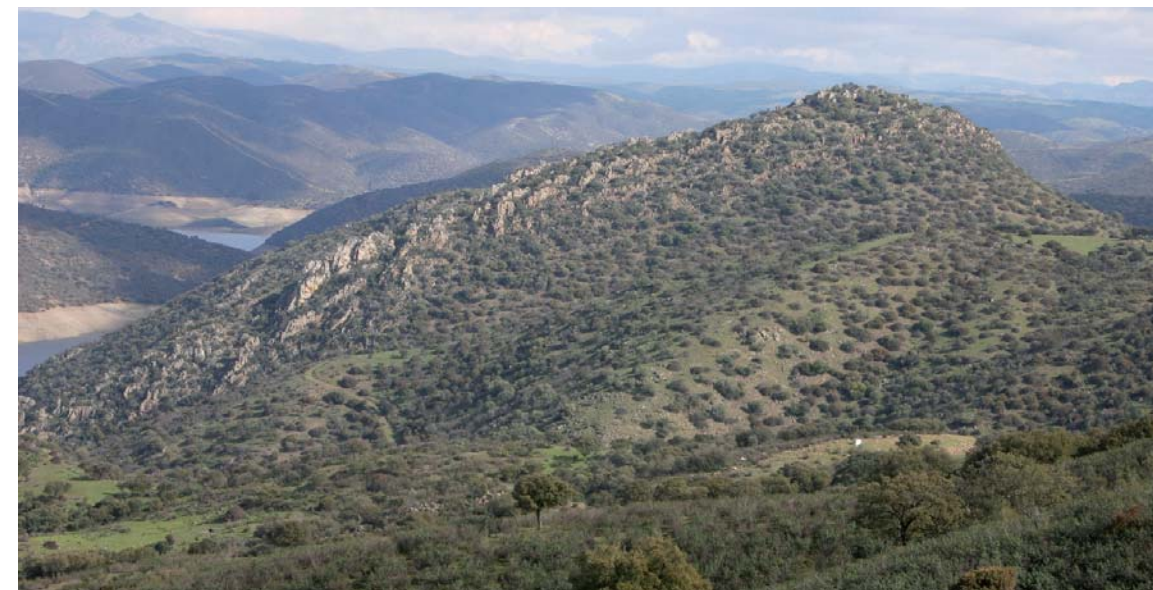


Figura 3.6. As populações estáveis de lince-ibérico necessitam de grandes territórios de habitat ótimo, com uma densidade e atividade humana muito pequenas, como acontece na parte da Serra de Andújar que se mostra na fotografia.

3.6. FAUNA

Embora a maior parte dos trabalhos que descrevem o habitat ideal de uma espécie se concentrem no meio físico e da vegetação, a fauna desempenha, muitas vezes, um papel que não pode ser esquecido, e muito menos no caso do lince-ibérico. Por isso, considerá-mos imprescindível dedicar-lhe uma atenção mínima neste ponto.

São múltiplos os trabalhos de investigação (Delibes, 1980a, 1980b; Rodríguez e Delibes, 1990; Aldama, 1993; Ferreras *et al.*, 1997; Palomares, 2001a; Palomares *et al.*, 2001; Fernández, 2003) que relacionam a qualidade do habitat do lince-ibérico com a abundância de espécies-presa e, muito em particular, com a do coelho-bravo. De facto, não se conhece a existência de populações de lince-ibérico em territórios onde o lagomorfo não alcance certa densidade. Por isso, hoje, e com os conhecimentos atualmente disponíveis, pode afirmar-se que a abundância desse lagomorfo é um requisito imprescindível para a existência da espécie, e com maior motivo para a sua reprodução. Em concreto, como já se expôs no capítulo anterior, estima-se que a densidade mínima de coelho-bravo nas áreas de reprodução deve ser de 1 exemplar/ha no momento como mínimo populacional (outono) e 4-5 no máximo (finais da primavera). A abundância de outras possíveis presas, como a perdiz vermelha, os micromamíferos ou, até, ungulados silvestres poderia, talvez, suavizar esse requerimento mas, no momento, não foi possível confirmar-se essa possibilidade.

Em relação às espécies de caça grossa, as relações são menos claras. O javali (*Sus scrofa*) conviveu com o lince durante séculos, mas em densidades populacionais muito baixas. Atualmente a situação mudou e pode afirmar-se que as altas densidades do suídeos, cada vez mais frequentes, são muito desfavoráveis para a presença do lince. O principal motivo é que o javali é um predador habitual de crias e exemplares jovens de coelho-bravo, especialmente nas tocas, o que, juntamente com a pressão das doenças e outros predadores, chega a converter-se num obstáculo incontornável para a recuperação das populações do lagomorfo (“armadilha do predador”), em particular sobre solos pouco aptos para a escavação de vivares (Calzada, 2000). Os restantes ungulados silvestres não parecem ter uma relação similar com o lince-ibérico; de facto, confirmou-se a predação deste sobre fêmeas e jovens da maior parte das espécies (carneiro, gamo, veado) e não foi possível demonstrar-se que a concorrência trófica destas com o coelho-bravo constituía um problema grave para o lagomorfo. No entanto, existe uma relação indireta de carácter negativo à qual não podemos deixar de referir-nos. Consiste em que, nas circunstâncias socioeconómicas e políticas atuais, a caça grossa é com mais frequência para os proprietários de quintas que a menor ou a pecuária. Essa circunstância motivou a mudança de uso de muitas grandes quintas em que o lince habitava para dedicá-las a esse aproveitamento. Como consequência, e deixando à margem o já comentado problema do javali, abandonaram-se muitas atividades tradicionais que permitiam manter a estrutura em mosaico do habitat e que favoreciam claramente o coelho-bravo: abertura, conservação e melhoria de zonas de pastagem ou cultivo, sobretudo. Desse modo a vegetação lenhosa fechou e a estrutura da paisagem homogeneizou-se, com a conseguinte redução da biodiversidade e do incremento do risco de incêndios de

grandes proporções. Mas também prejudicou o coelho-bravo e favoreceu alguns dos seus predadores terrestres, à exceção do lince-ibérico.

Em alguns casos, a alteração de uso do solo orientou-se para o aproveitamento pecuário extensivo. Essa atividade foi também compatível com a presença do lince-ibérico durante séculos, mas de forma muito extensiva e frequentemente temporário (transumância). Atualmente, o prático desaparecimento da transumância e dos pastores e a Política Agrária Comunitária, que considerou pecuária extensiva até 1,4 Unidades de Gado Maior por hectare (UGM/ha) e que favoreceu o bovino face ao ovino, fizeram alterar drasticamente a situação. Cada dia são mais frequentes as explorações semi-intensivas que, além de ter cargas pecuárias manifestamente não sustentáveis pelo meio, abusam da alimentação suplementar, dos desbravamentos e dos cultivos agrícolas. O resultado foi uma brusca regressão da vegetação lenhosa e uma simplificação das estruturas que, muitas vezes, são incompatíveis com a presença do lince.

Para finalizar, recordaremos que, como superpredador, o lince-ibérico mantém relações de rivalidade e exclusão com outros predadores, especialmente com a raposa, a quem em boa medida expulsa dos seus territórios (Fedriani *et al.*, 1999; Palomares, 1999; Fundação CBD-Habitat, 2006). Tal levou a considerá-lo, com propriedade, como um magnífico aliado para a caça menor (Palomares, 1999). No entanto, a situação não parece tão clara com outros, como o texugo. Em todo o caso, essa relação de mútuo benefício entre o lince e a caça menor pode dar lugar, como já manifestámos no caso do javali, a situações que poderíamos qualificar de “becos sem saída”. Em concreto, a abundância de predadores generalistas pode converter-se num obstáculo incontornável para a existência de populações abundantes de coelho-bravo num território e, desse modo, impedir o estabelecimento de lince dispersantes no mesmo, o que, por sua vez, seria favorável para os predadores generalistas. Felizmente, a experiência recente (Fundação CBD-Habitat, 2006) demonstrou que uma boa gestão do habitat pode permitir sair desse tipo de situações.

3.7. INFRAESTRUTURAS

Em pontos anteriores afirmou-se que o lince-ibérico é um claro exemplo de um predador adaptado a um meio natural modelado pelo homem. No entanto, essa capacidade tem um limite, e o felino vê-se afetado de forma muito negativa pelas infraestruturas mais modernas, em especial pelas infraestruturas lineares de transporte (ILT: vias asfaltadas e vias férreas), cuja rede em Espanha é particularmente extensa e experimentou uma forte ampliação nas últimas duas décadas.

O impacto destas infraestruturas sobre as espécies silvestres e sobre a conectividade ecológica geral considera-se de primeira ordem e identificam-se quatro tipos de impactos fundamentais (Mader, 1984; Forman *et al.*, 2003):

- a) Representam uma perda de habitat *per se*.
- b) Reduzem a densidade populacional nas imediações da via, pelas perturbações sonoras, luminosas, contaminantes, etc.
- c) Incrementam a mortalidade direta por atropelamento
- d) Produzem um efeito barreira que limita ou impede os movimentos das espécies e a fragmentação dos habitats (subdivisão de populações e perda de conectividade).

De todos estes efeitos, a fragmentação do habitat é possivelmente aquele que apresenta mais efeitos associados e o mais complexo de abordar, pois requer uma perspetiva e uma escala de paisagem (Saura *et al.*, 2013). Representa um maior risco de regressão e extinção das espécies, pois as populações isoladas são mais sensíveis a fenómenos estocásticos (demográficos, genéticos ou ambientais) (Andrews, 1990; Fahrig e Merriam, 1994; van Apeldoorn, 1997; Lindenmaier *et al.*, 1999). Além disso, algumas espécies são mais vulneráveis à fragmentação do habitat, especialmente às de grande tamanho, com amplas áreas de campeio e baixas taxas de reprodução como alguns grandes carnívoros (Crooks, 2002), que são também as espécies mais escassas.



Figura 3.7. Raposa atropelada numa estrada da área de distribuição do lince na Serra Morena.

Todos estes efeitos dão-se no caso do lince-ibérico. A mortalidade produzida por atropelamento é uma das principais causas de mortalidade não natural identificadas para a espécie, embora seja verdade que também é a mais facilmente detetável das causadas pelo homem. A sua taxa foi especialmente alta para a população de Doñana-Aljarafe, onde se registaram 52 dos 67 atropelamentos constatados entre 1979 e 2010 (Simón *et al.*, 2012).

À perda de efetivos populacionais, há que somar outro efeito indesejável das infraestruturas de transporte nos programas de conservação da espécie: impedir ou dificultar a expansão das populações naturais, a sua conexão com as áreas de reintrodução e o assentamento destas. Assim, entre janeiro de 2013 e outubro de 2014, conheceram-se 34 atropelamentos de lince, dos quais 22 (64,7%) ocorreram nas populações de Andújar-Cardena e Doñana-Aljarafe; no caso da população de Andújar, 5 dos atropelamentos produziram-se na autoestrada A-4, na zona de ligação desta população com a área de reintrodução de Guarrizas. Os outros 12 atropelamentos correspondem a populações reintroduzidas (Guadalmellato, 20,6%; Guarrizas, 11,8%; Matalchel-Badajoz, 2,9%). Três dos atropelamentos ocorreram em linhas férreas. Sem dúvida, parte deste efeito deve-se à ampliação da área de distribuição e do tamanho das populações de lince-ibérico mas, ao mesmo tempo, requer atuações, muitas vezes complicadas técnica e administrativamente, que mitiguem este impacto.

Mortes por atropelamento 2013 - 2014* por população

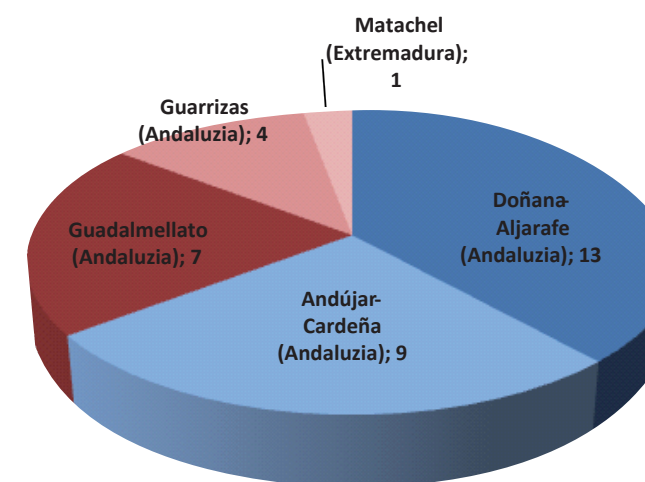


Figura 3.8. Mortes por atropelamento entre 2013 e 2014 (até outubro) por populações. A azul populações naturais e a vermelho, populações reintroduzidas. (Elaboração própria a partir dos dados do Conselho do Ambiente da Junta da Andaluzia-Life+ IBER-LINCE, 2014).

Se os efeitos das grandes infraestruturas de transporte foram amplamente estudados, apenas há estudos sobre os efeitos de outras infraestruturas lineares como os cercados cinegéticos e pecuários (cercas) característicos da metade sul da Península Ibérica (García *et al.*, 1998), provavelmente pelo caráter muito local deste tipo de infraestruturas. A partir dos anos 60 do século XX, no contexto das alterações de utilização em muitas zonas rurais (abandono de usos agroflorestais tradicionais e intensificação da caça maior e a pecuária), no sul da Península generalizou-se a instalação de limites perimetrais em cada couto de caça (López-Ontiveros, 1991). Deste modo aumentava a densidade de ungulados cinegéticos no seu interior e facilitava-se o manuseamento e a caça na modalidade de montaria. Alguns dos efeitos produzidos por esta alteração de manuseamento sobre o meio foram amplamente estudados, em particular as afeções à vegetação por aumento da carga, a consanguinidade das populações cinegéticas, o aparecimento e prevalência de doenças e a concorrência com as espécies originais (Arenas, 1993).

No resto da Europa e na América do Norte as cercas deste tipo no meio natural são pouco frequentes. As mais comuns são as cercas de exclusão das infraestruturas de transporte e as ganadarias (eletrificadas, de madeira, com arame farpado, etc.), geralmente de menor altura. Os estudos centram-se nestas últimas e nos seus efeitos sobre ungulados e animais domésticos (Wyoming Game and Fish Department, 2004; VerCauteren *et al.*, 2006; Harrington e Conover, 2006). Os principais problemas identificados para a fauna selvagem são (Hanophy, 2009): o facto de serem demasiado altos para os evitar ao saltar; demasiado baixos para os atravessar a rastejar; que tenham arames soltos ou pouco esticados; os arames estarem muito juntos; serem pouco visíveis, especialmente para aves e morcegos; e representarem uma barreira completa.

As conclusões destes estudos são de difícil aplicação às cercas cinegéticas do sul da Península. No entanto, sugerem alguns efeitos que se podem atribuir a priori também às cercas espanholas: fragmentação do habitat (Forman *et al.*, 2003), impermeabilidade para a fauna não cinegética, perda de diversidade genética por endogamia (Rehr, 1989), maior vulnerabilidade a métodos não seletivos de controlo de predadores (Blanco, 1994; Muñoz-Cobos e Azorit, 1996) e morte direta por colisão (Arenas, 1993), captura ou ficar preso.

Conhecem-se, pelo menos, dois casos documentados de mortes de lincos ibéricos após ficarem capturados em cercas de gestão (perimetrais) e de proteção (interiores) entre 2010 e 2011 na localidade de Andújar-Cardena (Life+ IBERLINCE, 2014). Pelo menos, num dos casos, a morte sucedeu por inanição prolongada após ficar capturado a meia altura de uma cerca cinegética. Estes dados apoiam a relevância para se analisar o estado dos limites cinegéticos e ganadeiros, avaliar as suas afeções e propor medidas de correção. Com isso realiza-se, por um lado, um trabalho preventivo e de vigilância (deteção de mortalidade e de armadilhas não seletivas), e por outro, priorizam-se e justificam-se futuras correções.

Num estudo-piloto da Fundação CBD-Habitat, desenvolvido em 2013, dentro da área de distribuição do lince na localidade de Andújar-Cardena, percorrem-se pouco mais de 43 km de limites cinegéticos e ganadeiros perimetrais e interiores caracterizando-os em



Figura 3.9. Imagens de um lince ibérico a atravessar uma cerca cinegética em Andújar-Cardena (Foto cortesia do Sr. Quirantes).



Figura 3.10. e 3.11. Caso em que um lince ibérico ficou preso acidentalmente em Andújar-Cardena. Estes acidentes são mais prováveis se o lince atravessar a cerca a trepar em vez de por um passo inferior apto, como se vê na fotografia anterior.

relação a uma potencial afeção da fauna silvestre (tipo de limite, habitat circundante, presença de elementos de controlo não seletivo, eventos de mortalidade de fauna, e indícios de passagem natural de fauna) (Fundação CBD-Habitat, 2013). Comprovou-se que 85% do comprimento percorrido não se ajustava à atual normativa que estabelece que os limites devem ser tais que permitam o livre-trânsito da fauna silvestre não cinegética. Embora não se detetasse eventos de mortalidade, detetaram-se alguns laços ou outras armadilhas potenciais ancorados a ela, a maioria inativa ou muito antiga. É um facto destacável pois a legislação não permite este tipo de armadilhas desde há décadas e porque constata-se, pela deterioração de alguns destes elementos, que ficaram abandonados ou esquecidos. A maioria destes elementos localizou-se em áreas confinadas a zonas públicas.

A maioria dos troços apresentava elementos de reforço da rede ou de ancoragem no solo, não permitidos pela normativa. Não obstante, a frequência mais abundante corresponde a menos de 25 elementos por quilómetro, o que representa um destes elementos a cada 40 m, se estivessem homoganeamente distribuídos. O número de passos aptos para carnívoros por quilómetro mostrou que a maioria dos troços tem permeabilidade nula ou baixa. Ou seja, muito poucos troços apresentavam mais de uma gateira a cada 40 metros.

3.8. ATIVIDADE HUMANA

A atividade humana também afeta direta e intensamente o lince ibérico. A espécie foi capaz de conviver com o homem durante séculos, mas com uma população humana muito escassa e dispersa cuja influência sobre o felino era mínima. De facto, pode afirmar-se com segurança que o lince ibérico é um predador com altos requerimentos de tranquilidade – provavelmente os mais altos de todos os carnívoros espanhóis–nas suas áreas de campeio e reprodução que, como já dissemos, são muito amplas. Necesita de grandes territórios de monte mediterrâneo com escassa influência humana. Precisamente a ausência dessas grandes superfícies na metade oriental espanhola, dominada por paisagens agrícolas, esteja ma origem desse precoce desaparecimento dessa parte da nossa geografia. Apesar disso, chama a atenção que, nas áreas onde está presente, o seu comportamento, quando se encontra com o homem, é relativamente confiante, até muito mais que o de espécies com menores exigências de tranquilidade, como a raposa.

Todas as atividades humanas que se desenvolvam na área de presença da espécie deveriam organizar-se de forma que evitem incómodos graves à espécie, ou seja, as que possam traduzir-se em fracasso da reprodução, dificuldade para alimentar-se, alteração grave do comportamento e, no pior dos casos, risco de mortalidade. Para conseguir essa adequada organização é necessário conhecer em que época do ano e em que locais do seu domínio vital são mais vulneráveis às atividades humanas, é o que se conhece como Período Sensível e Área Sensível de uma espécie (González e San Miguel, 2004). Embora abarcam mais aspetos do seu ciclo vital, costumam centrar-se nos períodos de reprodução e migração. No caso do lince ibérico, os mesmos autores propõem como Área Sensível uma superfície à volta de uma toca (onde se produz o parto e se abrigam as crias nos dois ou três primeiros meses de vida) ou de um ponto de observação de uma fêmea com cria de 500 m de raio. E como Período Sensível de março a agosto incluídos, por ser o período em que se produzem os partos e as etapas iniciais de desenvolvimento das crias, até poderem caçar sozinhos. Não obstante, o cio também pode considerar-se uma fase de vulnerabilidade à presença humana e então o Período Sensível poderia ampliar-se de dezembro a agosto. Em geral, a legislação e os instrumentos de planificação ambiental recolhem já estes requerimentos na hora de organizar os trabalhos e de conceder autorizações. Embora fora dos espaços protegidos a norma possa parecer menos contundente, a existência de qualquer incómodo à fauna tem o mesmo perigo e similares consequências legais

Finalmente, embora se trate de uma atividade de expansão recente, devem ter-se em conta as atividades de turismo de natureza (avistamento de fauna, fotografia, caminhada e turismo ativo, etc.) desenvolvidas tanto por particulares como por empresas nas zonas com presença de lince. O auge que adquiriram nos últimos dez anos e a sua própria natureza, na qual o encontro com a espécie não é acidental (caso dos usos agrícolas, florestais ou cinegéticos) mas o objetivo último, acrescentou um novo fator potencial de perturbação se estas atividades não se realizam com uma escrupulosa observação da legislação e de simples NORMAS DE CONDUTA, fáceis de cumprir por qualquer cidadão responsável. A sua inobservância pode provocar incómodos e interferências desnecessárias no comportamento normal da espécie.



Figura 3.12. Grupo de observadores a tentar avistar um lince na Serra de Andújar em 2012. Fonte: Life+IBERLINC

NORMAS A SEGUIR EM TERRITÓRIOS DE LINCE

DURANTE A OBSERVAÇÃO:

- Se observar um lince, permaneça no mesmo lugar. Não se aproxime nem o persiga.
- A sua presença não deve perturbar o animal nem alterar o seu comportamento.
- Mantenha-se em estradas, trilhos e caminhos públicos habilitados para o trânsito de pessoas. Evite o acesso a zonas não autorizadas, restringidas ou sensíveis.
- Modere a velocidade em estradas e pistas florestais em que existam populações de lince ibérico.
- Evite emitir ruídos fortes (gritos, altifalantes, buzina ou cláxon de carro, música alta, etc.).
- Evite utilizar focos luminosos ou flashes durante a noite.
- A massificação dos pontos de observação e a circulação excessiva de veículos e pessoas pode causar incómodos: evite-o ou minimize-o nas épocas mais sensíveis para o lince (época de cio e reprodução, de dezembro a agosto).
- Perante um avistamento, a melhor forma de proceder é comunicando-o primeiro aos responsáveis da conservação da espécie nesse território, que poderão assessorá-lo sobre o grau de fragilidade dessa informação.
- Mantenha-se afastado de parideiras, covas ou zonas onde uma fêmea em época de criação (março-agosto) possa albergar crias. Não revelar a localização destes lugares, salvo à administração competente que contribua para a sua conservação.
- As empresas de turismo ativo e atividades na natureza devem estar registadas e obter as licenças oportunas para realizar as suas atividades.
- Mantenha o máximo respeito pelas instituições e pessoas que trabalham para a conservação do meio natural. Solicite as licenças necessárias às autoridades competentes.

- Tome as devidas precauções para evitar incêndios florestais e mantenha a zona limpa de lixo.
- Se observar alguma infração contra o ambiente, informe as autoridades.

DURANTE A REALIZAÇÃO DE FOTOGRAFIAS OU VÍDEOS:

- Cumpra todas e cada uma das condições da sua autorização para a fotografia e/ou filmagem do lince ibérico. Se não requerer autorização, seja igualmente prudente e não se aproxime a menos de 100 metros do animal.
- Abstenha-se de usar métodos pouco éticos e ilegais para observar lince ou para atraí-los à sua posição como focos, gravações, reclames, presas vivas ou mortas, etc.

Para a Andaluzia pode consultar a seguinte legislação aplicável:

- Lei 8/2003, *da flora e fauna silvestres da Andaluzia*: artigo 7.2.
- Decreto 23/2012, de 14 de fevereiro, *pelo qual se regula a conservação e o uso sustentável da flora e a fauna silvestres e os dos seus habitats*: artigo 21.
- Decreto 15/2011, de 1 de fevereiro, *pelo qual se estabelece o regime geral de planificação dos usos e atividades nos parques naturais e aprovam-se medidas de agilização de procedimentos administrativos*: anexo.

Esperanza Jiménez do Río
Agente do Ambiente da Junta da Andaluzia

Capítulo 4



O coelho-bravo:
a presa principal do lince ibérico

O coelho-bravo: a presa principal do lince ibérico

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



4.1. INTRODUÇÃO

No capítulo anterior afirmámos que a conservação do lince ibérico estava estreitamente ligada à do seu habitat e que, por isso, o conhecimento do mesmo era imprescindível para a conservação do felino. Algo parecido acontece com o coelho-bravo (Figura 4.1), que constitui a sua principal presa, até ao ponto de chegar a representar 100% da sua dieta e habitualmente ultrapassa 85% (Delibes, 1980a, b; Aymerich, 1982; Aldama *et al.*, 1991; Aldama, 1993; Calzada e Palomares, 1996; Blanco, 1998). De facto, como também afirmámos no capítulo anterior, a abundância do lagomorfo é considerada uma condição indispensável para a presença, e com maior motivo a reprodução, do lince ibérico. Por isso, boa parte das atuações orientadas para a sua conservação tentam consegui-la por meio do fomento das populações de coelho. Como consequência, seguindo um raciocínio similar ao exposto anteriormente, acreditámos ser necessário incluir neste Manual um pequeno capítulo destinado a resumir os aspetos mais básicos da biologia e ecologia do coelho-bravo, aspetos cujo conhecimento consideramos imprescindível para o desenho de atuações orientadas para o seu fomento. Para um conhecimento mais detalhado da espécie, podemos recorrer aos trabalhos de Soriguer (1981), Thompson e King (1994); Villafuerte (1994), Blanco (1998); Gea *et al.* (2004); González e San Miguel (2004) ou Muñoz-Igualada (2005).



Figura 4.1. Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) adulto.

4.2. TAXONOMIA E DISTRIBUIÇÃO

O coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) é um lagomorfo da família *Leporidae*, à qual pertencem lebres e coelhos, que se caracteriza precisamente pelo seu carácter escavador, aspeto ao que alude o seu nome específico, porque *cuniculus* parece ser uma voz de origem ibérica que passou ao latim e significa, precisamente, toca, abrigo (Corominas, 1987). De tamanho médio (em Espanha, o peso dos adultos costuma oscilar entre 800 e 1500 g e no Reino Unido e Austrália chegam a superar os 2 kg) e grande prolificidade, constitui uma presa básica para a maior parte dos carnívoros, e muito particularmente para o lince ibérico, que se especializou no seu consumo e parece ter coevoluído com o lagomorfo, chegando a depender fortemente da sua dinâmica populacional.

Oryctolagus cuniculus é o único coelho europeu. A sua origem, relativamente recente, porque data do Pleistoceno médio (López Martínez, 1977), está na Península Ibérica, onde colonizou praticamente todas as regiões e rapidamente adquiriu tal protagonismo pela sua abundância que, de facto, Espanha é um termo de origem fenícia que significa “terra de coelhos”. A sua prolificidade e tamanho médio levaram-nos a ser domesticado pelos romanos, que o expandiram por todos os seus domínios. Essa tarefa continuou durante séculos por grande parte da Europa (as primeiras evidências da sua presença no Reino Unido datam do século XII), onde facilmente se tornou selvagem. Posteriormente foi exportado para muitas colónias europeias, sobretudo a Austrália, onde, dada a ausência de predadores especializados, rapidamente adquiriu o carácter de praga. Precisamente como consequência dessa circunstância, nos princípios do século XX isolou-se o vírus da mixomatose, que afetava de forma benigna o género americano *Sylvilagus*, e decidiu-se utilizá-lo como meio de controlo dessa praga. Em 1950 foi introduzido na Austrália e pouco depois (1952), em França, de onde se estendeu rapidamente por toda Europa, dizimando as populações com uma impressionante eficácia. Posteriormente, em 1988, aparece na Europa outro vírus, o da doença hemorrágica, que constituiu um complemento letal da mixomatose

para a maior parte das populações espanholas e, paralelamente, para as dos predadores mais especializados na sua captura, em especial o lince ibérico (*Lynx pardinus*), a águia imperial (*Aquila adalberti*) e a águia-perdigueira (*Aquila fasciata*).

Atualmente admite-se a existência de duas subespécies do coelho-bravo europeu: *O. c. algirus* (Loche, 1858), de tamanho pequeno e característico da metade ocidental da Península Ibérica (populações situadas a oeste de uma linha imaginária que unisse a Corunha a Almería), norte de África e ilhas mediterrâneas, e *O. c. cuniculus* (L. 1758), de maior tamanho, que ocupa o resto da Europa ocidental. A diversidade genética parece ser muito superior nas populações da subespécie *algirus*, o que em princípio representaria uma vantagem adaptativa face a perturbações graves, e em particular face a doenças como a mixomatose ou a hemorragia viral, que também tem a sua própria diversidade genética e capacidade de mutação.

Embora o coelho-bravo se estenda praticamente por todo o território espanhol, hoje conta apenas com populações verdadeiramente abundantes nas comarcas de Madrid, Castela-La Mancha, Múrcia-Alicante, a ribeira do Ebro e Andaluzia; comarcas cujas características litológicas e de utilização do território permitiram a sua reprodução com a intensidade suficiente para se sobrepôr à incidência das doenças, dos predadores e da caça.



Figura 4.2. Os substratos graníticos são especialmente favoráveis para o coelho-bravo porque são lugar a solos facilmente escaváveis e proporcionam proteção para os vivares.

4.3. MORFOLOGIA

Como já dissemos, o coelho-bravo é um mamífero de tamanho médio, cujos adultos costumam pesar entre 800 e 1500 g em Espanha, embora não haja diferenças significativas entre sexos. Parece adaptar-se perfeitamente à Lei de Bergman, porque o tamanho dos seus indivíduos aumenta de forma mais ou menos regular de sul para norte. Do mesmo

modo, como acontece com outros mamíferos, o peso dos adultos parece sofrer variações estacionais provocadas pela disponibilidade de alimento de qualidade, porque é máximo na primavera, vai descendendo durante o verão e alcança o mínimo no outono, antes de os pastos herbáceos rebrotem com a chegada das primeiras chuvas dessa estação (Soriguer, 1981). Trata-se do mesmo padrão que, por exemplo, se pode observar no veado-vermelho (*Cervus elaphus*) no mesmo habitat (dados não publicados).

Como corresponde ao seu carácter de espécie presa, de base das pirâmides tróficas dos ecossistemas em que vive, o coelho-bravo adaptou a típica estratégia reprodutiva da R, que o leva a sobreviver graças a uma intensa dinâmica reprodutiva, que descreveremos posteriormente, e um precoce desenvolvimento dos seus jovens. Desse modo, aos poucos meses de vida, os coelhos jovens adquirem não só o tamanho dos adultos mas também a capacidade de se reproduzir, e isso é transcendental para a sua sobrevivência e também para planificar medidas orientadas para o fomento das suas populações.

4.4. ECOLOGIA

O coelho-bravo é uma espécie eurioica, com uma valência ecológica muito ampla, que pode adaptar-se a habitats muito variados, o que é comprovado pela sua ampla distribuição atual por todo o mundo. No entanto, o seu ótimo corresponde a paisagens em mosaico, dominados por matagais ou arbustos, tanto com arvoredo como sem ele, mas salpicados de pequenas tesselas de pasto herbáceo ou cultivo agrícola, que são as que contribuem para lhe proporcionar alimento de qualidade. Nesse habitat satisfaz as suas necessidades de refúgio e alimento. Também, como é lógico, necessita água, e com maior intensidade no âmbito mediterrâneo, onde responde com clareza à sua oferta em charcas ou bebedouros (Fundação CBD-Habitat, 2006). No entanto, é capaz de viver e ser abundante em zonas de clima árido, como a costa de Múrcia e Almería, com precipitações inferiores a 180 mm, aproveitando tanto a humidade das precipitações horizontais (orvalho) como a incluída na vegetação que ingere.

Em geral, pode afirmar-se que as melhores populações espanholas de coelho se situam em territórios com clima mediterrâneo, nos pisos termo- e mesomediterrâneo (chega, mas com menor abundância ao supramediterrâneo e, de forma pontual, ao orosubmediterrâneo) e com ombroclimas que oscilam entre o semiárido e o subhúmido (embora viva do árido até ao hiperhúmido). Não parece ser muito sensível à continentalidade climática nem à ordenação estacional da quantia das precipitações.

Em relação ao substrato litológico e aos solos, o coelho mostra um comportamento igualmente eurioico. Pode viver sobre praticamente todos os tipos de substratos e solos. No entanto, a incidência da mixomatose e a doença hemorrágica viral, unidas à pressão dos predadores e os caçadores fizeram com que as suas melhores populações fiquem restringidas aos substratos litológicos e solos em que a escavação de tocas (vivares) é mais fácil e em que, por conseguinte, contam com melhores defensas face aos predadores e maior capaci-

dade reprodutiva. Do resto em muitos casos chegaram a desaparecer ou mantêm-se em níveis mínimos que não lhes permitem recuperar a sua abundância inicial: é a já mencionada “armadilha do predador”. Tal sucede, por exemplo, sobre substratos de ardósias, xistos ou quartzitos, muito abundantes em Extremadura, Andaluzia e grande parte dos antigos domínios do lince ibérico. Os substratos graníticos (Figura 4.2), as margas, calcário e até os gessos são os mais favoráveis para o coelho nas circunstâncias atuais. Não obstante, é necessário manifestar que quando os solos são profundos e ricos em bases e a topografia é favorável, a atividade agrícola afeta praticamente a totalidade do território e dificulta ou impede a construção de vivares e com isso a reprodução do coelho. Tal acontece, por exemplo, em grande parte das mesetas de Castela e Leão e Castela-La Mancha e nas margens andaluzes do vale de Guadalquivir. Embora nesta última zona nos últimos anos se tenha produzido processos demográficos explosivos associados a margens, limites e margens que geraram danos à agricultura (Delibes-Mateos *et al.*, 2009b; Ferreira *et al.*, 2010).

As séries de vegetação que melhor se adaptam aos requerimentos ecológicos do coelho-bravo são as que têm como etapa mais evoluída comunidades da classe *Quercetea ilicis*, tanto nas suas variantes de bosque (ordem *Quercetalia ilicis*) como de matagal ou arbusto (ordem *Pistacio lentisci-Rhamnalia alaterni*). Em concreto, sobre substratos pobres em bases, coincidem com as já descritas para o habitat ótimo do lince ibérico.

A vegetação real corresponde ao mosaico descrito anteriormente. Nele os matagais e arbustos desempenham um trabalho essencial de oferta de refúgio e proteção ao coelho, embora também o ofereçam aos seus predadores. Por isso, e pela proliferação do javali, o coelho costuma ser escasso em zonas onde essas comunidades são muito fechadas e cobrem amplas superfícies: o coelho-bravo necessita pequenas clareiras de pastagem ou cultivo agrícola. No verão, quando os pastos herbáceos secam, e no inverno, quando produzem muito pouco por frio, o coelho chega a depender em boa medida do pasto e dos frutos da vegetação lenhosa. No entanto, como depois descreveremos, o coelho necessita alimento de qualidade para reproduzir-se, e isso impede depender exclusivamente do pasto. Por isso, requer pequenas clareiras de pastagem ou cultivo agrícola, que pelo menos de forma estacional proporcionem esse alimento rico em Matérias Nitrogenadas Digestíveis (MND) que necessita para reproduzir-se. Por isso, mesmo no meio mediterrâneo, o coelho-bravo foi e continua a ser uma espécie estreitamente ligada à atividade humana; e por isso, entre outras coisas, desapareceu ou está a desaparecer daqueles em que essa atividade desapareceu ou quase desapareceu, como acontece em muitas quintas de caça maior ou no já mencionado Parque Nacional de Doñana.

No caso de terrenos para pastagens, o problema não reside no excesso de vegetação arbustiva ou de matagal, mas na sua ausência, na escassez de refúgio. Por isso, as matas que, procedentes de rebentos de raiz, aparecem muitas vezes na base dos pés arbóreos, desempenham uma excecional função de oferta de refúgio para o coelho, embora compitam com a copa da árvore (Figura 4.3). Algo parecido acontece com os pequenos rodais de vegetação arbustiva ou de matagal que, apesar de reduzir a superfície de pasto herbáceo, contribuem para oferecer refúgio tanto ao lagomorfo como à regeneração do arvoredo.



Figura 4.3. As matas que, procedentes de rebentos de raiz, surgem com frequência na base dos pés arbóreos das pastagens, proporcionam um refúgio que é essencial para a sobrevivência do coelho nesse tipo de habitat.

Nos terrenos dominados pelo cultivo agrícola, a presença de pequenas manchas de matagal ou arbusto, os septos, margens ou juncais, desempenham um trabalho insubstituível de oferta de refúgio para o coelho-bravo e outras espécies de caça menor.

4.5. UTILIZAÇÃO DO TERRITÓRIO. OS VIVARES

Anteriormente afirmámos que o coelho é um típico estratega da R; que para subsistir, por seleção natural, desenvolveu uma estratégia orientada a reproduzir-se com a maior precocidade, rapidez e eficiência possíveis. Também afirmámos que essa atividade reprodutora está estreitamente ligada à construção de vivares, que também lhe proporcionam refúgio face aos predadores e um microclima menos extremado que o do exterior. Por isso, na situação atual, com a pressão brutal das duas doenças virais que afetam com intensidade, e com a dos predadores, que proporcionalmente são cada vez mais abundantes (as suas populações provavelmente se mantêm ou incrementam, mas as de coelho diminuem), a única esperança de conseguir populações abundantes de coelho é garantir uma oferta adequada de vivares ou refúgios que desempenhem uma função similar. No entanto, dados os procedimentos de transmissivo das doenças que afetam o lagomorfo (por parasitas e via aerógena), os vivares constituem lugares propícios para que se produza essa transmissão. Por isso, o conhecimento da localização e das características essenciais dos vivares é de uma importância transcendental para o fomento das populações de coelho e, por conseguinte, para a recuperação do lince ibérico.



Figura 4.4. Vivar de coelho-bravo construído sob a proteção de um arbusto lentisco (*Pistacia lentiscus*).

As características dos vivares variam com o tipo de solo e dependem da complexa organização hierárquica das populações de coelho. Os seus aspetos mais importantes foram descritos em Espanha por Soriguer (1981), Silvestre *et al.* (2004) e Gea *et al.* (2005), entre outros, pelo que agora limitar-nos-emos a ressaltar os aspetos de maior relevância.

Em geral, a localização dos vivares tende a centrar-se perto do ecótono matagal ou arbusto-pastagem ou cultivo agrícola, procurando algum tipo de proteção física: rochas, árvores, arbustos (Figura 4.4). Do mesmo modo, evita os lugares facilmente inundáveis, em que os jovens coelhos pereceriam por afogamento, assim como os que são objeto de cultivo agrícola.

Na toca ou colónia vive uma comunidade de coelhos, geralmente de carácter poligâmico, com uma hierarquia complexa mas rigorosa, tanto entre machos como entre fêmeas. Assim, só as fêmeas dominantes (geralmente de 1 a 3) fazem criação no interior da toca, escavando novas câmaras de criação antes de cada parto, o que pode ser observado pela extração de terra (Figura 4.5), enquanto as dominadas são, por vezes, obrigadas a dar



Figura 4.5. Entrada de uma toca na qual se observa a extração de areia, o que pode indicar que há pelo menos uma fêmea a fazer criação no interior.



Figura 4.6. Refúgio escavado e atacado por um predador.

início à abertura de pequenas novas tocas (refúgios) nas proximidades (Mykytowycz, 1959). Nestes refúgios, que, frequentemente, consistem apenas numa pequena galeria com um câmara de cria, elas parem e alimentam as suas crias uma vez por dia retornando, depois, à toca onde vivem. Os refúgios são alvo de escavação e de predação com maior facilidade que as verdadeiras tocas e quando os solos não são suficientemente profundos e os predadores (incluindo o javali) são abundantes, o êxito reprodutivo é praticamente nulo (Figura 4.6). Quando as crias nascidas no refúgio são suficientemente grandes para se mudarem para a toca principal, fazem-no e aí permanecem até que o seu desenvolvimento corporal e sexual e a pressão dos adultos dominantes os obrigam a dispersar. A partir das três semanas de idade, quando começam a ingerir alimentos sólidos, é frequente que os caçapos venham até à entrada da toca e até mesmo que saiam nas suas proximidades (Figura 4.7). Deste modo, através dos dejetos é possível detetar a presença ou ausência de crias nestas tocas.

A dispersão é um processo essencial da configuração e estabilização das populações de coelhos, contribui para aumentar a sua diversidade genética e garante um fluxo permanente de informação entre comunidades próximas (Webb *et al.*, 1995). Não obstante, esta é a etapa mais perigosa da sua vida, dado que a sobrevivência do coelho se baseia no conhecimento muito pormenorizado do seu espaço vital, o que faz com que a taxa de mortalidade dos indivíduos em dispersão seja extremamente alta. Por isso é de particular importância garantir uma adequada oferta de refúgio nas proximidades dos melhores núcleos reprodutores de coelhos e na vizinhança dos locais onde se realizam repovoações com lagomorfo. A dispersão afeta maioritariamente coelhos jovens, entre os 3 e os 5 meses de idade, “coelhos quase adultos”, que adquiriram um tamanho corporal semelhante ao dos adultos, bem como maturidade sexual, mas que têm muito pouca experiência no seu novo habitat e em prevenir os ataques dos predadores. Há que ter em consideração que a maior parte dos movimentos de dispersão são realizados pelos machos que chegam a deslocar-se até 1500 m de distância da toca de origem (Parer, 1982), uma distância que diminui quando a presença de refúgio adequado é menor (Vitale, 1989). Será, portanto, necessário que a maior parte das intervenções de fomento do coelho e, especialmente, dos refúgios se concentre em torno da área de atuação ou das zonas de boa densidade de coelho (até 300 - 500 m). Isto contribuirá para diminuir as distâncias de dispersão e o consequente risco de predação.



Figura 4.7. Caçapos com pouco mais de três semanas de idade na entrada de uma toca.

O coelho-bravo marca o seu território tanto com sinais olfativos como com latrinas ou “cagarruterros” (acumulações de excrementos) e escavações superficiais do solo, geralmente acompanhadas por urina e fezes. Dada a intensa atividade digestiva do lagomorfo, é, também, habitual encontrar excrementos mais ou menos dispersos ou concentrados em pequenos grupos sem o fim da marcação de território, mas que dão uma ideia da preferência do coelho por diferentes tipos de habitat. Em ambos os casos, estas concentrações de fezes podem ser utilizadas para detetar a presença da espécie e calcular o seu grau de abundância populacional (ver a seção 4.9).

4.6. ALIMENTAÇÃO

Os lagomorfos (coelhos e lebres) são fitófagos que, por seleção natural, desenvolveram dois sistemas de modo a aproveitar com a máxima eficiência os recursos que os alimentam e a adaptar a sua reprodução a estes. Devido ao seu interesse e importância para o fomento das suas populações e para a conservação do lince ibérico vamos descrevê-los resumidamente.

Todos sabemos que os ruminantes (vacas, ovelhas, cabras ou veados, por exemplo) têm um sistema digestivo dividido em quatro compartimentos. Deste modo podem aproveitar, eficientemente, não só os princípios imediatos dos alimentos que ingerem —que, regra geral, são muito volumosos, mas pobres em energia e em proteínas— como também os dos microrganismos (bactérias, fungos, protozoários) que “cultivam” no rúmen para que os ajudem a decompor-los através das suas enzimas celulolíticas. Assim, adaptaram-se a viver de recursos alimentares vegetais de pobre qualidade. Coelhos e lebres enfrentaram um problema semelhante, mas agravado por dois motivos: não são ruminantes e os alimentos passam com maior rapidez pelo seu aparelho digestivo. Logo, não poderiam subsistir com alimentos de baixa qualidade, como aqueles que, normalmente, se encontram no campo. Todavia, por seleção natural, des-

envolveram uma ocultação muito ampla e volumosa na qual, à semelhança dos ruminantes, “cultivam” microrganismos ricos em proteínas que os ajudam a decompor os alimentos ricos em fibra e a utilizar melhor a proteína de baixa qualidade. O problema é que a ocultação está no final do aparelho digestivo, onde já não é possível aproveitar suficientemente bem os recursos desses alimentos nem os dos microrganismos. Por isso, reproduzem dois tipos de fezes: umas normais, duras, ricas em fibra e pobres em proteína e nutrientes, que são, efetivamente, dejetos e outras moles, cobertas por uma película de microrganismos e ricas em proteínas, ácidos gordos voláteis e minerais. Eles ingerem estas últimas, que passam entre 6 a 8 horas no estômago, que também é bastante volumoso, e, assim, aproveitam com a máxima eficácia as possibilidades dos alimentos que ingerem (Blas, 1989). Através deste curioso sistema de alimentação, denominado cecotrofia, adaptaram-se a sobreviver com alimentos vegetais de baixa qualidade, especialmente em proteínas e minerais.

A segunda “estratégia” mencionada permite aos lagomorfos adaptarem a sua reprodução à qualidade da sua dieta e manifesta-se com especial intensidade no caso do coelho-bravo. Assim, as fêmeas só ovulam e iniciam o seu período de gestação quando a qualidade da sua dieta é suficientemente alta; concretamente, quando a proteína digestível supera um determinado limiar (Villafuerte *et al.*, 1997). Este limiar foi fixado por diversos autores em 17% de proteína bruta ou Substâncias Nitrogenadas Totais (Blas, 1989) e que superam a maioria das leguminosas, tanto na fase de crescimento vegetativo como no início da floração e na floração, mas que só é atingido pelas gramíneas durante a fase de crescimento vegetativo, dado que ao iniciar-se a floração a percentagem de proteína cai muito abaixo do exigido pelos coelhos de criação (Figura 4.8). De facto, se a qualidade da dieta se deteriorar muito ou caso se registem problemas de stress, são capazes de reabsorver os seus próprios fetos, mesmo depois de ultrapassado 75% do período de gestação. Definitivamente, uma boa alimentação, uma dieta rica em proteína digestível, permite aumentar a produtividade das populações de coelhos e lebres e, por conseguinte, as possibilidades cinegéticas do território gerido.

A capacidade de ingestão do coelho varia, tal como nos restantes animais, consoante o seu peso metabólico (peso elevado a 0,75) e a sua fenologia. No coelho doméstico oscila entre 39 g/dia no primeiro mês de vida, quando, normalmente, ocorre o desmame (a produção de leite tem início 5-10 dias antes do parto e o período de gestação dura 30 dias) e os 190 g aos 100 dias, quando já se pode considerar praticamente adulto (Blas, 1989). Estabelecendo as proporções correspondentes às diferenças de peso metabólico e considerando a influencia do teor de fibra da dieta na ingestão (Blas, 1989), poderia estimar-se que, em média, um coelho-bravo adulto pode ingerir entre 100 a 150 g/dia de matéria seca. Não obstante, no caso das fêmeas de criação, as flutuações na ingestão são muito notáveis, desde os 100 g/dia imediatamente antes do parto até 400 no momento da maior produção de leite, uns 20 dias após o parto (Blas, 1989). No caso do coelho-bravo, feitas as correções referidas, podemos estimar um consumo de 60 gr/dia, no mínimo, antes do parto e 240 g/dia, no máximo, no período de lactação. Deste modo, uma boa população de coelhos, que chegue a uns 10 indivíduos/ha nos melhores momentos e que baixe para 2 nos piores (o dobro do que permite o sustento de uma fêmea reprodutora de lince) pode consumir uns 250 kg/dia de matéria seca, uma quantidade

relativamente pequena e que equivale a uma quinta parte do que produz uma defesa média. Não obstante, os problemas de alimentação das populações de coelhos não são a quantidade, mas sim, como veremos, a qualidade e a distribuição temporal da oferta de alimento herbívoro de qualidade.

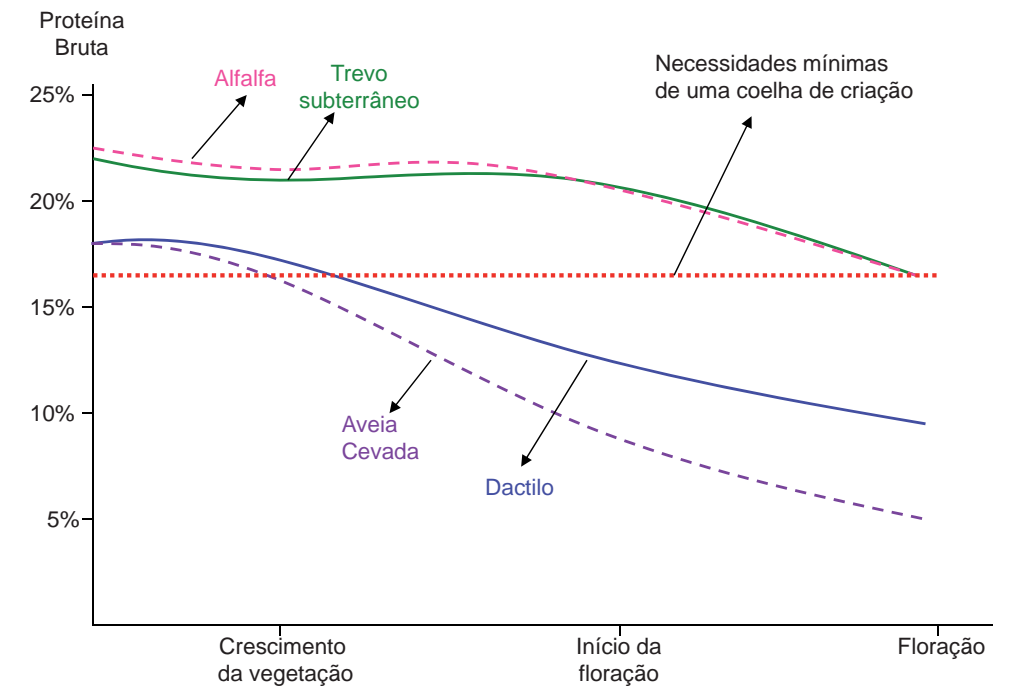


Figura 4.8. Evolução do teor de proteína bruta da forragem de leguminosas, alfafa e trevo subterrâneo, e três gramíneas, panasco e cevada ou aveia, comparada com as necessidades mínimas de uma coelha de criação. Como se pode observar, as leguminosas superam sempre o limiar necessário à criação, mas as gramíneas só o fazem durante a fase de crescimento vegetativo. Dados bromatológicos registados por Blas *et al.* (1986).

As principais fontes de alimento disponíveis ao coelho-bravo são, habitualmente, os pastos arvenses naturais, geralmente pastagens, o cultivo agrícola e a vegetação lenhosa. Os pastos arvenses naturais proporcionam alimento de qualidade na primavera—quando florescem e secam perdem a maior parte da qualidade nutritiva—e no outono, após as primeiras chuvas da estação, caso ocorram cedo. Depois, a descida das temperaturas abranda o crescimento da erva e a oferta invernal dos pastos naturais é de alta qualidade, ainda que muito escassa. Nos cultivos agrícolas sucede algo semelhante, ainda que, obviamente, existam diferenças dependendo da respetiva tipologia. No geral, as sementeiras de cereais são utilizadas nos finais do inverno, quando o alimento natural escasseia e as sementeiras adquiriram uma biomassa aceitável, e no verão, quando o grão amadureceu e os pastos arvenses naturais estão esgotados (ver secções 6.4 e 6.5 deste documento). Nesta época, cortam

as canas e consomem o grão no solo (Muñoz-Igualada, 2005). Se as sementeiras forem de leguminosas, utilizam-se, também, na primavera e podem consumir o feno e as sementes durante o verão. A vegetação lenhosa oferece um alimento abundante mas de muito fraca qualidade que só é utilizada pelo coelho quando o alimento arvense é escasso ou de baixa qualidade: no verão e no inverno. Concretamente, o coelho mastiga com intensidade as folhas e ramos das plantas lenhosas mais palatáveis e menos ricas em defesas químicas, como o azinho ou o carrasco, e é bem conhecida a sua preferência pelas sementes de leguminosas (giesta, luzernas, trevos), bem como pelas bolotas, que consomem avidamente no outono, especialmente se as chuvas ocorrerem mais tarde e o crescimento outonal da erva se atrasar (Zamora *et al.*, 1985) (Figuras 4.9, 4.10 e 4.11).



Figura 4.9. e 4.10. *Retama sphaerocarpa* (esquerda) rodeada por urtigas (cor verde) que se desenvolveram devido à abundância de dejetos de coelhos que se alimentam das suas sementes. À direita podemos observar uma mata de azinho (*Quercus rotundifolia*) arrancada pelos coelhos até uma altura de 50 cm.

Tendo em conta a sua vulnerabilidade face ao ataque dos predadores quando a descoberto, o coelho-bravo não percorre grandes distâncias para se alimentar (Lombardi *et al.*, 2007). Assim, existem estimativas de raios de ações de 300 m (Cooke, 1981) e de territórios médios de 2,5 ha (Calvete *et al.*, 1997). Como é óbvio, isto deve ser tido em conta no momento de planificar intervenções orientadas para o fomento das populações de lagomorfo.

As experiências de melhoria e implantação de pastos que levámos a cabo com vista a favorecer as populações de coelhos-bravos (Muñoz-Igualada, 2005) demonstraram que, efetivamente, estes lagomorfos selecionam em cada época aquilo que satisfaz as respetivas necessidades de forma mais eficiente. Deste modo, todos os tipos de pastos arvenses são utilizados pelo coelho, mas cada um deles no momento mais adequado, e complementam-se entre si para satisfazer os seus requisitos da melhor forma, tanto a nível de alimentação como de refúgio. Outra importante conclusão é que, ao contrário do que ocorre com

a ovelha, a vaca ou o veado, que melhoram os pastos com o seu pastoreio, com o coelho isto pode não acontecer, sobretudo quando a densidade populacional é muito alta. A principal diferença decorre do facto de o coelho não se limitar a consumir a biomassa aérea; quando há altas densidades populacionais, ele também escava procurando sementes enterradas no solo e, assim, pode chegar a esgotar o banco das espécies de maior qualidade (geralmente, as leguminosas), pelo que o pasto acaba por se degradar. Nas secções 6.4 e 6.5 deste documento podemos encontrar informação mais detalhada sobre isto.



Figura 4.11. Coelho-bravo adulto a comer uma bolota verde no início do outono.

4.7. REPRODUÇÃO. DINÂMICA POPULACIONAL

Já afirmámos anteriormente que o coelho-bravo é um típico estratega da R; uma espécie cuja sobrevivência se baseia na sua precocidade, rapidez e eficiência reprodutiva. Por isso, o conhecimento dos aspetos básicos desta faceta da sua biologia é essencial para a gestão e fomento das suas populações. Nesta secção tentaremos resumir aqueles que consideramos mais importantes.

As coelhas espanholas alcançam a maturidade entre os 3 e os 5 meses de idade, dependendo do seu desenvolvimento corporal e, por conseguinte, da qualidade do alimento de que dispuseram. Em comparação com o resto da Europa e com a Austrália, as coelhas espanholas exibem uma maior precocidade sexual, ainda que tenham ninhadas menos numerosas (Soriguer, 1981). O período de gestação é de 30 dias e podem ovular imediatamente após o parto, o que lhes per-

mite ter um grande número de ninhadas a cada ano (Figura 4.12). Ainda que Williams y Moore (1989) tenham demonstrado que uma alimentação de qualidade “ad libitum” uma fêmea pode chegar a gerar 38 caçapos por ano, o normal em Espanha é que a ninhada seja de 2-3 (4), dependendo da oferta de alimento de qualidade. Como o número de crias oscila entre 2 e 5, com uma média de 3, a produção média de caçapos por fêmea pode ser estimada em 6-9. Se as chuvas outonais chegarem cedo, pode ocorrer um parto de outono tardio (novembro), ainda que não seja frequente. Se o outono for bom, mas não suficiente para que o parto ocorra, é possível que o primeiro parto do ano hidrológico ocorra no início ou em meados do inverno, ainda que sem afetar todas as fêmeas férteis. O que é habitual é o parto no final do inverno ou no início da primavera, coincidindo com a aceleração do desenvolvimento vegetativo dos pastos arvenses, que é o mais seguro de todo o ano. Deste modo, se o outono for bom, a sequência de partos será: novembro – fevereiro – abril, enquanto se for mau será janeiro – abril. Após a primavera, se os pastos não forem suficientemente bons e não houver cultivo agrícola ou alimentação suplementar, a floração e a posterior secagem da erva desencadeia o início do período de inatividade reprodutora no coelho. Se, pelo contrário, existirem pastos ou cultivos de qualidade ou se se fornecer alimento suplementar, as coelhas podem ter outros partos durante o verão. Deste modo, uma coelha pode chegar a gerar até 15-18 caçapos por ano, sem ter em conta aqueles que podem ser gerados pelas fêmeas procedentes dos seus primeiros partos. Estas fêmeas podem chegar a parir na primavera seguinte, pelo que é de especial interesse garantir uma alimentação de qualidade no outono. A principal consequência do fomento das populações de coelhos e da preservação do lince ibérico é que uma adequada oferta de alimento pode duplicar ou triplicar a produtividade das fêmeas e, por conseguinte, permitir que a espécie saia da já referida “armadilha do predador” e alcançar populações estáveis e de alta densidade, que podem permitir a presença e reprodução do lince ibérico.



Figura 4.12. Ninho de coelho-bravo no qual se pode observar a presença de dois caçapos entre o pelo do abdómen da mãe que os cobre.

A dinâmica populacional do coelho-bravo é apenas a consequência direta da estratégia reprodutora que acabamos de descrever, já que a vida média dos indivíduos é muito curta: a esperança média de vida foi estimada em 1, 2 anos (Silvestre *et al.*, 2004). A população mínima é alcançada no final do outono ou princípio do inverno. Os primeiros partos nos finais do outono ou inverno, sempre dependentes do clima e da oferta de alimento de qualidade, permitem aumentar ligeiramente as densidades populacionais do lagomorfo antes do início da primavera. As ninhadas procedentes desta estação, que existem sempre, fazem com que a população máxima da espécie se verifique sempre no final da primavera ou princípio de verão, coincidindo com a dispersão dos indivíduos jovens. Daí em diante, dependendo da gestão que se leve a cabo, inicia-se um período de descanso populacional, que ocorre sempre como consequência das elevadas taxas de mortalidade dos jovens em dispersão e a ausência ou escassez de reprodução estival (ver capítulo 7). Como é lógico, tudo isto é afetado, intensamente, pela incidência de doenças que, por sua vez, também dependem do clima e da densidade populacional. Deste modo, é habitual que as densidades populacionais do coelho-bravo sofram pronunciadas flutuações não só intra, mas também interanuais (Figura 4.13). Assim, por exemplo, as nossas observações (Fundación CBD-Hábitat, 2006) deixam claro que, embora os anos mais secos sejam desfavoráveis do ponto de vista da oferta de alimento, estes são relativamente bons para o lagomorfo, talvez porque a incidência de doenças é mais baixa. Não obstante, anos mais chuvosos, que proporcionam uma maior oferta de pasto de qualidade, podem chegar a ser desfavoráveis devido a maior incidência da doença hemorrágica viral (típica do final do inverno) e da mixomatose (favorecida pela maior densidade de lagomorfo e dos seus parasitas) e pelo aumento da mortalidade de caçapos devido à inundação das colónias de criação e dos refúgios nos estados precoces da criação.

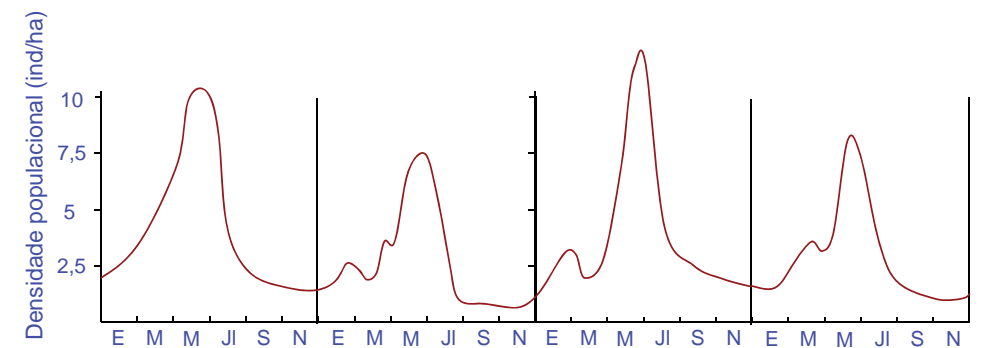


Figura 4.13. As densidades populacionais do coelho-bravo sofrem profundas oscilações intra e interanuais, dependendo do clima, que afeta intensamente a quantidade, qualidade e distribuição temporal de erva verde oferecida pelos pastos naturais e pelos cultivados. Deve, também, contar-se com a influência dos ataques de mixomatose e de doença hemorrágica viral, que parecem ser especialmente graves em anos húmidos.

4.8. MÉTODOS DE CÁLCULO DA ABUNDÂNCIA DE COELHOS

No contexto do declínio nas populações de coelho exposto nas secções anteriores, conhecer a sua abundância num determinado terreno converteu-se numa questão de grande importância para investigadores e gestores. Determinar a presença de coelho-bravo é relativamente simples, dada a abundância de indícios com que este marca o seu território. No entanto, o cálculo ou estimativa do seu número exato ou densidade num território é uma tarefa bastante mais difícil devido ao seu carácter semisubterrâneo, às bruscas oscilações sazonais das suas populações e à variedade de fatores ambientais e específicos que regem o seu comportamento.

Assim, o método mais indicado dependerá de um grande número de fatores: necessidades da espécie, disponibilidade de alimento, clima, época do ano, tipo de habitat e visibilidade, recursos materiais e humanos, etc. A época do ano é especialmente relevante, uma vez que os efetivos populacionais oscilam muito de modo natural ao longo do ano. Dados recolhidos na primavera (máximo populacional) e no início do outono (mínimo populacional) proporcionarão números muito diferentes e não são comparáveis. Com base em Tellería (1986) apresentam-se, a seguir, os métodos mais utilizados para determinar a abundância e as tendências populacionais do coelho que podem ser agrupados, essencialmente, em dois tipos:

a) Diretos: baseados em amostras ou na contagem de exemplares. Estes métodos têm bastantes inconvenientes derivados da variedade de fatores ambientais nos padrões de atividade do coelho. Destes métodos, aqueles que têm uma utilização mais generalizada são:

a.1) Contagem de indivíduos em trajetos de banda fixa

Baseiam-se no desenho de linhas ou pontos repartidos pela superfície de amostra que se percorrer contando os exemplares observados. Também se podem anotar as idades dos exemplares. Os dados recolhidos são as distâncias dos objetos detetados na linha de pontos. A partir de estes dados podem obter-se estimativas de densidade adequadas quando se produzem determinadas condições. Tem a vantagem de não ser importante o facto de não detetar alguns animais e o inconveniente de necessitar de muitos observadores quando se quer cobrir uma superfície grande e o animal objeto do censo é de pequeno tamanho, como o coelho. Os trajetos podem desenhar-se estratificando por tipos de habitat. Devem efetuar-se no período de maior atividade do coelho (amanhecer ou entardecer).

Nesta categoria inclui-se o trabalho de Palomares (2001) sobre a população do lince em Doñana, que lhe permitiu estabelecer uma estimativa de abundância absoluta a partir da relação com os coelhos observados por unidade de comprimento:

$N.^{\circ}$ total de coelhos = $0,57 \times (n.^{\circ}$ de coelhos a distâncias inferiores a 10 m / $n.^{\circ}$ de km percorridos)

Esta fórmula é válida para baixas densidades de coelho, com um limite máximo de 16 indivíduos por quilómetro de trajeto e para condições de habitat semelhantes às da zona de estudo. Mas foi utilizada em alguns projetos de conservação do lince ibérico por estabelecer limiares de densidade para a presença e reprodução do felino.

a.2) Contagem de indivíduos ao longo de trajetos lineares (*Distance Sampling Method*)

Permite observar estimativas de densidade absoluta, mas são muito exigentes quanto às condições de aplicação (requerem que se detetem todos os indivíduos presentes, que os indivíduos não se movam ou que a medição seja exata) e quanto ao esforço de aplicação para obter observações suficientes (um mínimo de 40 contactos ou grupos de animais e, preferencialmente, mais de 60). Estes são especialmente difíceis de obter em populações de baixa densidade. Podem utilizar-se diferentes meios de locomoção, ainda que para animais com o tamanho do coelho se recomenda a pé. Além do número de observações e dos indivíduos de cada contacto, deve ser anotada a distância do contacto relativamente à perpendicular da linha de avanço. Este é complementado com software específico, do qual o mais popular é o programa *Distance*.

a.3) Índices Quilométricos de Abundância (IKA)

É semelhante ao anterior. Proporciona correlações entre o número de coelhos observados por unidade de comprimento e a densidade (por unidade de superfície) para uma grande amplitude de densidades. É levado a cabo por observadores em veículo a < 10 km/h. Caso se anotem as distâncias na perpendicular pode ser complementado com programas como o *Distance*.

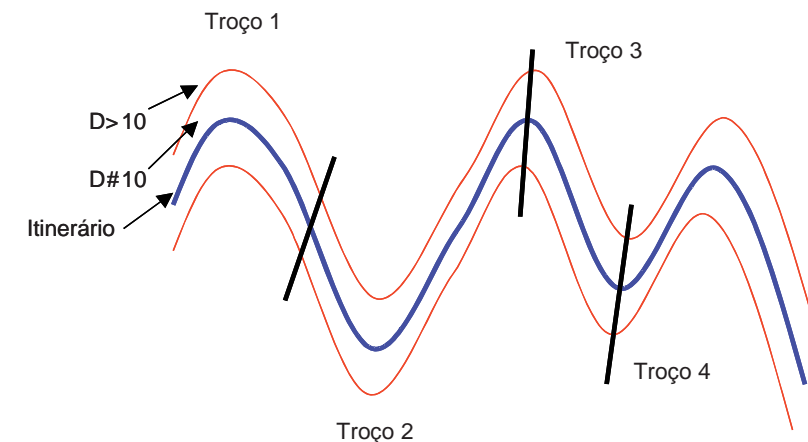


Figura 4.14. Esquema representativo de um itinerário IKA. Pode observar-se a sua divisão em ramos homogéneos de habitat e o estabelecimento de duas franjas longitudinais paralelas: uma situada a menos de 10 m de distância relativamente ao itinerário e outra complementar.

Pela simplicidade da sua aplicação tem sido amplamente utilizado nos projetos de preservação do lince ibérico, muitas vezes como simples índice relativo, ou seja, tomando como resultado o número de coelhos/km em vez de o transformar na densidade de coelhos/ha. Nestes projetos, este tipo de amostra é utilizada de forma contínua (semanalmente) para detetar rapidamente fortes oscilações da população (devido a doenças ou condições climáticas extremas).

a.4) Métodos baseados em captura ao vivo: captura - nova captura ou o método do número mínimo de indivíduos vivos

Baseia-se em estimativas a partir de regras de três de diferente complexidade. O princípio fundamental é que haja um número suficiente de exemplares que poderemos individualizar ($n \geq 30$ para estimativas realistas), quer por um detalhe (pelagem, morfologia, etc.) quer por se ter marcado (com coleiras, auriculares, tinta, etc.). Estes métodos requerem que se possa assumir condições que nem sempre se dão nas populações de coelho-bravo (que todos os indivíduos sejam igualmente capturáveis, que as marcas não se percam e que, depois de marcados, os animais não evitem voltar a ser capturados). Pode assumir-se, porém, que uma parte dos indivíduos marcados morra ou abandone a área. As populações nas quais isto ocorre chamam-se populações abertas, ao contrário das que mantêm um número fixo de efetivos (populações fechadas; Tellería, 1986). Estes métodos evoluíram muito e permitem trabalhar com dados de armadilha fotográfica e, até, sem reconhecimento individual de exemplares (Jiménez et al. 2014), o que facilita a gestão da nova captura. O programa mais utilizado para analisar este tipo de dados é o *Mark*.

b) Indiretos: baseados na deteção de indícios. Para obter densidades é necessária a obtenção de taxas ou dados complementares com os que tratar de estabelecer correlações suficientes.

b.1) Contagem de excrementos em estações fixas

Pode ser feito retirando os excrementos e voltando a contar após um determinado período de tempo; ou sem a retirada de excrementos (*standing crop method*), neste caso é realizada uma única contagem. Em ambos os casos é necessário conhecer com fiabilidade as taxas de defecação dos coelhos e de decomposição ou desaparecimento dos excrementos, que devem ser calculadas para cada população e condições de habitat (Taylor e Williams, 1956). Além disso, para populações de baixa densidade deverá escolher-se, adequadamente, a época do ano de maior acumulação e persistência de excrementos de modo a evitar falsos zeros.

Este método recebe bastantes críticas que referem as características do comportamento dos coelhos (defecação irregular, mais defecação numas zonas do que noutras, mobilidade diferencial, utilização do espaço e deposição de excrementos variam de acordo com os diferentes comportamentos) e de diferentes detetabilidades consoante os observadores e a cobertura vegetal

(Putman, 1984). Além disso, há que ter em conta o uso dado pelos animais não só em grande escala, mas também no micro-habitat (Moreno *et al.*, 1996).

Requer um grande esforço de aplicação devido à sua laboriosidade e porque é necessário um número elevado de estações para estabilizar a variação dos indivíduos estimados, mas proporciona estimativas mais fiáveis para populações de baixa densidade. Por isto, recomenda-se que seja utilizado apenas em trabalhos de investigação ou com recursos suficientes.

b.2) Conteúdo de latrinas por unidade de comprimento

Trata-se da realização de trajetos contando grupos de excrementos. Para obter densidades teria de ser correlacionado com um número de coelhos na área abrangida pelo observador durante o percurso, o que exige uma contagem complementar de coelhos na área coberta. Este método funciona relativamente bem em condições de densidade média; em condições de baixa densidade encontrar excrementos converte-se num fenómeno aleatório, enquanto se a densidade for muito alta é provável que não seja possível distinguir entre grupos de excrementos. Todavia, muitos autores consideram que este é um método útil para fazer amostras de grandes superfícies com pouco esforço (Blanco e Villafuerte. 1993; Iborra e Lumaret, 1997; Virgós *et al.*, 2003).



Figura 4.15. Georreferenciação e sinalização através de uma estaca de uma estação fixa de contagem de excrementos de coelho.

Conjugando este método com um método direto obtiveram-se bons resultados. Dentro dos projetos de preservação do lince ibérico na Andaluzia, as equipas de acompanhamento da espécie estudaram a relação entre a contagem de latrinas e a abundância absoluta de coelho a partir da fórmula de Palomares *et al.* (2001), exposta anteriormente, em trajetos percorridos a pé entre 2007 e 2010 na altura de máximo populacional (junho). Foram contabilizados como latrinas os grupos de excrementos com mais de 20 cm de diâmetro, com utilização recente e com excrementos de várias idades. O resultado foi um ajuste aceitável entre o índice de latrinas/km e coelhos/ha (Simón *et al.*, 2012)

$$e \text{ (coelhos/ha)} = 0,1062 \times \text{(latrinas/km)} \quad (<50 \text{ lat./km}; n=42; P<0,05; R^2=0,6576)$$

b.3) Contagem combinada de latrinas, tocas e escavações

Blanco e Villafuerte (1993) propuseram um método de estimativa da abundância de coelhos semelhante ao anterior, mas incluindo outros indícios de presença além das latrinas. Este método foi replicado por Delibes-Mateos 15 anos mais tarde para os mesmos lugares (2008b). O método consiste em trajetos lineares a pé, com aproximadamente 4 km de comprimento por habitat, homogéneos, percorrido preferencialmente por dois observadores em simultâneo. Um dos observadores anota os coelhos observados, enquanto o segundo anota o número de escavações, de entrada de tocas e de latrinas de coelho encontradas numa faixa de 6 metros de largura relativamente ao eixo percorrido. Com os dados obtidos procuram-se correlações e obtém-se um índice de Densidade Relativa (DR). Ainda que não forneça a densidade absoluta de coelhos, que deveria ser calculada detalhadamente nos mesmos lugares relativamente ao qual se obteve o índice, os autores consideram que é válido como medida relativa da abundância. Ou seja, comparando os DR de duas localidades, poderia admitir-se que as abundâncias de coelhos em ambas têm a mesma relação, ainda sem saber o valor absoluto de cada uma.

c) Estimativas procedentes da caça: método de capturas acumuladas

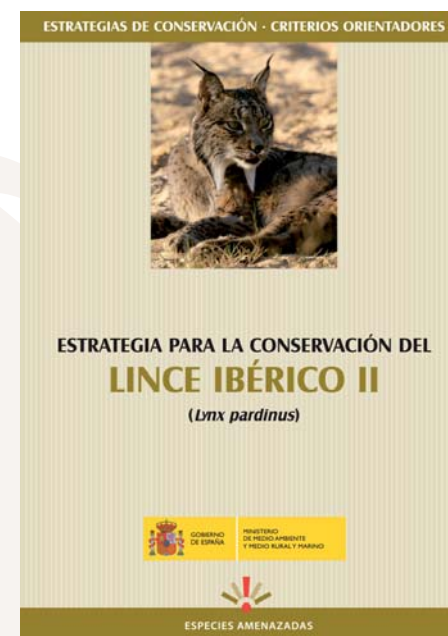
É um método relativamente simples que consiste em consignar a cada dia de caça o número de peças de uma mesma espécie que foram abatidas, de modo a que mediante uma linha de regressão possamos obter uma estimativa o mais aproximada possível. Os seus principais inconvenientes são a necessidade de realizar um esforço homogéneo de captura, condições climáticas contínuas (não serão iguais os resultados de caçadas se chover ou não, ainda que nela participe o mesmo número de armas) e de se pressupor que a população não perde indivíduos por quaisquer outras razões durante o período de caça (mortalidade, migrações, etc.). Evidentemente, não pode ser aplicada em terrenos onde não se caça a espécie cuja população se quer calcular.

Por fim, convém ressaltar que para analisar tendências pode não ser imprescindível conhecer o número exato de coelhos presentes em uma unidade de superfície. Nesse caso, basta determinar índices relativos e comparar os seus valores no tempo. Este método alternativo, mas menos exigente a nível de esforço, pode ser aplicado com algum dos métodos

indiretos, por exemplo, o número de latrinas por quilómetro num determinado percurso repetido exatamente a cada período de tempo.

Ainda que estejam expostos mais pormenores sobre esta questão no capítulo 8, convém recordar que é fundamental introduzir um acompanhamento de populações rigoroso dentro da gestão cinegética. Para isto recomenda-se a incorporação inicial de métodos simples, como podem ser os índices quilométricos de abundância. Desta forma poderá comparar-se a situação das populações de caça antes do início de cada temporada com a dos anos anteriores, tomando, assim, decisões mais fundamentadas relativamente a quotas e modalidades.

Capítulo 5



**El marco legal
para la conservación
del lince ibérico**

O enquadramento legal para a conservação do lince ibérico

Javier Inogés, Paloma Garzón, Sandra Agudín

5.1. ANTECEDENTES HISTÓRICOS

Em Espanha, os primeiros passos normativos dados a favor da conservação remontam a 1918, ano em que se declara o primeiro Parque Nacional sob a denominação de Parque Nacional da Montanha de Covadonga. No entanto, a avaliação que normalmente é feita das espécies selvagens baseou-se mais no seu valor cinegético que em aspetos científicos. É esta a premissa que condicionou a evolução de muitas espécies peninsulares. No caso do lince ibérico, embora como espécie cinegética não tenha sido especialmente apreciada tradicionalmente pelos caçadores, sofreu uma que sofreu uma pressão significativa pelo papel que lhe foi atribuído de depredador de caça menor. Deste ponto de vista, era incluído no grupo das “alimárias”, uma amálgama onde cabiam aves, mamíferos, répteis, independentemente da sua alimentação ser de carácter especialista ou generalista. Esta indiferenciação implica o primeiro problema para a capacidade de sobrevivência das distintas espécies definidas como “alimárias”. Por regra general, os predadores generalistas têm maiores taxas de reprodução, adaptando-se mais facilmente à oferta de alimento disponível em cada momento e podendo “obter”, portanto, um maior número de crias posteriormente. Pelo contrário, alguns especialistas, como o lince ibérico ou a águia imperial, foram sujeitos a uma pressão que dificilmente seriam compensável com a incorporação de novos indivíduos e que irremediavelmente reduzia as suas populações ano após ano.

Esta perseguição das chamadas “alimañas”, passou a ser regulada e incentivada pela criação da chamada Junta de Extinção de Alimañas em 1955. Este organismo adjudicava uns pontos a cada espécie consoante o dano que se estimasse (até um máximo de 25 pontos).

Tinham que se apresentar as peças perante a Junta e, em função dos pontos que se conseguia acumular, obtinha-se uma compensação económica e um reconhecimento público nas ocasiões em que a pontuação alcançada se destacava dentro do conjunto do estado.

Lagartos, águias, lobos, lince, raposas, genetas, eram algumas das espécies que se capturavam mais habitualmente. Na Espanha da metade do século XX, esta prática era um meio de sobrevivência para os caçadores de alimárias ao qual se dedicavam com empenho, não existindo mais qualquer regulação sobre os métodos de captura utilizáveis.

JUNTAS DE EXTINCIÓN DE ANIMALES DAÑINOS Y PROTECCIÓN A LA CAZA														RELACIÓN DE ALIMAÑAS CAPTURADAS Y PREMIOS ABONADOS EN EL AÑO 1959																			
JUNTA DE	MAMÍFEROS													AVES										REPTILES				CANTIDAD ABONADA POR PREMIOS					
	Hembras	Machos	Crias	Hembras	Machos	Crias	Conas/rojas	Bardellas	Ustos montes	Jinetes	Lince	Núrtas	Torres	Agulla Real	Agullas	Aguiluchos	Alcedinos	Bubos	Buitres	Cuervos	Chovas	Bavilanos	Grajas	Milanos	Milanos	Urucas	Huevos Urucas		Otras especies	Culebras	Lagartos	Vibras	
BADAJOS	1	4	10	7	4	2									14																		6 000
CÁCERES	12	15	27	366	10	16																											61.190
C. REAL	2	3		63	28	16		1	24		1	1	2	1	20										2							32 523	
CÓRDOBA	4	1									1																					3.800	
CUENCA				731	257	21	42		23					1	10	80	50	50		2354	56		50		145	497		362				44.230	
GRANADA				484	484			37	162	80	1	16			9	57	250	24						17				48	149	300		69.214	
GUADALAJARA				326	326	122	400		106											541	426		1000		275	5735		2682	1479	3088		57.144	
LUGO		7	20		128	16				180																						4.750	
OVIEDO	31	45	24	673	670	148	15	5	205	13									1000			2742		1652	9000						343 500		
PALENCIA	1	4	4	23	26				2												1											12 030	
SALAMANCA		1		487	488	9		1	65	214	3	12	41	371					83			731		100	2000						43 071		
SANTANDER		2	11	119	167				4	4																						111.020	
SORIA		2		556	556	213	106	7	25	20				70	81					149	30	17	130		26	383		32256			115.000		
TERUEL				209	128	23	2		3	2													100		22	85		549	29	75		58.967	
TOLEDO		3	1		256	175	53	70		37	57	13		7	7	28				34												84 575	
	54	85	96	4300	3447	639	605	51	656	572	19	41	123	936	67	647	202	875	81	4212	513	17	4753	218	2901	17700		35942	1658	3463		1.047.015	

Figura 5.1. Relação de espécies capturadas e pagas pela Junta de Controlo de Animais Daninhos em 1959. A coluna correspondente a lince indica 19 exemplares, 13 dos quais correspondiam à província de Toledo.”

Esta visão da fauna, na qual existem umas espécies selvagens exploráveis pelo homem e, portanto, de interesse económico, e outras que competem com ele reduzindo o seu lucro devido à predação que exercem sobre as primeiras, foi um dos pilares da gestão das espécies de fauna em Espanha e causou grandes desequilíbrios nos ecossistemas. Além das fortes reduções das populações de coelho desde o final da década de 1950 por ocasião da irrupção em Espanha da mixomatose, apenas isso perseverou nestas políticas face ao desconhecimento geral de como travar a nova situação.

A Lei de Caça de 1970 incluía o lince ibérico como espécie cinegética no momento da sua aprovação, embora mediante o posterior Decreto 2573/1973 se tenha proibido definitivamente a sua caça, captura e comércio. Hoje em dia, muitas das espécies que se protegeram naquela altura continuam numa situação de risco para a sua sobrevivência. Desde aquele decreto de 1973 e deixando de lado os convénios de carácter internacional que mostravam um aumento no grau de conscientização mundial sobre os problemas de conservação da biodiversidade, o momento recente mais importante para a conservação em Espanha foi a aprovação da Lei 4/89 de Conservação da Natureza e Fauna e Flora Selvagem, com a qual se desenvolveram as figuras de proteção de espécies e espaços, alguns mecanismos de seguimento, a elaboração de planos de conservação, etc. Esta lei foi amplamente implementada pelo Estado

e as Comunidades Autónomas no exercício das suas competências de maneira que, embora nalguns casos os objetivos não tenham alcançado o desenvolvimento desejado, conseguiu chegar-se a um conhecimento claro da situação das espécies ameaçadas em Espanha e quais são os fatores sobre os quais se deve atuar para tentar conservar a grande biodiversidade das nossas regiões. Aquela lei foi derogada pela atual Lei 42/2007 de Património Natural e Biodiversidade, incorporando a maior parte do conteúdo daquela e ampliando-o.

A situação atual e futura difere, em grande parte, da realidade que foi expressa naquela Lei 4/89, sem que por isso os seus princípios tenham deixado de ser válidos. A Europa enfrenta um grande desafio presente e futuro para conservar os habitats representativos da União Europeia, a Rede Natura 2.000. O sucesso desta iniciativa passa em parte pela compatibilidade da conservação com o desenvolvimento económico destes zonas, o que dependerá que se levem a cabo políticas de promoção dos usos tradicionais do ambiente. É evidente que a sociedade deve compensar, de alguma forma e nalgum momento, os proprietários destes espaços que reúnem importantes valores culturais e naturais pelas externalidades positivas geradas, que beneficiam toda a população. Atualmente existem as ferramentas legais necessárias para que o lince ibérico possa começar a sua recuperação. Foi dado espaço (Natura 2000), o qual se encontra protegido pela legislação nacional, europeia e internacional com o máximo grau de proteção em todos os casos, colocaram-se em funcionamento políticas ativas de gestão das suas populações através da Estratégia Nacional de Conservação e os Planos de Recuperação e se trabalha tanto a partir do Estado como a partir de diversas organizações na sensibilização e formação de distintos sectores da sociedade. Só falta que as normativas existentes se cumpram com rigor e que os políticos de todas as administrações se juntem ao compromisso de salvaguardar este felino, o único carnívoro endémico da Europa juntamente com o vison europeu.

5.2. O LINCE IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO INTERNACIONAL

5.2.1. Convénio CITES

Assinado em Washington em 1973 e alterado em Bona em 1979, o Convénio sobre comércio internacional de espécies ameaçadas de fauna e flora selvagem (CITES) regula os movimentos de importação e exportação de espécimes de fauna e flora com o objetivo que a sua comercialização seja legal, sustentável e rastreável. Não se refere apenas a espécimes vivos ou mortos, mas também às suas partes, derivados ou produtos que os contenham.

O Convénio classifica através de três apêndices as espécies de fauna e flora selvagem de acordo com a sua vulnerabilidade e, como base desta catalogação estabelecem-se os requisitos para a obtenção de autorizações para a sua comercialização. O apêndice I inclui as espécies em vias de extinção; o II, as suscetíveis de chegar a ficar em vias de extinção, caso a sua comercialização não seja sujeita a uma regulamentação estrita. O apêndice III inclui as espécies sujeitas a regulamentação nacional em cada um dos países signatários do convénio com o fim de prevenir ou restringir a sua exploração.

A ratificação do Convénio por todas as partes vincula-as a não permitir a comercialização de espécies dos apêndices I, II ou III, salvo nas condições que se fixam no mesmo. O Lince ibérico é incluído no Anexo I. Para estas espécies, diz o Convénio que o seu comércio: "...será autorizado apenas sob circunstâncias excepcionais". Tanto Espanha como Portugal ratificaram este convénio.

5.2.2. O livro vermelho da UICN

A União Mundial para a Natureza (UICN) constitui a maior rede conservacionista do mundo. Criada em 1948, alberga sob as suas siglas de 82 países, mais de 800 organizações não-governamentais e mais de 1000 cientistas e especialistas de 181 países.

A UICN é composta por comissões e uma infinidade de grupos de especialistas. Uma destas comissões é a da Sobrevivência de Espécies (SSC). O Programa de Espécies da UICN é o quadro de trabalho sob o qual esta comissão e os grupos de especialistas de espécies realizam o seu trabalho. Este programa inclui várias unidades técnicas: comércio de vida selvagem, Lista Vermelha, avaliações de biodiversidade de água doce, etc. Além disso, tem um importante papel de assessoria aos governos no momento de elaborar diretivas internacionais sobre conservação da biodiversidade, embora a sua ferramenta mais popular seja a lista vermelha. Esta lista, revista recentemente (fevereiro de 2014), é uma base de dados das espécies de flora e fauna mundial cuja conservação está ameaçada em diferentes graus. A UICN classifica como "em perigo crítico", "em perigo" e "vulnerável", o estado de cada uma destas espécies. O lince ibérico encontra-se incluído dentro das espécies "em perigo crítico" e pelas circunstâncias em que se encontram as suas populações, é considerada pela UICN como o primeiro felino selvagem que se poderia extinguir num futuro próximo.

Dentro de toda esta estrutura, o grupo especialista de felinos (*Cat Specialist Group*), integrante do grupo de especialistas de mamíferos, encarrega-se dos planos de ação para a conservação do lince ibérico (*Status Survey and Conservation Action Plan*) que promove a UICN.

5.3. O LINCE IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO EUROPEIA

5.3.1. Convénio de Berna

Este convénio, aprovado em Berna a 19 de setembro de 1979, tem como objetivo garantir a conservação da vida selvagem e do meio natural da Europa através da colaboração entre os Estados. O convénio obriga a estabelecer políticas nacionais e disposições legais ou regulamentares para assegurar a conservação das espécies contempladas nos Anexos I, II e III. No Anexo I inclui-se as espécies de flora estritamente protegidas; no Anexo II, as de fauna estritamente protegidas (como o lince ibérico) e no III, as espécies de fauna protegida. Para as espécies do Anexo II, proíbe-se a sua captura, posse e morte intencional, bem como o seu comércio e a destruição das suas áreas de reprodução e repouso. O Convénio de Berna foi ratificado por Portugal em 1981 e por Espanha em 1986.

5.3.2. Diretiva 92/43/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1992, relativa à conservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens (Diretiva Habitats Rede Natura 2000)

Esta diretiva, conhecida como Diretiva *Habitats*, foi aprovada a 21 de maio de 1992 e estabelece as bases daquilo que seria a política da União Europeia em matéria de conservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens, plasmada na Rede ecológica europeia coerente de zonas especiais de conservação, Rede Natura 2000. A transposição da Diretiva para o ordenamento legal espanhol foi efetuada através dos Reais Decretos de 1997/1995 e 1193/1998.

Na Diretiva, declara-se o lince ibérico como espécie **de interesse comunitário** e, dentro destas, como **espécie prioritária**, partilhando a categoria com outras espécies de mamíferos da Península Ibérica como o urso-pardo (*Ursus arctos*) e as populações de lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) no sul do rio Douro, por exemplo (Anexo II da Diretiva). Além disso, está incluída dentro do Anexo IV, entre as **espécies que requerem uma proteção estrita**.

A tarefa de Espanha para cumprir com a Diretiva é complexa, visto que o nosso país tem representação de 4 das 9 regiões biogeográficas existentes na Europa no âmbito de aplicação de Rede Natura (alpina, macaronésia, mediterrânea, atlântica, boreal, continental, panónica, estépica e do Mar Negro), e ocupa mais de **27% do território nacional**. A primeira missão de Espanha foi elaborar as suas listas de Locais de Interesse Comunitário (LIC) para as regiões macaronésia, alpina, atlântica e mediterrânea. Cada lista é avaliada pela Comissão Europeia e devolvida ao Estado-membro para declarar estes LIC como **Zonas Especiais de Conservação (ZEC)**. Esta declaração não é uma mera mudança de denominação, mas representa um "ato regulamentar, administrativo e/ou contratual" que implica o compromisso de manter num **estado de conservação favorável** os habitats ou espécies em virtude dos quais esse espaço foi declarado como ZEC. Este compromisso é expresso nuns **Planos de gestão** nos quais se descreve as medidas que é preciso levar a cabo e que são suscetíveis de receber cofinanciamento por parte da Comissão Europeia para promover a correta implementação da Rede Natura 2000. Todas as listas de cada região biogeográfica foram atualizadas a partir dos novos dados fornecidos por cada Estado-membro e por decisão da Comissão Europeia (DOUE 2013/739/UE de 21 de dezembro de 2013). No entanto, a declaração de Rede Natura 2000 não está fechada; a sua composição é um processo dinâmico que está sujeito a uma avaliação contínua e seguimento para garantir que os diferentes tipos de habitats y espécies de interesse comunitário de um Estado-membro estão suficientemente representados na Rede.

No caso do lince ibérico, por ser espécie prioritária para a Diretiva, os LIC da lista nacional designados por motivo da presença desta espécie (pLIC) passaram diretamente para a lista de LIC definitiva da Comissão Europeia (Art. 4). É importante salientar que aquelas ZEC que contêm habitats ou espécies prioritárias manterão esta mesma prioridade no momento de receber fundos europeus, o que pode representar uma significativa vantagem qualitativa sobre outras zonas para a manutenção dos aproveitamentos y usos agrossilvipastoris tradicionais. Na tabela 5.1 e na figura 5.2, é possível consultar as ZEC de Espanha e Portugal em cujo relatório de proposta se inclui a presença do lince ibérico como um dos motivos que as tornam elegíveis.

	Nº ZEC lince	Superfície (km²)	% sup total	Planos aprovados		% ZEC com Plano aprovado	Planos em distintas fases de tramitação	
				PORN ou PRUG	Plano gestão			
ESPAÑA	Andaluzia	35	143,20	16,28%	11	0	31,43%	0
	Castela- La Mancha	8	62,62	7,88%	0	1	12,50%	7
	Castela e Leão	8	29,95	3,50%	0	0	0,00%	0
	Comunidade de Madrid	1	8,30	10,34%	1	0	100,00%	0
	Extremadura	24	53,21	16,82%	2	0	8,33%	0
PORTUGAL	9	68,62	7,46%	4	9	100,00	0	

Figura 5.2. Zonas de Especial Conservação que incluem o lince ibérico em Espanha e Portugal. Principais dados sobre a sua extensão e estado dos instrumentos de planeamento.

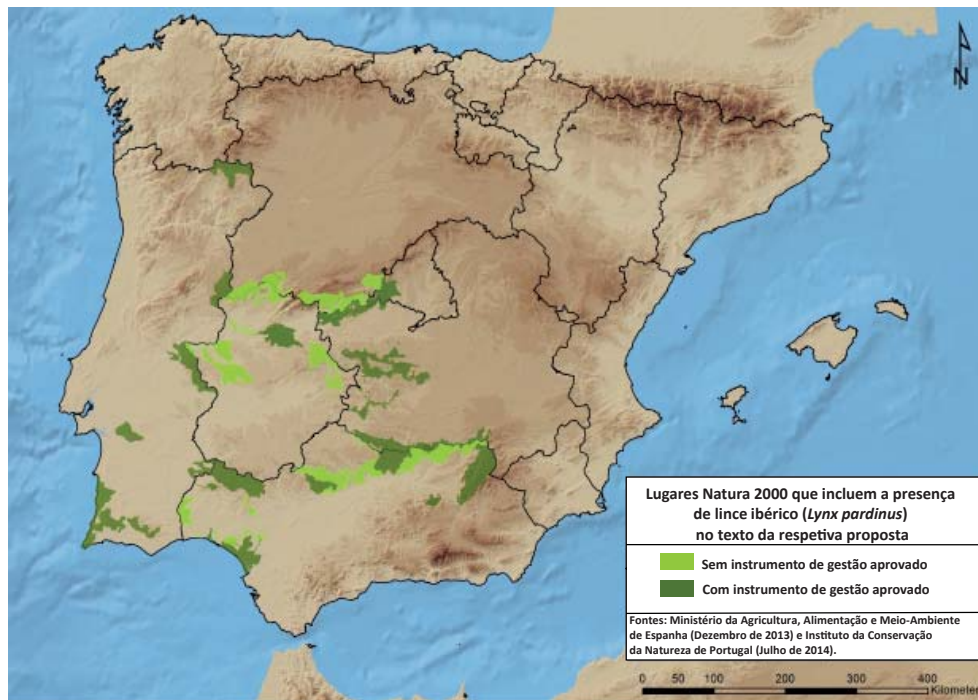


Figura 5.2. Zonas de Especial Conservação de Espanha e Portugal que incluem o lince na sua informação de proposta, com referência se contavam com o instrumento de gestão aprovado em outubro de 2014.

O compromisso de elaboração dos Planos de Gestão das ZEC encontra-se num estado de desenvolvimento muito díspar, conforme a região que se trate. Por um lado, muitas ZEC fazem parte de espaços naturais que já contavam com algum grau de proteção anterior, pelo que já teriam algum plano de gestão em vigor (PORN ou PORN e PRUG). No entanto, uma ZEC pode estar incluída dentro de um espaço natural protegido, mas não na sua totalidade. Esta parte que fica de fora não teria nenhuma medida de gestão que garantisse a

conservação dos valores que motivaram a sua declaração. Os Planos de Gestão *stricto sensu* costumam encontrar-se, salvo exceções, sem desenvolver ou em fases prévias do planeamento como podem ser a participação dos cidadãos, a informação pública ou a audiência dos interessados. É possível consultar alguns pormenores na Tabela 5.1.

Os custos de manutenção da Rede são um dos principais desafios que se colocam à Natura 2000. As medidas agroambientais podem ser uma das vias essenciais para que se possa alcançar o financiamento necessário a estes espaços, quer seja através da Política Agrícola Comum (PAC) ou dos fundos europeus de ajuda ao desenvolvimento rural (FEADER), ainda que haja medida de gestão de habitats desenvolvidas há alguns anos e que não se encontram cobertas por nenhuma destas linhas. Até à data, os fundos LIFE, no eixo Natureza, têm sido os maiores financiadores das medidas de conservação do lince ibérico. Estes fundos, que servem para financiar projetos de conservação, foram criados em 1992, tendo o projeto LIFE 94/NAT/E/004808 de Conservação do lince ibérico na Comunidade de Madrid sido aprovado em 1994. Desde então, através dos programas LIFEII, LIFEIII e LIFE+, todas as Comunidades Autónomas nas quais se regista uma presença atual ou recente da espécie receberam financiamento para diversos projetos, bem como benefícios diretos através do trabalho das ONG. A atual convocatória LIFE+ parece ser a última, uma vez que a partir daqui o financiamento europeu terá de ser procurado através de outros fundos, como o FEADER, FEDER, Fundos de Coesão, etc.

5.4. O LINCE IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO ESPANHOLA

5.4.1. A Lei n.º 42/2007, de 13 de dezembro, sobre o Património Natural e a Biodiversidade

É a norma jurídica básica da conservação, utilização sustentável, melhoria e restauração do património natural e da biodiversidade em Espanha. Esta regula os habitats, espaços e espécies que a compõem. **Derroga a Lei 4/89, de 27 de março, sobre a Conservação dos Espaços Naturais e da Flora e Fauna Silvestres**, e atualiza-a, em particular, incorporando os requisitos da norma europeia de referência (Diretiva Aves, Diretiva Habitats e Rede Natura 2000) e as normas e recomendações dos acordos e convénios internacionais. O seu conteúdo pode resumir-se em:

- Definição das ferramentas de conhecimento e planeamento do património natural e biodiversidade necessárias aos objetivos contemplados.
- Delimitação e definição dos diferentes tipos de espaços e de habitats protegidos. Assim como os instrumentos de planificação e gestão e respetivas normas básicas.
- Classificação das espécies animais e vegetais segundo categorias de conservação e definição das normas e instrumentos de gestão e das proibições e limitações básicas relativas às referidas espécies.

- Definição de infrações e sanções. A destruição do habitat de espécies em perigo de extinção, seja ou não crítico, assim como a morte, captura, comercialização ou naturalização destas espécies está definida como uma infração muito grave, cuja coima varia entre os 250 000 e os 1 000 000 euros.

Trata-se de uma norma bastante extensa, **cujos aspetos mais relevantes no que respeita ao lince ibérico são:**

- Estabelece as medidas a adotar pelas Comunidades Autónomas (CCAA) para garantir a conservação das espécies autóctones silvestres:
 - » preservação dos seus habitats e regimes de proteção;
 - » compatibilização da exploração/extração com um estado favorável à conservação das espécies no Anexo IV;
 - » proibições de matar, ferir, incomodar ou perturbar intencionalmente os animais selvagens;
 - » requisitos de avaliação de programas de reintrodução.
- Cria a **Lista de Espécies Selvagens em Regime de Proteção Especial (LESRPE)** que inclui *espécies, subespécies e populações merecedoras de atenção e proteção particulares em função do seu valor científico, ecológico e cultural, da sua singularidade, raridade ou grau de ameaça, assim como aquelas que constem como protegidas em diretivas ou convénios internacionais ratificados por Espanha*, como é o caso do lince ibérico. A inclusão de uma espécie nesta lista implica a avaliação periódica das suas populações. São estabelecidas proibições específicas relativamente ao regime de proteção geral dirigidas, principalmente, à coleta ou captura do meio silvestre, bem como ao transporte e comercialização, tanto de indivíduos como dos seus restos ou partes.
- Dentro da LESRPE, está definido o **Catálogo Espanhol de Espécies Ameaçadas**, que reconhece *táxones ou populações de biodiversidade ameaçada*, incluindo-os numa das duas categorias de ameaça contempladas: **em perigo de extinção, a categoria atual do lince ibérico, e vulnerável**.
 - » A inclusão de uma espécie na categoria **em perigo de extinção** (*táxones ou populações cuja sobrevivência é pouco provável caso se mantenham as causas da sua situação atual*) implica a elaboração e aprovação de um **Plano de Recuperação** num período de 3 anos após a sua inclusão no Catálogo. Este plano inclui medidas para cumprir os objetivos e a definição de áreas críticas para a espécie. Nas áreas críticas, e nas áreas com potencial de reintrodução ou expansão destes táxones ou populações definidas como tal nos planos de recuperação, fixam-se medidas de conservação e instrumentos de gestão específicos ou integrados noutros planos, que evitam os impactos negativos

para as espécies na origem da designação destas áreas. As áreas críticas definidas para as espécies desta categoria são incorporadas automaticamente no Catálogo Nacional de Habitats Ameaçados.

- » A inclusão de uma espécie na categoria **vulnerável** (*táxones ou populações que correm o risco de passar à categoria de perigo de extinção a breve prazo caso não sejam corrigidos os fatores adversos que sobre eles atuam*), implica a elaboração e aprovação de um **Plano de Conservação** no período de 5 anos após a sua inclusão, com as medidas mais adequadas.

Os Planos de Recuperação e Conservação são elaborados e aprovados pelas Comunidades Autónomas. O Ministério espanhol da Agricultura, Alimentação e Meio Ambiente, em conjunto com as CCAA e com peritos, irá elaborar **estratégias de conservação** para os táxones correntemente ameaçados em mais de uma comunidade autónoma, dando prioridade aos táxones com maior grau de ameaça, ou à luta contra as principais ameaças à biodiversidade. As estratégias constituem a marca de orientação dos planos. As CCAA podem elaborar os seus próprios catálogos regionais de espécies ameaçadas, que podem responder a critérios mais restritos.

- Define aspetos básicos para a **Conservação *ex situ*** das espécies.
- Define aspetos reguladores básicos sobre a Prevenção e o controlo das espécies exóticas invasoras.
- Define aspetos reguladores básicos sobre a **Proteção de espécies relativamente à caça e à pesca**. As espécies sobre as quais se pode praticar caça e pesca continental são determinadas pelas CCAA (em qualquer caso, não poderão ser espécies incluídas na LESRPE nem proibidas pelas Diretivas relativas às *Aves* e aos *Habitats*). Estabelecem-se proibições e limitações de caráter geral (Artigo 62).
- Define o Plano Nacional do Património e da Biodiversidade, que deve ser o instrumento básico no planeamento da política de conservação e utilização sustentável do património e da biodiversidade (aprovado em Conselho de Ministros, em 16 de setembro de 2011, e válido até 2017). No plano são fixadas diretrizes de conservação da Natura 2000 em Espanha, no âmbito das quais são elaborados os planos de gestão e as diferentes ZEC.
- O Título V é dedicado ao *fomento do conhecimento, conservação e restauração do património natural e da biodiversidade* e inclui medidas económicas a desenvolver para cumprir os objetivos da lei. Entre as quais:
 - » **ajuda a organizações sem fins lucrativos** cuja atividade seja focada no meio natural.

- » Promoção da **custódia do terreno** (ver seção 5.6 do presente capítulo)
- » Incentivos a externalidades positivas no âmbito dos espaços naturais protegidos e dos acordos de custódia do território: serão tidos em consideração como beneficiários para a sociedade gerados nestes espaços (conservação, melhoria e restauração da biodiversidade e da paisagem, emissões de CO₂, conservação de solos e regime hidrológico, recarga de aquíferos).
- » Criação do **Fundo para o Património Natural e a Biodiversidade**, que poderá financiar ações relacionadas, entre outras, com projetos de gestão dos espaços Natura 2000, planos de ordenação, **projetos de conservação de espécies ameaçadas, cumprimento das medidas de planos de recuperação de espécies em perigo crítico de extinção**, prevenção de incêndios florestais, investigação, fomento da produção e comercialização de bens de consumo provenientes dos espaços Natura 2000, etc.

5.4.2. Decreto Real 139/2011, de 4 de fevereiro, para o desenvolvimento da Lista de Espécies Selvagens em Regime de Proteção Especial e do Catálogo Espanhol de Espécies Ameaçadas

O Decreto Real 139/2011, de 4 de fevereiro, para o desenvolvimento da Lista de Espécies Selvagens em Regime de Proteção Especial e do Catálogo Espanhol de Espécies Ameaçadas, contempla o modo de funcionamento e as características destes registos, de acordo com o previsto na Lei 42/2007, de 13 de dezembro, relativa ao Património Natural e à Biodiversidade. Este Real Decreto 139/2011 recolhe as primeiras listas de táxones incluídas tanto na Lista como no Catálogo Espanhol de Espécies Ameaçadas, **no qual o lince ibérico está incluído na categoria em risco de extinção**, categoria na qual já estava integrado no anterior Catálogo Nacional de Espécies Ameaçadas (DR 439/1990).

5.4.3. Situação do lince ibérico nos Catálogos Regionais de espécies ameaçadas das comunidades autónomas

Atualmente, o lince ibérico está explicitamente incluído nos Catálogos de espécies ameaçadas das Comunidades Autónomas que se seguem:

- **Andaluzia:** *Decreto 23/2012 de 14 de fevereiro que regula a conservação e a utilização sustentável da flora e fauna selvagens e respetivos habitats*, cria a Lista andaluza de Espécies Selvagens em Regime de Proteção Especial e o Catálogo andaluz de Espécies Ameaçadas. **Categoria lince ibérico: em risco de extinção.**

- **Castela-La Mancha:** *Decreto 33/1998 de 5 de maio que cria o Catálogo Regional de Espécies Ameaçadas de Castela-La Mancha*. **Categoria lince ibérico: em risco de extinção.**
- **Comunidade de Madrid:** *Decreto 18/1992 de 26 de março que aprova o Catálogo Regional de espécies ameaçadas de fauna e flora selvagens e cria a categoria de árvores singulares*. **Categoria lince ibérico: em risco de extinção.**
- **Extremadura:** *Decreto 37/2001 de 6 de março que regula o Catálogo Regional de Espécies Ameaçadas da Extremadura*. **Categoria lince ibérico: em risco de extinção.**
- **Navarra:** *Decreto Foral 563/1995 de 27 de novembro através do qual se incluem no Catálogo de Espécies Ameaçadas de Navarra determinadas espécies e subespécies de vertebrados da fauna selvagem*. **Categoria lince ibérico: Extinta.**
- **Região de Múrcia:** *Lei 7/1995 de 21 de abril sobre a fauna selvagem, a caça e a pesca fluvial*, cria o Catálogo de espécies ameaçadas de fauna selvagem da Região de Múrcia. **Categoria lince ibérico: em risco de extinção.**

Convém indicar que a Comunidade Autónoma de **Castela e Leão**, que faz parte da distribuição histórica conhecida do lince ibérico no século XX não aprovou o respetivo catálogo regional.

5.4.4. Estratégia Nacional para a Conservação do lince-ibérico

A 25 de fevereiro de 1999, a Comissão Nacional de Proteção da Natureza aprovou a primeira Estratégia Nacional para a Conservação do lince-ibérico. O objetivo deste documento consistiu em reunir diretrizes que servissem para orientar as Comunidades Autónomas no momento de elaborar os seus correspondentes Planos de Recuperação. A elaboração da Estratégia ficou a cargo do Grupo de Trabalho do lince-ibérico do Comité de Flora e Fauna Selvagens, integrante da Comissão Nacional de Proteção da Natureza. Esta primeira Estratégia contemplava a sua revisão, pelo menos, a cada 4 anos.

A 4 de dezembro de 2007, a mesma Comissão aprovou a primeira revisão da estratégia (Grupo de Trabalho do lince-ibérico, 2006). Os aspetos mais relevantes do documento são:

- **Âmbito de aplicação:** as 5 comunidades autónomas nas quais há ou houve lincos mais recentemente: Castela-La Mancha, Castela e Leão, Andaluzia, Madrid e Extremadura; sendo possível incluir todas aquelas Comunidades Autónomas que queiram participar na recuperação da espécie, assumindo os critérios da Estratégia. Além disso, os critérios da Estratégia estão acordados com o Estado de Portugal através dos seus representantes no grupo de trabalho (existe um Memorando de Entendimento entre os Ministérios do Ambiente de ambos os Estados para a cooperação sobre a águia-imperial ibérica e o lince-ibérico).

- **Visão geral do processo de conservação:** considera-se *urgente estabilizar as populações selvagens remanescentes, e para se conseguir isso, devem-se eliminar as causas de ameaça*. Pretende-se aumentar as suas populações para que a espécie passe da classificação de “em perigo crítico” para “em perigo” e “vulnerável” sucessivamente (Lista Vermelha da UICN). Para isso, devem-se cumprir os critérios da UICN, que consistem em que, pelo menos numa das populações exista mais de 50 indivíduos maduros, sem que estes impliquem mais de 90% da população. Para passar à categoria de “vulnerável”, o número de lince maduros deve superar os 250, com pelo menos 125 fêmeas reprodutoras. Para se conseguir este aumento das populações, faz falta que as existentes ampliem as suas áreas de campeio, abrindo los núcleos, ou que se realizem reintroduções ou introduções noutras zonas. A escolha destas possíveis localizações depende do Subgrupo para o Estudo de Áreas Potenciais, incluído no Grupo de Trabalho do Lince Ibérico.

Além disso, face ao escasso número de efetivos da espécie, **considera-se necessário tentar manter uma população em cativeiro estável** (através do Plano de criação em cativeiro) que assegure que a espécie não chega a desaparecer, caso falhem os esforços para conservar as populações selvagens.

- **Revisão do estado atual de conservação da espécie:** revêem-se os aspetos biológicos mais importantes para a conservação da espécie, as suas principais ameaças, a evolução histórica da sua distribuição e abundância, e a sua distribuição, abundância e estado de conservação atuais (à data de elaboração do documento).
- Ferramentas para a conservação da espécie:
 - » conhecimento sobre a sua ecologia e biologia (incidindo nas lacunas);
 - » planos de atuação (rever os planos e projetos nacionais e internacionais até à data);
 - » métodos de censo e seguimento (localização de indícios, armadilhas fotográficas e monitorização por rádio);
 - » ferramentas genéticas (determinação da espécie, análise de variabilidade, estimativas de parentesco, etc. para se conceber estratégias de gestão e programas de reintrodução);
 - » **gestão das populações de coelho (é reconhecida como uma ferramenta fundamental);**
 - » alimentação suplementar (excecional pela sua artificialidade mas útil pela sua eficácia para determinados objetivos de conservação);

- » Plano de Ação para a Criação em Cativeiro (com grupos de peritos por especialidades) e Programa de Conservação *Ex Situ*;
- » avaliação ambiental de planos e projetos;
- » instrumentos financeiros da União Europeia (programas LIFE, Fundos de Coesão, Fundos de Desenvolvimento Rural, INTERRREG, e **integração ambiental no resto de fundos europeus para a realização de projetos**);
- » **acordos com proprietários de quintas, sociedades de caçadores e gestores de quintas de caça** (essenciais no caso do lince-ibérico),
- » a educação ambiental;
- » e as ONG (reconhece-se a existência de organizações internacionais e nacionais de diferente tamanho que trabalham para a conservação da espécie e que dispõem de informação, documentos e acordos que devem ser consultados e tidos em conta).
- Objetivos e linhas básicas de atuação:
 - » **Monitorização de populações selvagens conhecidas e potenciais, bem como das suas ameaças** (especialmente as relacionadas com modificações do habitat, com altas densidades de ungulados selvagens e domésticos, com os aterros e muladares ilegais, com a incidência do uso de artes ilegais e de veneno, com as avaliações de impacto de projetos e com o controlo sanitário dos lince).
 - » **Eliminação de ameaças:** redução do desaparecimento, fragmentação e alteração do habitat; fomento das populações de coelhos; atuação contra a caça ilegal, armadilhas ilegais e o uso de venenos; redução dos atropelamentos de lince na rede rodoviária; controlo sanitário da população de lince e outra fauna simpátrica.
 - » **Definição dos objetivos, a organização e a contribuição para a conservação de populações selvagens do Programa de Conservação *Ex Situ*.**
 - » **Aumentar o número de exemplares das populações selvagens** (através da expansão das populações atuais, mantendo a capacidade de carga das áreas fonte e com reforços populacionais).
 - » **Aumentar o número de populações de lince-ibérico** (conceção e desenvolvimento de projetos de reintrodução).
 - » **Fomentar o intercâmbio genético entre populações** (estudo da situação genética da espécie, reforços de populações selecionadas).

- » **Cobrir as necessidades de informação chave para a conservação da espécie** (parâmetros populacionais; estimativas fiáveis de abundância; limiares de densidade de coelho; distribuição, abundância, flutuações, fatores que regulam as populações de coelho atualmente; diversidade genética; estado sanitário e incidência de doenças; metodologia de reintrodução, estudos sociológicos).
- » **Fomentar as relações com proprietários de quintas, sociedades de caçadores e gestores de quintas de caça** (acordos, outras formas de relação, incentivar boas práticas), **assim como com outros sectores da Administração** (entendimento, evitação de projetos negativos para o lince, gestão “para o lince” dos terrenos propriedade da Administração, fomento de medidas agroambientais ou de contratos territoriais).
- » **Ações de comunicação e sensibilização** (incorporar especialistas, promover uma estratégia específica, desenvolver unidades didáticas, campanhas *in situ*).
- » **Estado de proteção** (declaração “de interesse geral”).
- » **Coordenação e financiamento:** definição dos objetivos do Grupo de Trabalho; promoção das relações com outros sectores da Administração Geral do Estado; reconhecimento da Direção Geral para a Biodiversidade como coordenadora da Estratégia; financiamento a cargo dos organismos responsáveis pela sua execução y competentes na aplicação dos Planos das CCAA e da Estratégia

5.4.5. Planos de recuperação

Até ao momento três Comunidades Autónomas aprovaram os seus Planos de Recuperação para o lince-ibérico: Castela-La Mancha, Estremadura e Andaluzia. As linhas gerais destes documentos seguem as diretrizes da Estratégia Nacional e, por esse motivo, apenas se descreverão nesta secção aqueles aspetos em que ambos os planos difiram. Estas variações são o reflexo da realidade social e económica destas regiões, e também uma conceção diferente sobre as necessidades das espécies, bem como as adaptações necessárias de cada plano ao texto em que estão enquadrados a nível autonómico, as Leis 8/1998, *de Conservação da Natureza e Espaços Naturais de Estremadura*, a Lei 9/1999, *de Conservação da Natureza de Castela-La Mancha* e a Lei 8/2003, *da Flora e Fauna Selvagens de Andaluzia*.

5.4.5.1. Plano de recuperação do Lince ibérico na Estremadura (Ordem de 27 de maio de 2004)

O Plano define como âmbito de atuação as áreas prioritárias (com presença confirmada da espécie), as áreas de importância (periféricas às prioritárias consideradas de

passagem ou presença esporádica) e as áreas favoráveis (zonas com qualidade de habitat adequada nas quais tenha ocorrido recentemente a extinção). Estas zonas, recolhidas nos distintos LIC propostos pela Comunidade Autónoma, entrarão na declaração de espaço natural protegido de Estremadura assim que seja aprovada a lista pela Comissão Europeia. Como áreas com presença confirmada, áreas prioritárias, contempla-se a zona de Granadilla-Hurdes-Gata.

Particularidades do Plano:

- Obtenção de compensações por perdas de rendimentos de proprietários de terrenos ou titulares de explorações por motivo da aplicação do Plano.
- Consideração no planeamento hidrológico da região das necessidades de conservação e restauração da vegetação ribeirinha pela sua função de corredor ecológico.
- Possibilidade expressa de estabelecer sistemas de alimentação suplementar para melhorar a disponibilidade de alimento, além de para evitar a morte de exemplares debilitados.
- Necessidade de regulação das densidades de ungulados selvagens para reduzir a concorrência trófica com o coelho.
- Utilização do Centro de Recuperação de Fauna e Educação Ambiental *Los Hornos* para transferir os indivíduos feridos ou capturados para os reintegrar a partir a partir deste para o meio natural ou para o Plano de criação em cativeiro.
- Nas áreas prioritárias e de importância, proibição do extermínio de coelhos.
- Potenciação do controlo de predadores generalistas através de métodos seletivos como cães “madriguera” e jaulas de armadilha devidamente controladas.
- Seguimento do estado sanitário de espécies cinegéticas na medida em que pudesse afetar as populações de Lince ibérico.

5.4.5.2. Plano de recuperação do Lince ibérico em Castela-La Mancha (Decreto 276/2003)

O âmbito de atuação do plano é contemplado abaixo da figura de Zona de Importância para o Lince, incluindo estas, por sua vez, a de área crítica. Estas áreas críticas são declaradas através do Decreto 276/2003, de aprovação do Plano de Recuperação, como Zonas Sensíveis. As Zonas Sensíveis são uma figura de proteção estabelecida na Lei de Conservação da Natureza de Castela-La Mancha (art.54) que inclui as zonas ZEPA, LIC e Áreas Críticas dos Planos de Conservação de Espécies Ameaçadas, fundamentalmente. Nas Zonas Sensíveis devem-se aplicar as medidas necessárias para se assegurar a manutenção ou restabelecimento do recurso natural que, em cada caso, tenha levado à sua designação.

Particularidades do Plano:

- Programa de controlo e seguimento da espécie com maior intensidade nas zonas que constituem “sumidouros” para a espécie.
- O seguimento de melhorias do habitat, espécies de presa, lince ibérico, etc. será realizado pela figura da equipa de seguimento, integrada por pessoal do corpo de Agentes Ambientais ou por outro pessoal que a Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Rural disponha.
- Prioridade de eliminação dos aterros descontrolados procedentes de assentamentos urbanos, granjas e indústrias agroalimentares, nas zonas de importância para o lince com o objetivo de evitar a proliferação de raposas, cães selvagens e outros predadores antropófilos.
- Fomento do processo de agrupamento de diferentes coutos privados sobre um único encerramento perimetral sobre todos eles e dotação de um Plano técnico de caça também comum.
- Utilização do Centro de Recuperação de Fauna Ameaçada (C.E.R.I.) de *Sevilleja de la Jara* para transferir indivíduos feridos ou capturados para os reintegrar a partir deste para o meio natural ou para o Plano de Criação em cativeiro.
- Estabelecimento de um formato tipo para o pedido de autorização de utilização de dispositivos de captura de predadores, com requisitos específicos para as zonas de importância (localização coordenadas UTM, descrição dispositivo, plano de utilização, etc.).
- Consideração de uma série de atividades incompatíveis com a conservação da espécie: despejos não controlados, criação de novos coutos intensivos de caça, construção de novos encerramentos cinegéticos, celebração de competições de veículos a motor, introdução de exemplares de espécies, raças ou variedades de fauna ou flora não autóctones, exceto aquelas usadas para a agricultura e pecuária extensivas.

5.4.5.3. Plano de recuperação do Lince ibérico na Andaluzia (Acordo de 18 de janeiro de 2001, de Conselho do Governo)

O âmbito de aplicação do plano são as áreas críticas, consideradas estas como as realmente ocupadas pela espécie no momento da aprovação do plano (núcleos de Andújar-Cardena em Serra Morena e de Doñana-Aljarafe), e as áreas potenciais, que o plano considera que são quatro: a zona de expansão prevista da povoação de Doñana-Aljarafe; as áreas de Guarrizas e Guadalmellato, as de expansão prevista da povoação de Andújar-Cardena e as de ligação com Guarrizas e Guadalmellato; a área de ligação de Doña e Serra Morena; e outra área em Serra Morena que se determinará ao longo do período de vigência do Plano. A fonte oficial de consulta deste âmbito de aplicação será a Rede de Informação Ambiental (REDIAM) da Secretaria do Ambiente.

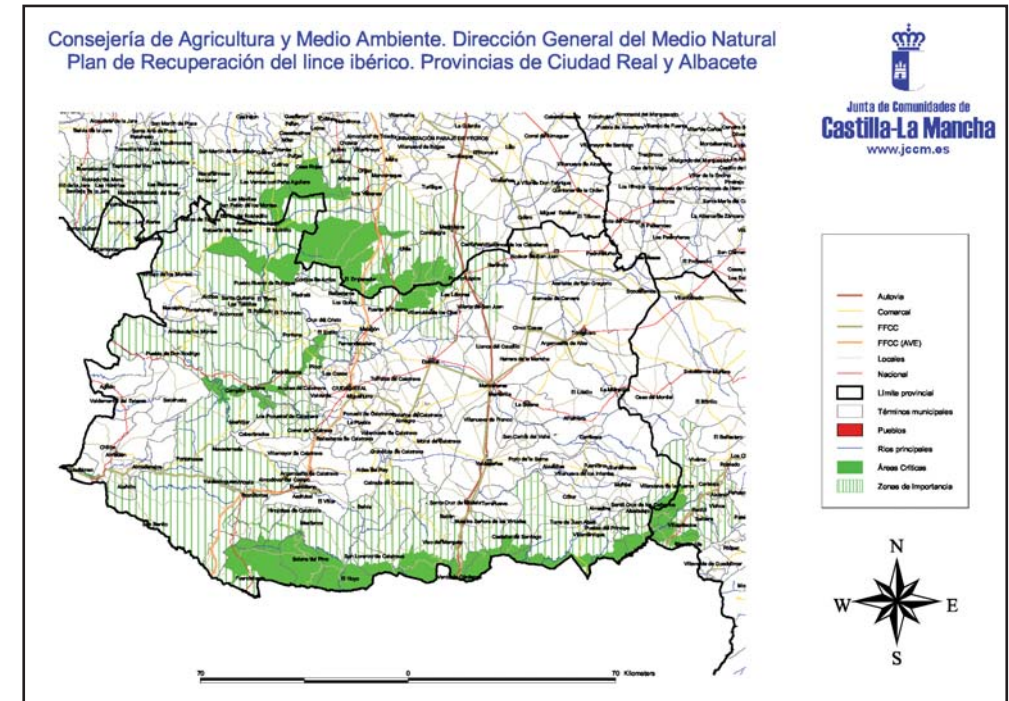


Figura 5.3. Áreas críticas e Zonas de Importância para o lince ibérico nas províncias de Ciudad Real e Albacete, tal como aparecem no Plano de Recuperação da espécie em Castela-La Mancha.

Particularidades do Plano:

- Por ser a única CA com populações bem conhecidas da espécie, o Plano contém informações detalhadas sobre a distribuição e a abundância atuais (2009) da espécie, concentrando-se em duas populações: Serra Morena e Doñana; bem como a sua evolução conhecida desde 2002.
- Enumera as principais ameaças para a espécie a partir dos dados de mortalidade conhecidos das populações anteriores: escassez de presas; alteração e eliminação do habitat; fragmentação das populações; mortalidade de origem humana (perseguição direta através de armadilhas, venenos, etc. ou acidental através do uso destes métodos com outras espécies alvo; e atropelamentos); fatores estocásticos; aspetos sanitários.
- Estabelece objetivos quantificados para 2016 relativamente a:
 - » Tamanho populacional e de distribuição: 315 em 1.100 km² (75 lincos e 500 km² em Doñana, e 240 lincos e 600 km² em Serra Morena, com ligação entre as três subpopulações desta última).

- » Redução de mortalidade por atropelamento em Doñana: <3%/ano da população.
 - » Seguimento sanitário continuado: pelo menos 10 exemplares/ano em Doñana e 18 exemplares/ano em Serra Morena, em média.
 - » Reforço genético da população de Doñana: 5 exemplares procedentes de Serra Morena.
 - » Manter uma população em cativeiro estável com 85% da variabilidade genética das populações selvagens e conseguir cerca de 20 exemplares por ano provenientes da criação em cativeiro, adaptados à vida selvagem, para serem usados em reintrodução.
 - » Conseguir uma atitude positiva face ao lince-ibérico da maioria da população andaluza (más de 80% tanto em toda a região como a nível local para as populações de influência das áreas críticas e potenciais).
- Contempla 51 medidas de conservação classificadas em 8 grupos (populacionais, de habitat, de redução da mortalidade não natural, de seguimento sanitário, de reforços genéticos, de criação em cativeiro, de consecução de uma atitude social positiva e de investigação). Atribui-lhes um nível de importância, um prazo de início e um prazo de execução.
 - Inclui um Plano de Avaliação da eficácia do Plano, o qual menciona os indicadores que serão utilizados.
 - Não especifica o financiamento, nem atribui recursos concretos, mas uma das medidas incluídas (8.2.18) consiste em *conceber subsídios específicos para medidas estabelecidas no presente Plano para aqueles proprietários de quintas presentes dentro do âmbito de aplicação.*

5.5. O LINCE-IBÉRICO NA LEGISLAÇÃO PORTUGUESA

5.5.1. Lei nº 19/2014, de 14 de abril, que define as bases da política ambiental

No seu artigo 10, Componentes ambientais naturais, alínea d), reconhece que *a conservação da natureza e da biodiversidade como uma dimensão fundamental do desenvolvimento sustentável requer a adoção das medidas necessárias para travar a perda de biodiversidade, através da preservação dos habitats naturais e da fauna e flora em todo o território nacional, a proteção das zonas vulneráveis, bem como através da rede de áreas protegidas, de importância estratégica neste aspeto.*

Do mesmo, o artigo 12 estabelece que a política ambiental deve ser integrada com as restantes políticas sectoriais com relações de coerência e complementaridade. E, no

seu capítulo V, estabelece quais serão os instrumentos da política ambiental (informação ambiental, instrumentos de planeamento, instrumentos económicos e financeiros, instrumentos de avaliação ambiental de planos, programas e projetos, autorizações, etc.). Dentro da secção de instrumentos de planeamento, pode enquadrar-se o documento fundamental para a conservação do lince-ibérico, o Plano de Ação.

5.5.2. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (2005)

Classifica as espécies de vertebrados presentes em Portugal em categorias em função da sua probabilidade de extinção em determinado período de tempo. Além disso, descreve as espécies, identifica as suas ameaças e contribui para o Inventário Nacional de Biodiversidade. O Livro inclui as categorias e critérios da IUCN (UICN, 2001). O lince-ibérico está classificado na categoria ***Em perigo crítico***.

5.5.3. Plano de Ação para a Conservação do Lince-ibérico (*Lynx pardinus*) em Portugal

Foi aprovado a 23 de abril de 2008 através do *Despacho 12697/2008* no âmbito da Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade. **O seu objetivo geral é viabilizar a conservação da espécie no território nacional, invertendo o processo de declínio continuado das suas populações e recuperando os núcleos históricos da espécie.** Para isso, concretiza as ações a realizar em: programa de criação em cativeiro, recuperação e manutenção do habitat favorável e a reintrodução em territórios adequados.

O Plano descreve os principais aspetos da ecologia do lince e da situação atual da espécie, assim como das suas ameaças e o seu processo de regressão. Os seus objetivos específicos são:

- Conservar os habitats favoráveis para o lince e o coelho-bravo, recuperando zonas destinadas a futuros programas de reforço ou reintrodução.
- Contribuir para o aumento das populações de coelho-bravo através de práticas de gestão adequadas e integradas na Comissão Permanente de Recuperação das populações de coelho-bravo (PRECOB).
- Minimizar as causas de mortalidade não natural.
- Contribuir para os objetivos do programa ibérico de criação em cativeiro através da implementação de um centro exclusivo para este fim.
- Aumentar a consciência social sobre os problemas de conservação da espécie.
- Estabelecer um sistema de seguimento contínuo de acompanhamento e vigilância populacional do lince em Portugal.

O seu âmbito de aplicação são as áreas classificadas como “áreas prioritárias do Plano” (extensões significativas de habitat potencial para a espécie com condições para a residência, reprodução ou dispersão da mesma e que podem, portanto, ser elegíveis como núcleos de reintrodução). No Anexo I são apresentadas as zonas assim consideradas. O Plano tem uma duração de 5 anos (2008-2012), após os quais se procederá à sua revisão.

No que diz respeito às medidas de conservação incluídas, para além de descrever cada uma delas, atribui-lhes um nível de prioridade, um prazo de execução, quem atua como parceiros na sua execução e através de que fundos se levará a cabo. As medidas agrupam-se em:

- **Medidas de conservação *ex situ*:**
 - » criação do Centro Nacional de Reprodução do Lince ibérico;
 - » e dotar o programa com um Banco de Recursos Biológicos.
- **Medidas de conservação *in situ*:**
 - » conservação dos habitats: medidas de apoio a zonas queimadas, reflorestamento com espécies autóctones, conservação e recuperação de matagal autóctone, conversão de monoculturas em matagal autóctone, estabelecimento ou recuperação de caminhos ecológicos;
 - » fomento das populações de presa: gestão cinegética ordenada, criação de manchas de alimento (pastagem) dentro de manchas de matagal, construção ou instalação de refúgios, criação de pontos de água e comedouros seletivos, repovações, construção de cercas de criação para alimentar as repovações, controlo de doenças epizooticas, controlo de cães e gatos selvagens;
 - » redução das causas de mortalidade: identificação de pontos de risco de atropelamento em vias de comunicação existentes e aplicação de medidas minimizadoras, aplicar medidas minimizadoras nas novas vias de comunicação em áreas potenciais, estabelecer um sistema de vigilância eficaz de armadilhas ilegais e veneno, preparação de um manual de boas práticas cinegéticas.
 - » Preparação dos reforços populacionais e as reintroduções: definição de metas e objetivos, definição de métodos e prazos, elaboração de um estudo de viabilidade, atividades estratégicas (estabelecimento de equipas, envolvimento da população local, análise de riscos sanitários ou estabelecimento de programas de seguimento).
 - » Localização, projeto e construção de uma cerca de reintrodução experimental.

- **Educação, sensibilização e comunicação:** criação de uma identidade corporativa, promoção de atividades turísticas e de lazer compatíveis associadas à marca “lince”, criação e manutenção de um website, emissão de boletins informativos sobre as atividades e progressos do plano, promoção de ações de comunicação, educação, sensibilização e educação, campanhas para o público em geral e para sectores (caçadores, proprietários florestais, gestores políticos), promover a publicação de artigos de divulgação sobre ecologia e conservação do lince em revistas e jornais, divulgação da lei do mecenato.
- **Investigação e seguimento:** investigação sobre fisiologia da reprodução etológica, genética e saúde para a criação em cativeiro, sobre viabilidade do habitat para reforços e reintroduções, sobre a adequação do habitat e análise da paisagem para os reforços e a reintrodução, sobre a avaliação dos riscos sanitários, modelos preditivos para as populações de coelho-bravo e sobre os efeitos da atividade cinegética e a sua adequação; prospeção de áreas de presença potencial da espécie, avaliação da resposta do habitat e do coelho às medidas de gestão realizadas e a prospeção de zoonoses em áreas de potencial presença da espécie.

5.6. ACORDOS DE COLABORAÇÃO COM QUINTAS PRIVADAS, SOCIEDADES DE CAÇADORES E GESTORES DE CAÇA. A CUSTÓDIA DO TERRITÓRIO.

Um aspeto interessante para a conservação da natureza em espaços de titularidade privada incorporado em Espanha na Lei 42/2007 é a **custódia do território**. A Lei define-o como *o conjunto de estratégias ou técnicas jurídicas através das quais se envolve os proprietários e utilizadores do território na conservação e uso dos valores e recursos naturais, culturais e paisagísticos*. A lei contempla a promoção e financiamento por parte das administrações públicas desta fórmula de proteção através de entidades sem fins lucrativos (artigo 72). Está em consonância com o estabelecido pela Diretiva *Habitats* no seu artigo 6.1. Embora este reconhecimento legal da custódia do território em Espanha corresponda ao ano de 2007, este modelo de conservação continua a ser aplicado por diferentes entidades desde o final da década de 1970 (WWF Espanha, ADENEX, GOB) e com mais força desde o final da década de 1990.

A extensão da Rede Natura 2000 em Espanha alcançou 27,1% da sua superfície, uma vasta superfície que é reflexo da elevada riqueza e singularidade natural do país e de toda a Península Ibérica. A maior parte desta superfície pertence a terrenos de propriedade privada, onde uma gestão agrossilvopastoril secular contribuiu para a conservação de habitats e espécies (Valladares, 2005). Entre essas espécies encontram-se algumas especialmente ameaçadas como o lince ibérico, cuja área de distribuição atual se encontra maioritariamente em quintas de propriedade privada e em terrenos geridos por sociedades de caçadores (Simón *et al.*, 2012).

As políticas de conservação da natureza apoiaram-se tradicionalmente no desenvolvimento de uma abundante normativa sectorial. Hoje em dia, tende-se a complementar esta

ferramenta com novas fórmulas contratuais que envolvem voluntariamente a propriedade privada, promovendo a responsabilidade de conservar estes valores naturais, culturais, sociais e paisagísticos. Este modelo de conservação é muito recente em Espanha quando comparado com países de influência anglo-saxónica (Reino Unido, Estados Unidos ou Canadá), onde a fórmula funciona há mais de um século.

A maior parte destas fórmulas foram designadas em castelhano **custódia do território** (Basora e Sabaté, 2006) e são, basicamente, acordos voluntários entre o proprietário ou utilizador de um terreno e uma entidade de custódia (geralmente organizações sem fins lucrativos, mas também administrações públicas próximas do território como as câmaras municipais) para a conservação dos valores naturais, culturais e paisagísticos que albergam esse terreno. No acordo, reflete-se a duração, o alcance superficial do mesmo, as obrigações das partes e as possíveis contraprestações.

Existem muitos tipos de acordos de custódia, de acordo com os objetivos e interesses dos signatários, mas na maioria, a entidade de custódia atua como um promotor das ações de conservação e o proprietário compromete-se a facilitar essas ações. É possível identificar-se três tipos de acordos principais:

1. De reforma da gestão: tanto a propriedade como a gestão são mantidas nas mãos do proprietário, que realiza ajustes da mesma para se ajustar aos objetivos de conservação acordados com a entidade. Tendem a adotar a forma legal de contratos, cessão ou arrendamento de direitos, servidões ou títulos de conservação.
2. De transferência da gestão: a propriedade é mantida e a gestão é transferida para a entidade que a desenvolve de acordo com os objetivos e o modelo acordados. Tendem a adotar a forma legal de cessão, arrendamento, servidões ou usufruto.
3. De transmissão da propriedade: o proprietário transmite a propriedade do terreno para a entidade de custódia, que a partir daí se encarrega da sua gestão. São os menos flexíveis em termos de coparticipação dos agentes implicados e podem adotar a forma legal de compra e venda, doação, permuta ou herança.

A Fundação CBD-Hábitat foi uma das primeiras a implementar este tipo de relação aplicada à conservação de espécies ameaçadas do monte mediterrâneo, entre elas o lince-ibérico, no âmbito do Projeto LIFE99/NAT/E/006336 nos finais da década de 1990. Os acordos estabelecidos correspondem a acordos de reforma da gestão, ou seja, estabelecem diferentes medidas de gestão a levar a cabo para melhorar a conservação da espécie-alvo (por parte da Fundação) e a propriedade aceita a realização das mesmas. De modo geral, trata-se de medidas que favorecem diretamente a espécie mas que a propriedade não realiza por si mesma em circunstâncias normais, seja por falta de conhecimentos técnicos, falta de recursos ou a inexistência de um benefício económico direto. Além das medidas de gestão direta, o estabelecimento deste tipo de acordos demonstrou outra série de benefícios intangíveis para as propriedades, tais como o reconhecimento social, o aconselhamento, a aprendizagem mútua,

o planeamento ordenado da gestão da quinta e a abertura a novas possibilidades de financiamento. Relativamente às medidas de gestão específicas que se levaram a cabo foram fundamentalmente de fomento do coelho (refúgios, sementeiras, fertilizações, criação de pontos de água) das quais beneficiam os coelhos e muitas outras espécies, de seguimento e vigilância da espécie e da caça ilegal, de divulgação de boas práticas e, ocasionalmente, o arrendamento da caça do coelho sem exercê-la.

O próprio Conselho do Ambiente da Andaluzia utilizou este tipo de relação com os seus projetos de conservação do lince-ibérico, junta mentes com as ONG WWF Espanha e Fundación CBD-Habitat. A administração pública andaluza considera estes acordos uma ferramenta fundamental na estratégia de conservação da espécie em Andaluzia, imprescindível para o desenvolvimento das restantes medidas de conservação, e que abriu a comunicação e a colaboração entre Administração, ONG, proprietários de quintas e titulares de direitos (Simón *et al.*, 2012). Acordos similares estão a ser aplicados por outras Comunidades Autónomas como Castela-La Mancha ou Extremadura para os mesmos fins.

Por fim, não nos podemos esquecer que esta se trata de uma ferramenta nova e que enfrenta grandes desafios para continuar a desenvolver-se (Basora e Sabaté, 2006; Sabaté *et al.*, 2013):

- Avançar com o desenvolvimento legal e fiscal da custódia do território.
- Avançar com o financiamento e incentivos fiscais da custódia do território, bem como as atividades de investimento privado na conservação da natureza desempenhadas por entidades e proprietários.
- Ampliar a todas as CCAA as iniciativas implementadas apenas por algumas delas (ajudas económicas diretas, construção de quadros de colaboração específicos, etc.).
- Aprofundar a colaboração entre empresas e instituições privadas e entidades de custódia do território: mecenato, doação e colaboração empresarial, Responsabilidade Social Corporativa (RSC), voluntariado corporativo, projetos inovadores como os leilões e bancos de microdoações de biodiversidade.
- Profissionalizar e tornar as entidades mais fortes
- Aumentar o conhecimento e o envolvimento dos cidadãos na custódia. Desenvolver estratégias de comunicação.
- Estender o trabalho em redes nacionais e internacionais.

Capítulo 6



A gestão do habitat do lince ibérico

A gestão do habitat do lince ibérico

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



6.1. INTRODUÇÃO

Nos capítulos anteriores descreveram-se as características biológicas essenciais do lince ibérico e do coelho-bravo. Também analisámos as características que, na situação atual, definem o habitat ideal do felino, onde a abundância do lagomorfo é transcendental. Posteriormente, no capítulo 5, resumiu-se a normativa nacional e internacional orientada para conseguir a conservação do lince ibérico. Por este motivo, uma vez estabelecidas as bases biológicas, ecológicas e normativas nas quais se deve enquadrar a estratégia de conservação da espécie, iremos dedicar este capítulo à análise das regras gerais de gestão que podem ser usadas para a conservação e melhoria do seu habitat. Para o conseguirmos de forma ordeira, iremos rever as diferentes técnicas orientadas para a gestão de massas arborizadas (silvicultura), de arbustos e bosques (fruticultura), as comunidades dominadas por pastos herbáceos (pascicultura), culturas agrícolas (agricultura) e, finalmente as relacionadas com a gestão do solo, da água e as principais infraestruturas.

6.2 GESTÃO DE MASSAS ARBORIZADAS: SILVICULTURA

6.2.1. Introdução. Tipos de tratamentos

O lince ibérico não é uma espécie característica de bosques primários, mas de clareiras, com uma abundante representação de vegetação arbustiva e matagal, bem como com as parcelas de pastagens ou ainda culturas agrícolas. Apesar disso, no seu habitat ideal, o arvoredo constitui a etapa mais evoluída da vegetação, uma etapa com uma função eminentemente protetora, estabilizadora e diversificadora que é imprescindível para a conservação

do lince e que, não obstante, é perfeitamente compatível com as suas funções mais claramente produtivas. Como tem sido ao longo dos séculos, estas são orientadas para a geração de recursos de interesse para o homem ou o seu gado, madeira, lenha, carvão, picão, frutas, rebentos para pasto, cortiça, resina, fungos, pólen e outros. (González e San Miguel, 2004). Consequentemente, a silvicultura ou a técnica de gestão florestal e, em geral, de todas as massas arborizadas, é essencial para a conservação ou melhoria do habitat do lince ibérico e para gerar os recursos económicos imprescindíveis para a manutenção das quintas.



Figura 6.1. Mesmo as grandes árvores velhas, senescentes e até caídas, caso não representem um risco de saúde para o resto da massa, contribuem substancialmente para aumentar a diversidade biológica e estrutural do sistema, fornecem alimento e refúgio a muitas espécies animais e vegetais e, além disso, podem ser usadas pelo lince ibérico para localizar os seus locais de reprodução. Por isso, devem ser respeitadas.

Como é destacado nos textos de silvicultura (González Vázquez, 1948; Daniel *et al.*, 1979; Serrada, 2002; González-Molina, 2005), os tratamentos silvícolas podem ser divididos em duas grandes categorias: os **de regeneração** e os **intermédios ou de melhoria**. Os primeiros

aplicam-se a árvores que já atingiram a sua maturidade e, conforme o seu nome sugere, se orientam para alcançar a regeneração, enquanto se produz o aproveitamento dos recursos das árvores cortadas. Como acontece normalmente na gestão florestal, utiliza-se o produto, neste caso a árvore cortada, como ferramenta de regeneração, uma vez que permite abrir furos de características diferentes (conforme o tratamento aplicado) para possibilitar o estabelecimento e desenvolvimento de novas árvores. Os tratamentos intermédios ou de melhoria geralmente afetam os pés que não tenham atingido a sua maturidade e têm como principal finalidade melhorar a estrutura da massa (geralmente densidade e espessura), levando-a ao ótimo denominado “estrutura normal”, mas não se tenta alcançar o regenerado; por este motivo, Serrada (2002) indica que não podem ser denominados com propriedade de tratamentos silvícolas, mas sim cuidados culturais ou tratamentos parciais. O aproveitamento dos recursos dos pés cortados não é, neste caso, essencial, embora obviamente tenha interesse uma vez que pode permitir reduzir o custo do tratamento, ou até mesmo gerar proveitos.

Além dos tratamentos mencionados, que costumam implicar o corte de árvores, existem outros que não o implicam e que estão orientados para o aproveitamento de produtos florestais como a cortiça, pinhão ou resina. São os denominados **tratamentos derivados**.

A seguir, seguindo a tipologia descrita, descreveremos as variantes dos tratamentos acima mencionados que podem ter maior interesse para a gestão do habitat do lince ibérico. Em todo o caso, seguindo as recomendações por González e San Miguel (2004), é imprescindível respeitar as Áreas Sensíveis (AS), especialmente as de reprodução (cerca de 500 metros em torno das zonas onde se constate a reprodução do lince ou se observem fêmeas com crias), mas também as de alimentação, migração ou descanso, durante o Período Sensível (PS), que decorre de março a julho-agosto, ou, sendo mais estritos, a partir de dezembro, quando se inicia o cio dos lincos.

6.2.2. Tratamentos de regeneração

6.2.2.1. Fustadios de folhosas

As espécies de árvores dominante no habitat ideal do lince ibérico são o carvalho e, em menor dimensão, o sobreiro e a oliveira-brava. Trata-se de espécies de grande longevidade, temperamento de luz (intolerante) e produtoras de rebentos para pasto, frutas e lenhas, mas cuja madeira, pela sua excessiva densidade e dureza, não é adequada para uso industrial. Por este motivo, no caso de fustadios, regenerados por semente, o critério de cortabilidade deve ser o físico, a decrepitude da árvore, e as podas finais não podem ser denominadas com propriedade de regeneração, porque não procuram consegui-lo nem são estritamente necessárias para o conseguir. Tendo em conta a habitual baixa espessura do arvoredo nas quintas de lincos, estes tratamentos não se realizam ou são levados a cabo com muita pouca frequência, limitando-se, geralmente, à poda e remoção das árvores mortas que podem implicar um determinado perigo de saúde para a massa, como acontece pelas afetadas pela denominada “seca”. Apesar disso, é necessário lembrar que quando não exista esse perigo, a conservação

das grandes árvores senescentes, com diâmetro adequado ou “veteranas” é muito benéfica para o ecossistema (Figura 6.1), porque tem sido demonstrado que contribuem de forma substancial para aumentar a sua diversidade biológica e estrutural e são, inclusivamente, utilizadas pelo lince para localizarem nas mesmas os seus locais de reprodução (Fernández e Palomares, 2000). Por este motivo, as entidades dedicadas à conservação da natureza com tanto prestígio como *English Nature* ou *WWF* elaboraram recentemente cada uma manuais (Read, 2000; *WWF*, 2004) orientados para justificar e descrever as boas práticas de conservação desses indivíduos.



Figura 6.2. Quando a pressão pastorícia dos fitófagos, domésticos ou selvagens, é excessivamente elevada e não pode ser reduzida, a proteção de árvores ou arbustos recomidos (à direita) ou a do regenerado, natural ou artificialmente implantado (à esquerda), é imprescindível para garantir o futuro do arvoredo e, por conseguinte, do ecossistema. No primeiro caso, consegue-se, além disso, aumentar a oferta de abrigo para coelhos e outras espécies da fauna e flora.

Em qualquer caso, embora a regeneração do arvoredo não requeira podas, a presença de um regenerado suficiente em quantidade, qualidade e distribuição espacial, é imprescindível para garantir a persistência do estrato arborescente e, conseqüentemente, a conservação do habitat do lince ibérico. A sua realização requer planos ou ações que não afetem de forma rápida e direta a situação atual do felino, mas que sejam essenciais para uma política coerente a médio ou a longo prazo. De modo geral, a regeneração do estrato arborescente não é muitas vezes suficiente em quantidade, qualidade ou distribuição espacial, especialmente em sistemas de pastagens, como consequência da elevada pressão de pastoreio que os bastios (pés procedentes da semente) sofrem por parte dos fitófagos selvagens ou do gado. A realização do regenerado, que beneficia do efeito protetor (facilitação), que lhe dão matagais e arbústeos, requer muitas vezes o controlo das cargas de ungulados, selvagens ou domésticos ou, inclusivamente, a delimitação ao pastoreio das zonas que se devem regenerar. Quando a situação é particularmente grave e se considera necessário conseguir a regeneração rapidamente, pode-se recorrer à proteção física do regenerado já existente ou

ao repovoamento artificial acompanhado pela proteção dos indivíduos introduzidos. Nesse sentido, pode ser recomendável induzir a regeneração em pastos de *Quercus* com menos de 50 pés/ha e um diâmetro médio próximo ou superior a 40 cm, que geralmente indica uma elevada idade média. Ao aproximar-se da senescência, as árvores vão diminuindo a sua capacidade de produzir sementes viáveis, pelo que as possibilidades da regeneração em alto fuste são cada vez mais difíceis. Portanto, é recomendável considerar atuações de forma que o efeito ecológico do arvoredo não desapareça, ou seja, que quando a coorte de idade superior entre num período de senescência que não lhe permita cumprir as suas funções, estas possam ser assumidas por parte do regenerado.



Figura 6.3. Quando há uma regeneração avançada recomida pelo gado ou pela fauna selvagem cujo crescimento vertical quer acelerar, pode-se recorrer às denominadas “arroteias de regeneração”, que consistem em cortar essas matas ao nível do solo e protege-las dos fitófagos. Graças aos seus poderosos sistemas de radicais, em pouco tempo se alcança um desenvolvimento considerável.

De modo geral, quando existe uma regeneração avançada que não consegue superar a pressão pastorícia dos ungulados, selvagens ou domésticos, costuma ser constituída por indivíduos definhados, com porte arbustivo ou de mata e ramos muito tortuosos, incapazes de crescer com rapidez e verticalidade embora se vejam libertos da mordedura dos fitófagos. Nestes casos, pode-se recorrer à simples proteção física de um número suficiente de indivíduos para garantir a persistência do arvoredo, que, além disso, oferecerá refúgio para a caça pequena. A proteção dependerá obviamente das características do regenerado e dos fitófagos que possam consumir os seus rebentos e se se pode conseguir com estruturas constituídas por redondos de madeira e vigas metálicas e rede cinética, eletrosoldada ou com malha, de maior resistência (Figura 6.2). Se o porte e a morfologia

do regenerado nos permitir prever uma falta de resposta à proteção, pode-se recorrer às chamadas arroteias de regeneração, que consistem em podas rasas muitas vezes acompanhadas de proteção física posterior (Figura 6.3). Deste modo, tendo em conta a presença de um sistema de raiz de determinada força, consegue-se um crescimento rápido e vertical da parte aérea, especialmente se for acompanhado de uma seleção de rebentos um ano depois do tratamento. Neste último caso, o período de proteção contra os fitófagos será consideravelmente encurtado, graças ao rápido crescimento dos rebentos (talhadias). Como se pode imaginar, o período de proteção do regenerado face ao pastoreio dos fitófagos depende das características destes e da velocidade de crescimento do regenerado. De modo geral, se se trata de gado bovino, será necessário esperar até que as pequenas árvores atinjam 12-15 cm de diâmetro normal, o que requererá várias décadas. Se se trata de veado ou cabras, bastará 10 – 12 cm de diâmetro normal, enquanto se é ovelha, carneiro ou gamo bastará que adquira mais de um metro de altura e que se lenhifique suficientemente.

Quando não há regeneração avançada suficiente, pode-se recorrer à indução do aparecimento do regenerado através de delimitações ao pastoreio durante o período de tempo necessário para o conseguir e que adquira o tamanho necessário para resistir às agressões dos fitófagos. Também se podem introduzir novos indivíduos por sementeira ou plantação. Em princípio, a sementeira com sementes de qualidade e de origem adequada é um procedimento mais simples, barato e menos perturbador do que a plantação. No entanto, enfrenta-se a predação de micromamíferos, aves e javali, bem como a escassa viabilidade média da semente, pelo que geralmente requer um trabalho completo, o que não é recomendável em territórios de lince. A plantação, sempre com indivíduos de origem adequada e bem desenvolvidos em viveiro (recipiente, substrato, boa relação caule/raiz, ausência de enrolamento das raízes) envolve custos mais elevados mas, de modo geral, garante uma maior percentagem de sucesso. Dependendo da situação inicial, podem realizar-se plantações “de facto” nas superfícies relativamente grandes, caso seja possível a sua delimitação, por bosquetes, o que reduz o custo de proteção, ou de enriquecimento ou de densificação, com indivíduos isolados. No caso de freixos, choupos e outras folhosas de carácter mais ou menos higrófilo, assim como no do zambujeiro, que tendem a ser muito apetecidos pelos ramoneadores, e por isso muitas vezes carecem de regenerado, pode-se recorrer à plantação de indivíduos de determinado porte, com raiz ou por estacas, com o que se reduz substancialmente o período necessário de proteção contra os fitófagos.

A exclusão dos grandes fitófagos não é garantia suficiente para assegurar a viabilidade das plantas cujo estabelecimento se procura. Em áreas de alta densidade de coelho quase qualquer planta introduzida por repovoamento será pastoreada, pelo que é necessária uma proteção individual ou em grupos, através de malha de tripla torsão.

Para conseguir informações mais detalhadas sobre regeneração e reflorestação, pode recorrer aos trabalhos de Serrada (1993), Montero e Cañellas (1999) e Pulido *et al.* (2003).

6.2.2.2. Talhadias de folhosas

No caso das talhadias, os regenerados após as podas através de rebentos de cepa ou raiz e destinados à produção de lenha e rebentos para pasto, a situação é diferente. Trata-se de massas que tiveram uma grande importância até à década dos anos sessenta do século XX, porque forneciam lenha —quase o único combustível naquela época— e rebentos para pasto para o gado caprino, a chamada “vaca do pobre”. No entanto, as abruptas mudanças sociais e económicas que ocorreram na referida década implicaram o abandono dos tratamentos de talhadia e, portanto, o surgimento de um problema que pode ser resumido da seguinte forma: a) espessura bloqueada por ausência de podas; b) crescimento estagnado; c) altíssima competição entre talhadias, o que se traduz num escasso vigor e ausência ou escassez de flores e frutos; d) debilidade face a secas, pragas e doenças e e) ausência de regeneração: vegetativa, porque não se corta, e sexual, pela situação descrita. Nesses casos, existem várias opções que passamos a analisar:

- Não intervir. Trata-se de uma boa alternativa quando não há risco de instabilidade por seca, pragas ou doenças a médio prazo. Por outro lado, uma talhadia de alta espessura contribui para fornecer refúgio à fauna selvagem e rebentos para pasto aos fitófagos, embora no caso do habitat do lince, a sua superfície não deva ser excessivamente grande, porque a presença de matagal e pastos herbáceos também é imprescindível. Em qualquer caso, também a médio prazo teria que se considerar o futuro da massa.
- Ressalvos. Trata-se de tratamentos silvícolas que, através de podas de diferentes características, reduzem a densidade da massa para libertar e proporcionar maior vigor a um número mais ou menos reduzido de pés de um determinado tamanho (ressalvos) com diferentes finalidades.

Existem diferentes tipos de ressalvo. O atualmente mais frequente é o denominado **de conversão**, que se orienta, conforme o seu nome sugere, para a conversão da talhadia baixa ou média em fustadio, ou seja, com a regeneração por semente, passando por uma fase de fustal (talhadia de tamanho alto) sobre a cepa (Figura 6.4). Esta variante requer podas por baixo, geralmente de até 50% dos pés iniciais ou 30-35% da área basimétrica e uma rotação de entre 10 e 15 anos, dependendo das espécies (Serrada, 2002; Bravo, 2004). Neste tipo de ressalvo, a redução da densidade e da espessura da massa não é orientada para induzir uma vigorosa germinação de cepa ou raiz (merma) e, portanto, não requer delimitação ao pastoreio, melhora o estado de vigor dos ressalvos, reduz o risco de danos por fatores abióticos, pragas ou doenças e garante uma determinada estabilidade na massa, pelo menos a médio prazo. O seu principal problema é o elevado custo, uma vez que implica a poda seletiva de pés de pequeno tamanho e a sua extração de zonas de topografia frequentemente abrupta e do interior de massas de espessura ainda alta. Por isso, também se pode aplicar uma variante mais simples e de custo menor, que poderíamos denominar **ressalvo seletivo ou de libertação**, que constitui uma modificação das podas de libertação que se aplicam em florestas tropicais, e que consiste em escolher os ressalvos futuros (cerca de 200-300 por hectare) e atuar apenas nas suas imediações, libertando-os da concorrência das talhadias de maior tamanho que existe ao lado deles. Trata-se de ações mais pontuais, de menor custo e intensidade, que implicam menores perturbações no habitat do lince e que podem ser interessantes no médio-longo prazo.



Figura 6.4. Ressalvo de conversão num bosque de azinheiras. Como se pode observar, respeitaram-se, como rressalvos, as talhadas de maior tamanho e melhor porte e reduziu-se tanto a densidade (nº de pés/há) como a espessura (área basimétrica) para aumentar a força dos rressalvos e, se possível, facilitar a produção de fruto.

Uma regra básica para a aplicação dos rressalvos de conversão é atuar sempre sobre massas de uma certa idade, em que já se estabeleceu uma forte competição entre as talhadas, para não investir tempo e dinheiro em algo que a própria natureza fará através desta competição. Por outro lado, se existe gado ou caça grande, é imprescindível que os rressalvos que vão ficar em pé tenham o tamanho e força suficientes como para resistir às possíveis agressões dos ungulados; caso contrário, o rressalvo só teria um impacto negativo sobre a massa.

Como, ao contrário do que acontecia com os rressalvos tradicionais, orientados para a formação de montes médios, neste caso, não se deseja induzir o surgimento de um novo regenerado procedente de rebentos de cepa ou raiz (merma), as características dos rressalvo que referimos são diferentes. Por exemplo, a época ideal para fazer as podas é no final do verão e a presença de fitófagos é desejável, em vez de estar proibida. Deste modo, reduz-se ao mínimo o aparecimento da merma e coloca-se à disposição dos fitófagos uma quantidade considerável de rebentos para pasto numa época sempre difícil no meio mediterrânico. Por outro lado, como se deseja reduzir ao mínimo o aparecimento da merma, os tratamentos devem ser de intensidade moderada ou baixa e devem ser repetidos em períodos (rotações) relativamente curtos, como já indicámos no parágrafo anterior.

Quando os rressalvos são aplicados em massa, cujo objetivo final poderia ser a preparação para pastagem, a intervenção pode ser acompanhada por poda de formação, pelo menos nos pés que, pelo seu tamanho, podem ter maior probabilidade de constituir a massa final.



Figura 6.5. Quando se trata de aumentar a oferta de refúgio e alimento para o coelho e outras espécies de caça pequena, porque as talhadas cresceram em altura, como na imagem, é recomendável aplicar um intenso rressalvo tradicional ou uma poda de talhadia com reserva que provoque uma forte germinação de cepa e raiz (merma).

Embora, conforme referimos acima, o tipo de rressalvo que mais se pratica atualmente é o de conversão, o problema das quintas de lincos pode fazer com que seja mais conveniente a utilização de **rressalvos clássicos** ou melhor, de **podas de talhadia com reserva** de 200 a 400 pés/ha. Trata-se de operações que podem ser muito convenientes em talhadas envelhecidas, cuja oferta de refúgio e alimento para o coelho foi consideravelmente reduzida como resultado do crescimento em altura dos pés e da alta competição entre talhadas, que faz com que as folhas e galhos se situem principalmente vários metros acima do solo (Figura 6.5). Nestes casos, o que é perseguido, além de deixar em pé uma densidade de rressalvos de bom porte, é induzir o aparecimento de uma vigorosa merma (rebentos de cepa e raiz) que, graças à sua alta densidade de folhas e galhos fornece alimento e refúgio ao coelho-bravo. Por isso, é importante que as posas impliquem a extração de uma elevada percentagem da área basimétrica da massa (sempre superior a 30-35%) e que sejam realizadas no inverno, de preferência no final, para se conseguir que a germinação seja o mais vigorosa possível.

Tanto nos rressalvos de conversão como nos clássicos e nas podas de talhadia com reserva, grande parte das talhadas afetadas pelas podas, especialmente as mais pequenas e de menor interesse para lenha, podem ser usadas para a construção de refúgios ou abrigos para coelhos noutras zonas do habitat do lince onde essas infraestruturas possam ser mais necessárias. Trata-se de operações que requerem um tempo e esforço similares à sua eliminação através

da queima e que normalmente fornecem resultados muito satisfatórios para o coelho-bravo. Os detalhes dessas atuações serão apresentados no capítulo 7.

Um caso muito particular de talhadia, felizmente pouco habitual ou quase inexistente nos territórios dos lincos, é o das talhadias de eucalipto. Trata-se de massas procedentes de plantação destinadas à produção de celulose. Quando mantêm o seu carácter produtivo, são acompanhadas por uma forte preparação do terreno que está orientada para a redução da concorrência da vegetação espontânea com o eucalipto, o que se torna incompatível com a presença do lince ibérico. Noutros casos, no entanto, trata-se de massas mais ou menos abandonadas, que se aproveitam de forma esporádica, que tenham sido invadidas pelo matagal e que, de forma pontual, possam aparecer em quintas de licenas, embora não tenham qualquer interesse para o felino. O ideal, neste último caso, dado o seu escasso ou nulo interesse produtivo, o carácter alóctone do género e a sua contribuição nula ou negativa para a conservação do lince, seria eliminá-las. No entanto, dada a sua capacidade de germinação, esse trabalho é muito difícil e geralmente requer a decepagem, fortes investimentos económicos e intensas alterações do território, pelo que não consideramos recomendável, exceto em casos pontuais de excepcional interesse onde o investimento e alteração sejam justificáveis. Nestes casos, os restos devem ser aproveitados para a construção de abrigos para coelhos de tipo cepo, uma vez que esta apenas implica um pequeno investimento adicional e pode proporcionar resultados muito satisfatórios para o lagomorfo (ver capítulo 7). Por outro lado, estas talhadias de eucalipto são por vezes utilizadas como abrigos de pomba-trocaz e, desse modo, contribuem para melhorar as possibilidades de alimentação de aves de rapina ameaçadas, tais como a águia imperial ibérica ou águia de Bonelli.

6.2.2.3. Plantações de coníferas

O habitat do lince ibérico apresenta, frequentemente, massas arborizadas constituídas por coníferas, em especial o pinheiro-manso (*Pinus pinea* L.) e, com menor frequência o pinheiro-bravo (*Pinus pinaster* Ait.) ou o pinheiro-de-alepo (*Pinus halepensis* Mill.). Embora as três sejam espécies autóctones em Espanha, mas geralmente noutro tipo de habitats, podemos dizer que a grande maioria dessas massas provêm de plantação e que quase todas foram realizadas no período 1940 – 1970 pelo Património Florestal do Estado. Muitas foram plantadas por semente, o que implica o surgimento de uma altíssima densidade de plantas; o resto foi por plantação, mas geralmente, também, com grande intensidade, frequentemente entre 1600 e 2550 plantas/ha (Montero *et al.*, 2004). Por isto, pode afirmar-se que a maioria destas massas está numa situação que requer tratamentos intermédios ou de melhoria, mas muito poucas de regeneração.

Nos pouco frequentes casos de massas adultas, cujos pés alcançaram a idade de maturidade (habitualmente entre 100 e 120 anos) e devam apresentar densidades de 150-250 indivíduos/ha, pode pensar-se na aplicação de tratamentos silvícolas de regeneração que, bem planificados e executados, não devem ser incompatíveis com a

presença do lince ibérico. Face ao temperamento intolerante à luz das espécies, devem considerar-se tratamentos contínuos e, dada a necessidade de não alterar com demasiada intensidade o habitat do lince, teria de se optar por desbastes sucessivos e uniformes, consistentes com a redução gradual da massa adulta, durante o período de regeneração, que pode ser de 20-30 anos, com dois objetivos: reduzir a competição entre as árvores que se mantêm de pé (as de melhor fenótipo) de modo a que floresçam, frutifiquem e disseminem com intensidade e abrir espaços para que as sementes possam germinar e gerar plantações que se estabeleçam e desenvolvam sem problemas. No caso particular das propriedades com lincos, tanto por questões de diversidade estrutural como de manutenção de uma determinada cobertura de árvores adultas, e até mesmo de oferta de pés adequados à nidificação de aves de rapina, consideramos recomendável deixar de pé, sem cortar, um número mínimo de indivíduos adultos ou muito maduros de bom porte, que, seguindo as recomendações nas Instruções de Ordenamento da Andaluzia (Junta de Andaluzia, 2004), Castela e Leão (Junta de Castela e Leão, 1999) e as normas espanholas de Certificação FSC (Grupo de Trabalho FSC - Espanha, 2006), poderíamos fixar nos 5 pés/ha. De facto, na Andaluzia tem sido frequente, e tem funcionado bem, a aplicação de cortes preparatórios e disseminatórios que deixam 20-30 pés/ha e a eliminação de cortes de desbaste e finais em pinhais mansos (Montero *et al.*, 2004), através da qual se obtêm massas regulares com dois pisos bem diferenciados que adquirem uma aparência irregular e que proporcionam uma cada vez mais importante e procurada diversidade estrutural do bosque.

6.2.3. Tratamentos intermédios ou de melhoria

6.2.3.1. Folhosas

A baixa densidade e espessura que caracteriza os montes repletos de folhosas no habitat do lince fazem com que, regra geral, estes não possam ser submetidos a tratamentos intermédios destinados a reduzir ambas as variáveis e conseguir a denominada “espessura normal”.

6.2.3.2. Coníferas

Conforme já referimos, a imensa maioria de massas de coníferas que surgem no habitat do lince ibérico caracterizam-se pela sua origem artificial, elevada densidade e espessura travada ou completa, derivada da nula ou escassa aplicação de tratamentos intermédios ou de melhoria (Figura 6.6). As principais consequências são um crescimento mais lento, um elevado risco de incêndio e que os extratos arbustivos ou arvenses não existam ou que sejam mal representados, o que é muito desfavorável tanto para o lince ibérico como para a sua principal presa: o coelho-bravo. Por outro lado, a ausência de tratamentos adequados nas massas de pinheiro manso faz com que cada vez seja mais difícil conseguir que os pés cortados adquiram o típico porte arredondado ou em forma de guarda-sol da copa e uma elevada produção de pinhão. Consequentemente, tanto para

melhorar a estrutura das massas, como para reduzir o risco de incêndio e, sobretudo, para melhorar o habitat do lince ibérico, é recomendável que se apliquem tratamentos intermédios ou de melhoria.



Figura 6.6. Pinhal manso com espessura travada pela ausência de tratamentos intermédios: desbastes e cortes. Consta-se a ausência total de estratos arbustivos e arvenses, pelo que o seu interesse para o coelho-bravo e para o lince ibérico é praticamente nulo.

Se a massa for muito jovem podem utilizar-se as denominadas “podas de formação” aos 6-8 anos e, se possível, 7-8 anos depois, ainda que, regra geral, sejam tratamentos de rentabilidade duvidosa. O primeiro desbaste deve ser realizado entre os 13 e os 17 anos e a sua intensidade depende, logicamente, da densidade inicial. Mais tarde, a partir dos 20-30 anos, devem realizar-se cortes por baixo e fortes (extração de entre 25 a 50% dos pés iniciais) destinados a reduzir a densidade e a espessura e, consoante a sua intensidade, a potencial a produção de pinha ou de madeira (Montero *et al.*, 2004). A sua rotatividade depende do crescimento do diâmetro, mas não deve ser inferior a 10 anos. Não obstante, quando não são realizados estes tratamentos no devido momento, reduz-se a capacidade de resposta da massa. Por esta razão, atualmente, após várias décadas de ausência ou escassez de intervenções na maioria dos casos, o objetivo dos tratamentos intermédios que propomos para o habitat do lince ibérico não é apenas de produção, mas também de redução do risco de incêndio e da melhoria da capacidade sustentável de caça brava que, por seu lado, irá beneficiar o lince ibérico. O principal problema destes tratamentos é o elevado custo das operações e, sobretudo, a sua muito discutível rentabilidade, sobretudo em massas com elevada densidade de pés de pequeno tamanho individual.



Figura 6.7. Quatro aspetos da realização de cortes em pinhais mansos em zonas de lince que demonstraram ter tido um efeito positivo tanto sobre as populações de coelho como sobre as do felino. Na parte superior observam-se duas imagens de um corte forte e por baixo, com libertação e conservação dos pés de azinheira existentes no interior. Em baixo, à esquerda, apresenta-se um aspeto dessa mesma massa um ano após o corte. Em baixo, à direita, pode ver-se o efeito da passagem de uma roçadeira de correntes sobre os restos de corte e poda do pinhal.

Tendo em consideração que a maioria das massas de coníferas localizadas no habitat do lince ibérico superou já as fases de repovoação e monte bravo, a aplicação de podas de realce e desbastes não será necessária. Todavia, será habitual intervir sobre massas até meio metro. Nestas, os objetivos serão os descritos na seção anterior. Assim, como é lógico, em cada caso terá de se decidir o mais adequado em função das características dendrométricas, topografia e interesses da propriedade, ainda que se possa recomendar a aplicação de cortes por baixo e fortes, de 50% dos pés iniciais ou até mais, caso não exista risco de erosão (Figura 6.7). Caso a finalidade fosse de produção —o que é muito pouco

provável devido à ausência ou escassez de intervenções anteriores— poderia considerar-se a aplicação de podas de certa intensidade. Não obstante, como referimos anteriormente, esta última intervenção pode aumentar significativamente o custo do tratamento global e raramente se justifica com a sua rentabilidade.

Com determinada frequência, as plantações de coníferas são invadidas por arvoredos espontâneos, geralmente correspondente ao género *Quercus*, em consequência da atividade de repovoação de cotingídeos, columbídeos ou micromamíferos. Nestes casos, tendo em conta o objetivo dos tratamentos intermédios, convém que estes, além dos objetivos já mencionados, afetem preferencialmente as coníferas e sejam planeados como atuações de libertação das folhosas de maior porte, nas quais, se o tamanho destas e a economia o permitirem, podem ser praticadas podas de formação destinadas a aumentar a superfície da copa. Este tipo de tratamento de libertação é, também, indicado para os arbustos de maior interesse, como os característicos dos estados evolutivos avançados (medronheiro, viburno, lentisco-bastardo) e outros que podem favorecer o coelho (zimbros ou lentisco, por exemplo).

Uma vez extraídos os pés procedentes dos tratamentos intermédios ou de melhoria, a eliminação dos resíduos de corte pode ser realizada de várias formas. A mais recomendável é o lascamento “in situ”, com estilhaçadoras ou através de lascamento e passagem de roçadeira. Todavia, também pode ser realizado através de queima, se se respeitarem rigorosamente as normas de épocas, sistemas e localização de fogueiras, tanto para evitar o risco de incêndio da massa como para evitar queimar os indivíduos que sejam mantidos de pé, o que, infelizmente, é bastante frequente. Nas áreas onde a presença do coelho-bravo é relevante, podem aproveitar-se os restos para criar refúgios tipo cepos (ver capítulo 7). Uma vez que as elevadas densidades de arvoredos impediram, na maioria dos casos, o desenvolvimento de arbustos que ofereçam um refúgio de qualidade ao coelho, pode ser necessário realizar 5 a 10 refúgios por hectare, especialmente nas zonas mais próximas de áreas com boas populações.

6.2.4. Tratamentos derivados

Os principais tratamentos derivados correspondentes ao habitat do lince ibérico são os próprios da defesa, do montado e, de forma esporádica, as massas de pinheiro manso dedicadas à produção de fruto. Os tratamentos gerais correspondentes aos mesmos são os já descritos anteriormente. Por isso, nesta seção iremos concentrar-nos exclusivamente na poda e no descortiçamento.

Em todos os casos, os tratamentos são compatíveis com a presença do lince ibérico e, moderadamente favoráveis ao felino, pelo menos de forma indireta, sempre e quando se respeitarem as áreas sensíveis de reprodução, alimentação, migração e repouso durante o período de maior risco: março a julho-agosto. Como o habitat do lince é caracterizado pela abundância de coelho, é frequente que neste ou na sua vizinhança também nidifiquem aves

de rapina ameaçadas, como a águia imperial ibérica, a águia-perdigueira ou o abutre-preto. Como é óbvio, os tratamentos devem, também, respeitar as áreas e os períodos de maior risco correspondentes a essas espécies.

6.2.4.1. Poda

A poda é um tratamento parcial destinado a modelar a estrutura da árvore de modo a alcançar, de forma mais eficiente, os objetivos previstos e, por vezes, a gerar recursos de interesse para o homem. Neste caso, as podas afetam quase exclusivamente a azinheira e o sobreiro, ainda que também se possa aplicar ao pinheiro manso, e tem os dois objetivos referidos. De acordo com os seus objetivos podem diferenciar-se três tipos: de formação, de produção e de rejuvenescimento. Ainda que os seus principais pormenores possam ser consultados em textos especializados, como o já referido de Serrada (2002), iremos dedicar alguma atenção a cada um.

Tendo em consideração que as podas têm uma finalidade estrutural e produtiva, poderia pensar-se que o seu efeito sobre o lince ibérico é mínimo. No entanto, isto não corresponde à realidade. As podas tendem a configurar uma estrutura do arvoredos que maximiza o seu efeito benéfico sobre o ecossistema, neste caso, especialmente sobre os pastos e a biodiversidade. Por outro lado, no caso das folhosas, as podas põem à disposição dos fitófagos as ramas cortadas numa época geralmente difícil (o inverno) e a médio e longo prazo aumentam a produção de fruto. Deste modo, proporcionam um recurso de excepcional interesse estratégico não só para o gado e para a caça maior, como também para o coelho e outras potenciais presas das grandes aves de rapina, como o pombo-torcaz.



Figura 6.8. Poda de produção realizada no montado de uma boa propriedade de lince. Pode constatar-se como os coelhos e a caça maior consumiram completamente o correspondente aos ramos podados.

As **podas de formação** são as aplicadas a árvores jovens com vista, principalmente, a configurar a sua morfologia de acordo com o objetivo final da massa. Neste caso, trata-se de obter uma copa ampla e equilibrada, destinada a maximizar o efeito benéfico da árvore sobre o ecossistema e a produção de recursos de interesse, fundamentalmente fruto (bolota), lenha, ramos e, no caso do sobreiro, cortiça. A poda de formação requer que os pés tenham um tamanho mínimo necessário para suportar a perturbação acertada pelo tratamento; neste caso, pelo menos 15 cm de diâmetro normal (a 1,3 m do solo). O tratamento consiste na limpeza dos ramos no tronco até pelo menos 2-3 m de altura e deixar 2-4 ramos principais, repartidos de forma regular e com uma orientação mais ou menos horizontal de modo a conseguir uma copa ampla e com boas características para a poda e produção de bolota. No caso do sobreiro, dada a importância da produção de cortiça, os ramos principais devem ser limpos de galhos na extensão estimada para a futura superfície de descortiçamento. Neste caso, os ramos devem ser dotados de uma orientação de 40-60 graus relativamente à horizontal e procurar um número mínimo de pontos de estrangulamento, de modo a facilitar a extração de cortiça de qualidade.

As **podas de produção** são aplicadas em árvores adultas e têm por objetivo principal gerar recursos de interesse para o homem e para o gado, especialmente lenha, ramos e fruta (figura 6.8). Todavia, contribuem, também, para melhorar a conformação estrutural da árvore. Neste caso, tendo-se em consideração o papel desempenhado pelo arvoredado no habitat do lince, as podas serão as tradicionais do montado: devem afetar os ramos com menos de 15 cm de diâmetro com cortes limpos que facilitem o escoamento da água da chuva de modo a garantir a cicatrização das feridas; são aplicadas, preferencialmente, nos ramos verticais e tendem a favorecer o desenvolvimento das horizontais, mais produtoras de bolota; não devem afetar mais do que um terço da biomassa da copa e são repetidas a cada 10-15 anos. A época ideal para a realização das podas é o final do inverno, no nosso caso janeiro ou fevereiro, nas Áreas Sensíveis. Se a poda for efetuada de forma adequada, a produção de bolota diminui nos 3-4 anos que se seguem à intervenção, mas depois aumenta e o resultado final é positivo (Porras, 1998). Como tanto a poda como o descortiçamento são perturbações que afetam a árvore com alguma intensidade, estas devem ser separadas no tempo, tanto quanto possível; assim, a poda deve realizar-se no ano central da rotação de descortiçamento, normalmente 5 anos após o descortiçamento.

As **podas de rejuvenescimento** são as aplicadas às árvores com sintomas de escasso vigor ou decrepitude, por vezes arbustos de pontas secas, com vista a desequilibrar a relação entre a biomassa aérea e a biomassa subterrânea a favor desta última. Deste modo, pretende-se melhorar o fornecimento de água e de nutrientes aos ramos não cortados e aumentar o vigor da árvore. Aplica-se a pés que já foram podados e que devido ao abandono dessa operação, em conjunto com o matagal e com uma má localização topográfica ou com um solo pouco favorável, são particularmente afetados pela seca estival.



Figura 6.9. As matas compostas por focos de raízes que surgem na base dos pés arbóreos de montado (esquerda) competem com a copa, mas desempenham uma função essencial de proteção para a caça menor; como tal, devem ser respeitadas, ainda que à custa da redução da intensidade das podas. Os resíduos de poda também podem ser utilizados para construir com ramos (direita), refúgios diversos para a caça menor que resultam muito eficazes no montado.

Em geral, quando existem focos de raiz que formam uma mata no pé das árvores que vão ser alvo de poda, recomenda-se a eliminação destes de modo a reduzir ao mínimo a sua competição com a copa. Não obstante, face à importantíssima oferta de refúgio proporcionado por estas matas à caça menor, especialmente nos montados, recomendamos a sua conservação, ainda que isto implique uma ligeira redução da intensidade da poda. Pela mesma razão, recomenda-se, também, que se empilhem os ramos mais pequenos, com pouco interesse como lenha, junto à base das árvores e se construam pequenos “cochilos” que contribuam para melhorar a oferta de refúgio para a caça menor (Figura 6.9).

Em todo o caso, para garantir que as podas são realizadas de modo adequado e com uma intensidade razoável, é importante que o aproveitamento das lenhas não seja levada a cabo pelos próprios podadores. Outra precaução habitual é manter a poda das árvores que foram podadas. As árvores do montado foram crescendo com base numa conformação modelada pelo homem através das podas, pelo que o abandono das podas acarreta o risco de sofrerem um colapso estrutural, mais frequente quanto mais fraca for a madeira (freixos, azinheiras). Portanto, e tendo em conta a importância destas árvores como lugares de criação do lince, recomenda-se a manutenção ou a recuperação da poda. Nos povoamentos onde se suspeite que o lince possa fazer criação, as podas devem ser realizadas de forma escalonada de modo a que estejam sempre disponíveis árvores com cavidades e boa cobertura de copa que possam contribuir para a regulação térmica do covil.

6.2.4.2. Descortiçamento

O descortiçamento é o tratamento aplicado ao sobreiro para aproveitar a respetiva cortiça. Realizado em pleno verão, normalmente entre 15 de junho e 15 de agosto, por ser essa a época em que a cortiça “se dá”, ou seja, em que, graças à intensa atividade vegetativa da árvore, é possível desprender a cortiça sem danificar a casca ou a camada mãe. O descortiçamento tem início quando a árvore atinge o tamanho e o vigor necessários para o suportar, habitualmente após ultrapassar os 60 cm de perímetro normal, a 1,3 m relativamente ao solo. Nesse momento, produz-se uma cortiça rugosa, apta apenas para trituração que é denominada desboia. A partir desse momento, a cortiça apresenta uma estrutura mais homogénea denominada secundeira ou cortiça de reprodução. A rotação entre descortiçamentos corresponde ao período de tempo necessário para que a cortiça de reprodução atinja a espessura (calibre) necessária ao fabrico de rolhas, a utilização que utiliza o preço da cortiça. Normalmente, a rotação oscila entre os 9 e os 12 anos, ainda que nas atuais áreas do lince seja de 9 anos.



Figura 6.10. Montado descortiçado. Podem observar-se os restos de solos e veredas e como o descortiçamento tanto afeta o tronco como os ramos principais.

O descortiçamento e a extração das pranchas são operações de difícil mecanização, que continuam a ser realizados segundo métodos tradicionais. A cortiça tanto pode ser extraída do tronco como dos ramos principais. Para traçar, abrir, descompactar, deslocar e descalçar as pranchas utiliza-se o machado de descortiçamento. A utilização de “burja” ou vara longa também é habitual

para a extração das pranchas mais altas, tal como os escadotes (Serrada, 2002). Como é lógico, a quantidade de cortiça que pode ser extraída de uma árvore depende do seu tamanho e vigor. Por isso, quantifica-se a altura de descortiçamento, o perímetro normal sobre a cortiça (o coeficiente entre ambos é denominado o coeficiente de descortiçamento), a superfície de descortiçamento e a intensidade de descortiçamento (coeficiente entre a superfície de descortiçamento e a área basal). Esta última variável é, precisamente, aquela que é empregue para modular a intensidade do descortiçamento que deve ficar entre os 34 e os 36 e numa superar os 45 ou 50 (Montero, 1987).

Para facilitar o deslocamento entre árvores e a extração da cortiça –que deve fazer-se de mula–antes de proceder a este tratamento realizam-se operações de desbaste, denominados solos (ou arredondados) e veredas. Os solos são desbastamentos realizados por baixo da copa do sobreiro e as veredas são caminhos que se executam entre as árvores de modo a facilitar o deslocamento entre as mesmas (Figura 6.10).

Como se pode compreender, o descortiçamento e os restantes tratamentos associados a este não são operações que tenham uma repercussão direta positiva para o lince ibérico. No entanto, contribuem para proporcionar a rentabilidade das propriedades de sobreiros e, por conseguinte, a possibilitar esta gestão extensiva que, bem planificada e executada, constitui uma garantia de futuro para o habitat do lince. Precisamente por esta razão, a organização ambiental WWF Espanha colocou em marcha uma campanha destinada a fomentar a utilização da rolha de cortiça e a promover uma boa gestão dos sobreiros, considerando que ambas as atividades são “ferramentas” potenciais para a conservação do habitat do lince ibérico.

Justificada a relação entre o descortiçamento e a conservação do lince ibérico, resta mencionar que, ainda que a extração da cortiça não afete diretamente o felino, convém que esta seja levada a cabo de modo a minimizar os transtornos ou efeitos negativos que possam produzir para o animal. Para isto, é imprescindível respeitar escrupulosamente as Áreas e os Períodos Sensíveis, o que é difícil, uma vez que, como já referimos, o descortiçamento é realizado em pleno verão. Só resta, então, recordar que a abertura de solos e veredas deve, igualmente, ser realizada fora do período crítico nas Áreas Sensíveis para o lince. Deve atuar-se do mesmo modo se, além do felino, existirem na propriedade outras espécies ameaçadas que possam ser afetadas pelo tratamento.

6.3. GESTÃO DE PASTAGENS E ARBUSTOS: FRUTICETICULTURA

Sendo o lince ibérico uma espécie estreitamente ligada à vegetação arbustiva e de pastagens –como afirmam numerosos trabalhos publicados sobre o seu habitat já citados no capítulo 3–, é evidente que o conhecimento da tipologia, estrutura, funcionamento e das técnicas de gestão dessas comunidades são essenciais para a sua conservação. É, igualmente, evidente que a descrição pormenorizada destes aspetos ultrapassa as possibilidades deste Manual, pelo que nos iremos limitar a expor, de forma sintetizada, os aspetos que consideramos mais relevantes.

6.3.1. Tipologia e características gerais

Existem muitas classificações para as comunidades arbustivas e subarbustivas. Não obstante, para efeitos de gestão, é especialmente interessante a que os classifica de acordo com a sua situação serial, o papel que desempenham na sucessão ecológica ou a sua localização e significado dentro das séries de vegetação. Neste sentido, os arbustos e pastagens podem classificar-se em três grandes categorias (San Miguel *et al.*, 2006):

a) Permanentes: constituem a vegetação potencial, a mais evoluída que pode existir nas condições do território onde se localizam. Pode dever-se a limitações climáticas, edáficas ou a perturbações reiteradas. As climáticas são impostas pelo frio ou pela seca. Em Espanha, o primeiro pode ocorrer nos horizontes oro e crioromediterrâneos e nos seus homólogos temperados. Relativamente à seca, os arbustos e pastagens podem ter um caráter permanente em condições de ombroclima semiárido, geralmente com uma precipitação anual inferior a 350 mm. As condições edáficas na origem do caráter permanente dos arbustos ou pastagens são muito variáveis: solos muito arenosos (dunas), salinos, pedregosos ou pouco profundos, etc. Do mesmo modo, frequentes perturbações fortes e repetidas, como incêndios, subidas de rios, enxurradas e outros, podem provocar a existência destas comunidades.

No habitat do lince não se encontram comunidades arbustivas ou subarbustivas permanentes, ainda que algumas adquiram esta condição em sequência da repetição de perturbações fortes e cheguem, mesmo, a formar sistemas de caráter paraclimático em barragens, rochedos e zonas de topografia especialmente difícil.

b) Séries de alto nível evolutivo: são comunidades de caráter, geralmente, arbustivo que constituem a orla e a primeira etapa de substituição dos bosques climáticos. Ainda que correspondam a tipos muito diversos, estes possuem uma série de características comuns, das quais destacamos algumas das mais relevantes do ponto de vista da sua gestão. Em primeiro lugar, como comunidades evoluídas, têm uma elevada diversidade florística, à qual se associa outra semelhante de tipo faunístico: são sistemas com uma elevada diversidade biológica e estrutural e com uma notável função estabilizadora e protetora do meio, o que lhes confere um elevado valor intrínseco. Por outro lado, são constituídas por espécies rebrotadoras, ainda que também se possam regenerar por semente. Apresentam baixos níveis de defesas químicas face aos fitófagos, o que lhes confere uma qualidade média-alta como ramos e lhes permite produzir uma matéria orgânica facilmente humificável que dá lugar a um húmus do tipo *mull*. Deste modo, são espécies “facilitadoras” relativamente a muitas outras, tanto vegetais como animais.

Os principais exemplos de arbustos ou pastagens seriais de alto nível evolutivo que surgem no habitat do lince são os que se seguem:

- Montes baixos de espécies arvenses com porte arbustivo criados por séculos de corte, pastoreio e incêndios. O exemplo mais frequente são as azinheiras arbustivas ou carrasçais, assim como o carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*).

- Arbústeos ou matagais de carácter geralmente esclerófilo-perenifólio. O exemplo mais amplamente representado é a denominada mancha mediterrânea (aliança *Ericion arboreae*), um arbústeo alto, diverso, evoluído que prospera sobre substratos ácidos e pobres em bases, cujas espécies mais características são a urze branca (*Erica arborea*), medronheiro (*Arbutus unedo*), cadorno (*Phillyrea angustifolia*) e, no nosso caso, lentisco (*Pistacia lentiscus*) (Figura 6.11), murta (*Myrtus communis*) o folhado (*Viburnum tinus*). Também são arbústeos ou matagais muito evoluídos os carrasqueiros de *Quercus coccifera*.
- Silvados e comunidades de arbustos espinhosos (géneros *Rubus*, *Rosa*, *Prunus* ou *Crataegus*, por exemplo).
- Giesteiras, piornais e outras comunidades de leguminosas arbustivas: classe *Cytisetea scopario-striatae*.



Figura 6.11. Arbustos de alto nível evolutivo, com lentisco, zambujeiro, medronheiro, zimbro e carrasca e com cobertura incompleta, o que constitui um magnífico habitat para o lince ibérico.

c) Seriais de baixo nível evolutivo: são comunidades de temperamento heliófilo e colonizador, especializadas em estancar “feridas” produzidas na camada vegetal por incêndios, lavoura ou pastagem excessivamente intensa. Como acontecia no caso anterior, embora pertençam a tipos muito diversos, apresentam características comuns, das quais

destacaremos algumas das que consideramos mais relevantes do ponto de vista da sua gestão. Em primeiro lugar, costumam ser comunidades com uma baixa diversidade estrutural e biológica, pelo que o seu valor intrínseco não costuma ser alto. Por outro lado, embora obviamente desempenhem uma certa função estabilizadora ou protetora do sistema, trata-se de uma função muito moderada em comparação com a desempenhada pelas comunidades da categoria anterior. Costumam ser dominadas por espécies semeadoras, com escassa ou nula capacidade de germinação (à exceção de muitas urzes). Para finalizar, apresentam altos níveis de metabolitos secundários, frequentemente terpénicos; isso confere-lhes uma alta combustibilidade, faz com que tanto a sua palatabilidade como a sua qualidade como alimento para o gado ou a fauna selvagem sejam baixas ou medíocres e permite que a matéria orgânica que geram seja dificilmente húmida e muitas vezes contenha substâncias que provocam efeitos alelopáticos sobre a germinação ou o estabelecimento de outras espécies. Desse modo, costumam ser comunidades com diversas “estratégias” de autopropagação que diminuem a sua evolução para maiores níveis de organização e, por vezes, facilitam o aparecimento de perturbações fortes (incêndios, por exemplo), que constituem o seu melhor “aliado”. Apesar disso, precisamente por essas más características como alimento para os fitófagos, costumam desempenhar uma função de proteção ou facilitação das plântulas de espécies características de etapas mais evoluídas, mais apetecidas pelos fitófagos, que por vezes só podem prosperar “refugiando-se” sob essas matas ou arbustos de baixa qualidade. Desse modo, o desbravamento conjunto dessas comunidades também implica o desaparecimento total do regenerado à espera que se proteja sob elas e a impossibilidade do seu novo estabelecimento a curto prazo.

Embora existam muitos tipos de comunidades pertencentes a esta categoria, a que pela sua extensão e ubiquidade é mais destacável no habitat do lince é a correspondente à classe *Cisto-Lavanduletea*: são os estevais, rosmaninheiros e tomilhões acidófilos. Não obstante, existem outras, como os urzais e urzal-estevais da classe *Calluno-Ulicetea* (Figura 6.12), menos extensos pelo carácter mediterrâneo genuíno do clima, ou os basófilos da classe *Rosmarinetea*, muito escassos dada a natureza ácida dos substratos litológicos dominantes no habitat do lince ibérico.

Os arbústeos e matagais são comunidades que, além da sua função estabilizadora e protetora do sistema, proporcionam refúgio à fauna selvagem e, também, embora de forma moderada, alimento aos fitófagos. No entanto, possuem uma qualidade bromatológica medíocre ou baixa e competem com os pastos herbáceos. Por isso, a sua gestão pode orientar-se de diversas formas e pode afirmar-se com perentoriedade que **na sua gestão, em fruticultura, não podem existir “receitas” de uso generalizado** (González & San Miguel, 2004). Pode ser acertado, em alguns casos, realizar desbravamentos sobre uma determinada comunidade como, noutros, proteger ou até tentar recuperar por repovoação. Apesar disso, como é lógico, as comunidades permanentes e as de alto nível evolutivo possuem um considerável valor intrínseco que faz com que, regra geral, se possa desaconselhar qualquer tratamento que coloque em perigo a sua persistência ou dificulte a sua evolução para etapas seriais mais avançadas.

Num trabalho anterior (González & San Miguel, 2004) descrevemos as principais boas práticas de gestão de arbústeos e matagais que consideramos recomendáveis em quintas de monte mediterrâneo da rede Natura 2000. Por isso, aqui limitar-nos-emos a sintetizar os aspetos mais relevantes das que se utilizaram com maior frequência nos Projetos LIFE que até ao momento se orientaram para a conservação do lince ibérico.



Figura 6.12. Urze-esteval mediterrânea num antigo habitat de lince ibérico.

6.3.2. Manutenção de estrutura em mosaico

Apesar das funções benéficas que os diferentes tipos de matagais e arbústeos possam desempenhar no habitat do lince, é imprescindível recordar que o seu domínio total sobre o mesmo não é recomendável; que também é necessária a presença de outras comunidades vegetais que introduzem diversidade estrutural e biológica no sistema, que contribuem para estabilizá-lo e, sobretudo, que proporcionam alimento de maior qualidade aos fitófagos, e muito especialmente ao coelho-bravo, principal presa do lince ibérico. Bom exemplo disso é a situação que ocorreu no Parque Nacional de Doñana como consequência dos desaparecimentos das perturbações tradicionais que mantinham a existência de clareiras nas comunidades arbustivas e subarbustivas, situação que foi muito desfavorável não só para o coelho-bravo e o lince ibérico, mas também para outras espécies menos emblemáticas, como o leirão (*Eliomys quercinus*), e que levou a investigadores e gestores a propor uma necessária política de desbravamentos e sementeiras (Moreno & Villafuerte, 1995; Román, 2009).

Por tudo isso, regra geral, pode recomendar-se que a gestão de matagais e arbústeos no habitat do lince ibérico seja orientada para favorecer a existência de uma estrutura geral em mosaico. É razoável o domínio dessas comunidades, mas também é necessário que exista uma representação suficiente, em quantidade, qualidade e distribuição espacial, de pastagens, massas arbóreas e até pequenas tesselas de cultivo. Para consegui-lo, em alguns casos será preciso adotar medidas orientadas para proteger os matagais e arbústeos de maior valor ou para facilitar a sua passagem a comunidades mais evoluídas. No entanto, noutros, quando o problema for o seu excessivo domínio, será mais recomendável programar tratamentos orientados para a abertura de claros. Em cada caso, antes de adotar uma decisão, será preciso ter em conta todos os fatores que intervêm na mesma: problema que se pretende resolver, tipos de comunidades arbustivas ou subarbustivas envolvidas, distribuição espacial das mesmas; topografia, tamanho e forma das manchas, presença ou ausência de corredores ecológicos, etc.

Em geral, deve-se espalhar à proteção das comunidades permanentes ou quase-permanentes, assim como à das de alto nível evolutivo. De especial importância, tanto para o coelho como para o lince ibérico, são os silvados e comunidades de arbustos espinhosos (classe *Rhamno-Prunetea*), assim como o lentisco, o carrasco e as azinheiras de porte arbustivo. Algo parecido acontece com as comunidades que orlam e protegem rios e ribeiros, comunidades que constituem magníficos refúgios e corredores ecológicos para o lince ibérico.

6.3.3. Desbravamento

Um desbravamento é um tratamento de eliminação, total ou parcial, de matagais ou arbústeos (Serrada, 2002). Os desbravamentos podem classificar-se de diversas formas. Atendendo às espécies afetadas, podem ser **totais**, quando se aplicam a todas ou **seletivos**, quando respeitam algumas. Do mesmo modo, atendendo à superfície afetada, podem ser **totais ou seguidos**, quando se aplicam sobre a totalidade da superfície; **em faixas, bandas ou rodais**, quando se aplicam sobre tesselas correspondentes a essas formas, ou **em pontos**, quando se realizam apenas de forma pontual. Se se contemplar o seu método de execução, podem ser **manuais, mecanizados** ou **químicos**. Finalmente, também podem ser por **roça**, quando se corta só a parte aérea das plantas, ou por **arranque ou desmatamento**, quando também se extrai a subterrânea e, por conseguinte, afeta-se o solo.

Descartando o desbravamento químico, pelos seus possíveis efeitos negativos, qualquer tipo de desbravamento tem como tratamento de melhoria do habitat do lince, se se planificar e levar a cabo adequadamente. Não obstante, faremos algumas recomendações de forma esquemática.

Regra geral, tendo em conta que o solo é o menos renovável dos recursos dos sistemas que consideramos, é especialmente importante tentar evitar a sua degradação. Esta costuma produzir-se por lavoura, que o deixa desprotegido face à erosão hídrica, acelera a mineralização e perda do seu horizonte húmifero e facilita a perda das suas frações mais

finas e férteis (argilas e limos) por lavagem. Por isso, recomendamos evitar os tratamentos de desbravamento que impliquem remoção do solo, salvo nos casos em que se deseje introduzir um pasto herbáceo artificial ou um cultivo, em que é inevitável. Nesses casos, se não existem indivíduos característicos de etapas seriais mais avançadas, pode-se utilizar um desbravamento conjunto por rodais, que devem ser de forma irregular e superfície moderada (0,5 a 5 ha), para favorecer o coelho-bravo. Para parcelas de superfície superior a dois hectares, recomenda-se que pelo menos 10% da superfície da parcela fique sem desbravar, repartida em forma de pequenos golpes de superfície superior a 50 m². Se existirem pés arbóreos ou de arbustos de especial interesse (lentisco, carrasco, azinheira arbustiva e outros), devem ser respeitados, assim como toda a superfície compreendida sob as suas copas. A ferramenta pode ser uma grade pesada de surribo, com duas passagens cruzadas, para facilitar o troceio e incorporação no solo da vegetação afetada. No entanto, se os solos são muito pedregosos e superficiais –em cujo caso teria que rerepresentar-se a conveniência do tratamento– pode ser necessário fazer primeiro um desbravamento da parte aérea e, posteriormente, a alçada e desmatamento da parte subterrânea. A época pode ser o final de inverno ou, preferencialmente, o final da primavera, para reduzir ao mínimo a germinação dos indivíduos e facilitar a operação de sementeira, que será no outono, após um tratamento de estrumação que deixe o solo em boas condições para receber a semente e o fertilizante. Em alguns casos, se a importância da sementeira for marginal, pode-se chegar a realizar o tratamento no outono, coincidindo com a chegada das chuvas, e realizando a sementeira de forma simultânea ou imediatamente posterior ao desbravamento. Evidentemente, nesses casos os resultados da sementeira costumam ser medíocres ou claramente maus. Ao ser o objetivo da mesma que o coelho encontre alimento, e não a produção de semente, pode até recorrer-se à sementeira de cereais de ciclo curto na primavera (p.ex. cevada).

Se o objetivo da atuação é o estabelecimento de uma pradaria permanente, o prazo recomendado para a atuação prolonga-se. O ciclo aconselhado nestes casos consiste numa estrumação que permita a incorporação da matéria orgânica no solo e acelere a sua taxa de mineralização, uma sementeira de cereal destinada a dar alimento e reduzir a germinação e, finalmente, no outono seguinte à sementeira de cereal, o estabelecimento da pradaria (Muslera & Ratera, 1991).

Quando não se preveja a implantação de pastos ou cultivos, convém fazer o desbravamento por roça, para o que, nas circunstâncias descritas, pode-se utilizar uma roçadora de correntes ou, se possível, uma de martelos, que realiza um trabalho mais fino. Nesses casos, para atrasar a invasão da vegetação lenhosa tratada, convém favorecer a herbácea, que compete com ela. Tal só é possível por fertilização, se for rentável, ou aumentando na medida do possível as cargas pastantes nas zonas desbravadas, em especial através do manuseamento de comedouros e pontos de suplementação.

O emprego de tratamentos extensivos de desbravamento conjunto é sempre desaconselhável, tanto se for por roça como, sobretudo, se for por desmatamento. É um tratamento caro, que provoca uma perturbação muito forte no sistema e que inevitavelmente terá que

repetir a curto prazo, porque favorece precisamente as espécies que elimina. Se o que se deseja é a substituição do matagal ou arbústeo por um pasto herbáceo, é imprescindível fazê-lo em pequenas superfícies (Figura 6.13), favorecendo a erva e apoiando-se no efeito dos fitófagos, tanto domésticos como silvestres. Se, pelo contrário, o que se deseja é a passagem para etapas seriais mais avançadas, o desbravamento conjunto em grandes extensões implica um rejuvenescimento do sistema que o devolve a níveis sucessores anteriores ao tratamento e, por conseguinte, prejudica as espécies características de níveis de maior organização.

Como já assinalámos anteriormente, os desbravamentos conjuntos devem respeitar as manchas de vegetação arbustiva mais evoluída e, em todo o caso, as comunidades que orlam e protegem a rios e ribeiros, e que constituem corredores ecológicos de primeira importância (Figura 6.14).

Se a presença de pés de porte arbóreo ou espécies arbustivas de interesse ou alto nível evolutivo for elevada, pode-se optar por não intervir, e fazê-lo noutra sítio, ou por recorrer ao desbravamento seletivo, que é sempre uma operação de alto custo. Por questões de rentabilidade, este último tratamento costuma realizar-se de forma mecanizada, com motorroçadoras. Nesses casos, é importante ter em conta que, se existirem ungulados ramoneadores (caprino, bovino, caça maior), o desbravamento não deve deixá-los desprotegidos face aos indivíduos que, pelo seu porte, não consigam suportar as agressões.



Figura 6.13. O desbravamento conjunto em pequenas superfícies de um matagal heliófilo de xara que deixa uma estrutura em mosaico muito conveniente para o coelho-bravo e o lince ibérico.



Figura 6.14. Desbravamento conjunto com semente de pradaria que respeita as comunidades arbustivas que bordam um pequeno ribeiro estacional.

Um caso particular de desbravamento que se realiza de forma pontual, manual e por desmatamento é o denominado “descolinado”. Trata-se de uma operação tradicional, cuja finalidade era evitar a invasão dos pastos das pastagens por espécies de matorral heliófilo sem recorrer à alteração do horizonte superior do solo, que é sempre prejudicial. Consiste no arranque manual, por puxão, das pequenas plantitas de cistus, rosmaninho, tomilho e outras espécies lenhosas que, de forma dispersa, invadem os bons pastos. Realiza-se com o solo húmido, para facilitar a extração da planta. Trata-se de uma operação de alto custo, que atualmente só se pode justificar quando se deseja conservar para o coelho pastos de qualidade que criou num passado recente gado doméstico (ovelha, sobretudo) que ou já não existe ou existe numa quantia que não permite o controlo do matagal invasor.

6.3.4. Repovoamento com espécies arbustivas ou subarbustivas

O repovoamento artificial é um tratamento florestal que poderíamos qualificar de “cirúrgico”: é caro, difícil do ponto de vista técnico e arriscado do ambiental. Por isso é essencial garantir que se trata de uma operação necessária, que deve ser planificada e executada com especial cuidado, e mais quando se trata de repovoamentos com espécies arbustivas. Como a imensa maioria dos repovoamentos que se executaram em Espanha têm uma finalidade hidrológica ou produtiva, realizaram-se com espécies

arbóreas, de crescimento aéreo e radical mais rápido, maior biomassa e mais extenso e intenso efeito protetor sobre o seu meio, a igualdade de custo por unidade implantada (Serrada, 2000). Em consequência, a experiência adquirida sobre espécies de carácter arbustivo e subarbustivo é pequena, como reduzido é também o catálogo de espécies e procedências disponíveis em viveiro. Por tudo isso, os repovoamentos desse tipo são particularmente caros e difíceis de executar e devem ser minuciosamente justificados, planificados e executados. Em geral, o seu emprego reduz-se a tarefas de restauração ambiental em que a biodiversidade é especialmente importante, mas também têm, ou podem ter, interesse em quintas de carácter cinegético e para a conservação de espécies ou espaços protegidos.

No nosso caso, o repovoamento com espécies arbustivas ou subarbustivas pode ter interesse na restauração de comunidades dessas características que sejam especialmente necessárias tanto para o lince como para o coelho-bravo, quer pela sua oferta de refúgio quer para facilitar a ligação entre populações.

Em quintas onde as cargas pecuárias ou de ungulados silvestres são tão altas que provocaram o desaparecimento ou redução significativa dos arbústeos mais evoluídos, a situação chega a afetar de forma muito intensa o coelho-bravo, que se vê privado de refúgios por vezes imprescindíveis para a sua sobrevivência. É um caso frequente com os silvados e comunidades de arbustos espinhosos, mas também pode acontecer com carasqueiros, lentiscos, giesteiras e outras formações. Noutros casos, trata-se de garantir a existência de comunidades de arbústeo ou matagal que possam servir de refúgio tanto ao coelho-bravo como ao lince e que permitem garantir a ligação das populações de ambas as espécies.

Tendo em conta o alto custo das repovoamentos, a escassa disponibilidade de espécies e procedências adequadas em viveiro e o carácter relativamente palatável da maioria das espécies afetadas, que obriga a protege-las da pastorícia, uma vez decidido o tratamento é imprescindível atuar pouco a pouco, seguindo uma estratégia de criação de pequenas “ilhas” ou “rodaes” que deveriam estar próximos entre si, para incrementar as sinergias, tornar possível a sua extensão e facilitar o futuro deslocação de indivíduos entre elas. O repovoamento deve realizar-se por plantação, geralmente em buracos, com densidade alta (em geral entre 2500 e 10000 plantas/ha) e seguindo as pautas e recomendações habituais noutros tipos de repovoamento (Serrada, 2000). A delimitação da pastorícia, que deverá estender-se ao coelho se as suas populações são abundantes, pode-se realizar por procedimentos tradicionais (rede cinegética ou pecuária) ou através da utilização de pastor elétrico, embora neste último caso é preciso prestar especial atenção ao período de delimitação que se estime necessário. O emprego de protetores individuais face a lagomorfos ou gado menor choca com a dificuldade do seu elevado custo.

6.4. GESTÃO DE PASTOS HERBÁCEOS: PASCICULTURA

O que tem a ver a gestão dos pastos com a conservação do lince ibérico? Provavelmente muitas pessoas afastadas da problemática do felino não percebem claramente essa relação. No entanto, é evidente que quando se sabe que o principal problema do lince ibérico é a drástica regressão das populações de coelho-bravo e quando, também, se conhece a estreita relação que existe entre a reprodução do lagomorfo e da qualidade do alimento que consome. Em suma: uma adequada oferta de pastos, em quantidade, qualidade e distribuição estacional, permite otimizar a alta potencialidade produtiva do coelho, e ajuda a suportar a enorme pressão que sempre impõem as doenças e os predadores, e às vezes também a caça. Por outra parte, uma adequada oferta de alimento herbáceo de qualidade tem também importantes repercussões positivas noutras presas potenciais do lince, como micromamíferos, aves de interesse cinegético e ungulados. Em relação às aves de interesse cinegético, perdiz vermelha e pombo-torcaz, por exemplo, basta lembrar que os pastos herbáceos contribuem de forma substancial para a sua alimentação, não só de modo direto, mas também através dos invertebrados que se alimentam deles e que, por sua vez, são essenciais para a alimentação das suas crias e para a própria. A relação com os ungulados não é tão clara. É verdade que o lince chega a preda sobre eles, especialmente sobre crias e por vezes fêmeas. No entanto, o que é verdadeiramente importante é que a maioria dos ungulados é fitófago oportunista: se tiverem alimento herbáceo de qualidade preferem-no ao sarmento, e em caso contrário, ramoneiam com intensidade, chegando a dificultar ou impedir a regeneração da vegetação lenhosa e, até, provocar a sua degradação, que é a do habitat do lince ibérico. Desse modo, quando as cargas de ungulados são relativamente altas, como acontece na maior parte desse habitat, uma boa gestão de pastos não só implica uma melhor alimentação das reses mas, sobretudo, uma menor pressão ramoneadora sobre a vegetação lenhosa e, muito especialmente, sobre o seu regenerado. Nesse sentido, uma boa gestão de pastos herbáceos contribui de forma favorável e significativa para tornar possível a regeneração da vegetação lenhosa e reduzir o seu nível de degradação por ramoneio.

Bom, mas quais são os principais problemas dos pastos herbáceos no habitat do lince ibérico? De forma muito esquemática poderíamos relacioná-los com a sua distribuição espacial e a quantia, qualidade e distribuição temporária da sua produção.

A **distribuição espacial** dos pastos é particularmente importante para garantir uma repartição homogénea dos fitófagos no habitat do lince. Conforme se expôs na seção anterior, esta afeta não só o coelho-bravo, que é o mais importante, como também os micromamíferos (recorde-se o desaparecimento total ou quase total do leirão do Parque Nacional de Doñana devido à sua “matalização”), outras espécies de interesse cinegético e potenciais presas do lince e os ungulados e são, sobretudo, importantes “ferramentas” de transformação e, frequentemente, de degradação da vegetação lenhosa. Por outro lado, e regressando ao caso do coelho-bravo, demonstrou-se que os deslocamentos levados a cabo pela espécie a partir dos seus refúgios em busca de alimento são relativamen-

te reduzidos, regra geral inferiores a 100 m. Que se pode dizer disto? Acreditamos que, basicamente, três coisas:

- a. Que a presença de uma adequada representação de pastos arvenses de qualidade, que se podem quantificar em 20-25%, no mínimo, da área, é imprescindível no habitat do lince ibérico.
- b. Que esta superfície não deve estar concentrada, mas sim distribuída em forma de mosaico (Figura 6.15). Dada a importância dos ecótonos, tanto para o lince ibérico, que aí caça, como para o coelho, que não efetua grandes deslocamentos para se alimentar, é conveniente que o tamanho dos mosaicos não seja muito grande. É conveniente que estes tenham uma forma irregular, preferencialmente alargada, com um eixo principal que siga curvas de nível e como uma largura inferior a 200-300 m.
- c. Que os mosaicos de pasto arvense estejam repartidos pelo espaço da forma mais homogênea possível, para garantir que as populações de coelhos e de outros fitófagos também estejam.



Figura 6.15. Exemplo de habitat em mosaico, com vegetação arbórea, arbustiva e arvense, esta última em superfícies de extensão moderada, que é muito favorável ao coelho-bravo e ao lince ibérico.

A **quantidade de produção dos pastos arvenses** é pouco importante para o coelho-bravo, pelo menos em comparação com outros aspetos mais relevantes, como a distribuição no tempo ou a qualidade. De pouco serve que a produção seja muito elevada se for mal distribuída ao longo do tempo e se registarem fortes períodos de escassez de erva verde, como acontece, habitualmente, no meio mediterrâneo no verão e no inverno, ou se a sua qualidade for tão fraca que nem chegue para cobrir os requisitos de sustento do lagomorfo, como acontece nos “henascos” (ervas que secaram em pé). Por outro lado, ainda que proporcionalmente ao seu peso, o coelho exija maior quantidade de alimento do que um ruminante, as necessidades de Matéria Seca (MS) de uma população média de lagomorfo são relativamente pequenas. Assim, por exemplo, uma população que varie entre os 10 coelhos/ha no período de maior população e os 2 no de menor população

(o dobro do permitido pelo sustento de uma fêmea reprodutora de lince) necessitará de cerca de 250 kg/ha de matéria seca: aproximadamente a quinta parte do produzido num montado de média qualidade e cerca de um terço do produzido nos pastos da zona, conforme foi estimado por Soriguer (1981), em Sierra Morena ocidental. Por esta razão, para uma melhoria dos pastos arvenses, acreditamos que, se a sua superfície e distribuição forem razoáveis, como expusemos anteriormente, não será necessário tentar aumentar a produção em termos de quantidade, mas sim melhorar a sua qualidade e tratar de equilibrar a sua distribuição sazonal.

Como referimos no capítulo 4 deste estudo, a **qualidade dos pastos arvenses** está estreitamente ligada à taxa de fecundidade dos coelhos (número de crias geradas por cada fêmea), uma vez que se demonstrou que as coelhas só criam quando a qualidade da sua dieta (especialmente, o conteúdo de proteína digestível, ou substâncias nitrogenadas totais) supera um determinado limiar, situado em volta dos 17% de Proteína Bruta (Villafuerte *et al.*, 1997; Blas, 1989). Deste modo, uma melhoria na qualidade da oferta de alimento pode repercutir-se direta e intensamente na produtividade das coelhas e, por conseguinte, nas densidades de lagomorfo e, definitivamente, na oferta de alimento para o lince e respetiva capacidade de reprodução. Embora não se possam controlar os efeitos das doenças e só de possa controlar moderadamente o efeito dos predadores, o aumento do número de camadas de coelho em uma ou duas por ano —o que pode ser alcançado com uma boa alimentação— implicaria um impulso que poderia ser vital para a recuperação das suas populações e, definitivamente, das do lince ibérico. Além do mais, tudo isto depende não só da qualidade do alimento disponível, como também de quando está disponível este alimento de qualidade. Tendo em conta a enorme precocidade sexual das coelhas, que podem começar a parir antes dos seis meses de idade, se estas dispuserem de alimento de qualidade no final do verão e se conseguirem partos outonais, é possível que as coelhas nascidas destes estejam a fazer criação na primavera seguinte, o que, pela progressão geométrica que pressupõe, significaria um notável crescimento populacional do lagomorfo.

Quais são os parâmetros que nos podem permitir conhecer facilmente a qualidade de um pasto arvense? O problema é, evidentemente, complexo se for encarado com profundidade. Todavia, pode realizar-se uma abordagem muito simples que consideramos ser suficiente para a gestão do habitat do lince e que descrevemos a seguir. Duas das principais variáveis relacionadas com a qualidade bromatológica dos pastos são a proteína digestível (substâncias nitrogenadas totais, será o mais correto) e os minerais. As leguminosas são plantas que, pela sua facilidade em captar azoto atmosférico, são particularmente ricas em proteínas e, devido à sua exigência em termos de fertilidade dos solos, também em minerais. Deste modo, pode afirmar-se, de forma geral, que a **abundância de leguminosas** é um bom indicador da qualidade de um pasto arvense. Esta qualidade mantém-se inclusive na floração e após a secagem, dado que os campos secos de leguminosas podem ter qualidade suficiente para satisfazer as necessidades de sustento de muitos fitófagos, circunstância que não ocorre com os campos de gramíneas ou de outras famílias (ver Figura 4.8). Por

outro lado, é conhecido o elevado teor de proteínas das sementes de leguminosas, daí estas serem avidamente procuradas pelos coelhos durante o verão. Em suma: se quisermos melhorar a qualidade dos pastos para o coelho, o mais conveniente é aumentar o seu teor de leguminosas (Figura 6.16).



Figura 6.16. O trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum* L.) é, provavelmente, a leguminosa mais importante no habitat do lince, tanto devido à sua abundância nos pastos naturais, em particular nos pastos de estrume de *Poetalia bulbosae*, como pelo seu interesse para pastagens destinadas a aumentar a oferta de proteína.

A segunda pergunta que deveríamos colocar é como se pode aumentar a abundância de leguminosas nos pastos arvenses. Para responder é necessário ter em conta duas circunstâncias: a) como já referimos, as leguminosas são especialmente exigentes em termos de fertilidade do solo, nomeadamente em fósforo, e b) para que sejam abundantes devemos ajudar as leguminosas a serem capazes de superar a pressão das suas principais concorrentes: as gramíneas, mais precoces que as primeiras e com maiores necessidades de azoto. Por estas razões, e generalizando, podemos afirmar que existem dois tratamentos que favorecem claramente as leguminosas em relação às gramíneas: o teor de fósforo assimilável e um pastoreio intenso que as liberte parcialmente da concorrência das gramíneas, lhe dê fertilidade (através dos excrementos) e que contribua para voltar a semear as suas sementes por endozoocoria.

Tendo em consideração que a imensa maioria do atual habitat do lince ibérico está situada em solos áridos, pobres em cálcio e em fósforo assimilável, pode afirmar-se que a **fertilização fosfórica** dos pastos com uma quantidade de leguminosas suficiente para responder ao tratamento é altamente recomendável. Se a precipitação for adequada para garantir a incorporação do fósforo na solução do solo e no seu complexo húmico-argiloso, o tratamento aumenta significativamente a abundância de leguminosas e, por conseguinte, de substâncias nitrogenadas digestíveis e minerais. Isto permitirá aumentar a taxa de fecundidade das coelhas, a densidade populacional do lagomorfo e, definitivamente, a capacidade sustentadora do habitat do lince ibérico. No acompanhamento realizado durante anos nos tratamentos de fertilização fosfórica levados a cabo no habitat do lince ibérico, constatou-se que, conforme previsto, as zonas fertilizadas com fósforo suportaram maiores densidades de coelho do que aquelas que não foram tratadas, o que permite

presumir que ocorreu uma cadeia de repercussões anteriormente descritas e que, efetivamente, melhorou o habitat do lince.

Embora as prescrições técnicas da fertilização fosfórica dependam das circunstâncias particulares que possam ocorrer em cada caso, tendo em conta as características do habitat do lince, já descritas, com base nas recomendações dos peritos sobre o tema (Yáñez *et al.*, 1991; Olea *et al.*, 2003; Ferrera *et al.*, 2005, 2006) e na nossa própria experiência, podemos recomendar fertilizações moderadas, com entre 30 e 50 unidades (kg/ha de P_2O_5) a cada 5-6 anos. Em termos de produto, pode utilizar-se o superfosfato de cálcio ou a rocha fosfórica micronizada e granulada que recomendamos que seja aplicada em coberta (por exemplo, com adubadora centrífuga) previamente ou coincidindo com o início do período outonal de chuva.

Se os pastos arvenses naturais forem especialmente pobres em leguminosas, a fertilização fosfórica não proporcionará, provavelmente, resultados muito evidentes, dado que não haverá plantas suficientes para a aproveitar. Nestes casos pode recorrer-se à introdução artificial, por sementeira. Regra geral, estes **pastos artificiais** polífitos (pradarias) ricos em leguminosas vão-se naturalizando pouco a pouco graças à incorporação de plantas espontâneas procedentes do banco de sementes do solo e, se tiverem uma boa gestão, acabam por se converter em pastos estrumados de *Poetalia bulbosae*, os melhores pastos mediterrâneos. A implantação de pradarias deve ser sempre feita analisando pormenorizadamente as condições climatéricas e do solo na zona, os objetivos procurados e a gestão que vão ser alvo. Se os substratos forem ácidos e oligotróficos, pobres em bases, como acontece na maior parte do habitat do lince ibérico, será muito difícil ou impossível encontrar leguminosas vivas, capazes de permanecerem verdes no verão, pelo que será necessário recorrer a trevos anuais, especialmente ao trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum*), serradela (*Ornithopus compressus*), *Biserrula pelecinus* ou, até mesmo, luzernas (espécies anuais do género *Medicago*). Em casos excepcionais, se for possível efetuar regas, pode recorrer-se a uma mistura de leguminosas e gramíneas, como o *Trifolium repens* (trevo-branco), *Trifolium fragiferum* (trevo-morango), *Trifolium resupinatum*, *T. michelianum*, *Lolium perenne*, *Phalaris aquatica*, *Festuca arundinacea* ou *Cynodon dactylon* (grama). Em todo o caso, tendo em conta a concorrência entre leguminosas e gramíneas, consideramos necessário levar a cabo uma boa fertilização fosfórica de fundo (50-70 unidades), peletizar as sementes de leguminosas (inoculá-las com bactérias do género *Rhizobium* e cobri-las com calcário finamente moído) e não achamos conveniente incluir gramíneas na mistura, se não for possível efetuar regas. Devido ao seu pequeno tamanho, as sementes devem ser enterradas pouco profundamente, pelo que é suficiente uma compressão da terra por cima da semente. A sementeira deve coincidir com o início das chuvas de outono de modo a permitir o enraizamento e o crescimento inicial das plantas quando ainda há algum calor. Em todo o caso, é imprescindível acompanhar o pastoreio da pradaria, pelo menos, até ao final do inverno e, se possível, até à formação das sementes. Caso contrário, quando a sementeira começa a despontar, os fitófagos reduzem significativamente a sua potencialidade produtiva ou, se forem muito abundantes, arruinam-na completamente.

Caso exista a possibilidade de geadas prematuras que possam pôr a descoberto as plantas recém-germinadas ou caso se considere conveniente oferecer algum alimento verde no final do inverno, a sementeira das espécies mencionadas pode ser acompanhada por aquilo que se denomina um **cultivo protetor**. Trata-se de uma dose baixa de sementes de espécies de maior tamanho e de crescimento mais rápido, geralmente gramíneas, que realizam duas importantes tarefas: protegem os propágulos das leguminosas durante a sua implantação e oferecem alimento verde, de qualidade, no final do inverno. Se a pradaria for aberta ao pastoreio nessa época, o consumo do cultivo protetor põe a descoberto as leguminosas, que até aí pouco cresceram, permitindo que estas floresçam, frutifiquem e se disseminem. Nas condições do habitat do lince ibérico, o cultivo protetor para as pradarias pode ser de centeio (*Secale cereale*), triticale (híbrido de trigo e centeio), aveia ou azevém *Lolium multiflorum* (Figura 6.17).



Figura 6.17. Pradaria de trevo subterrâneo com cultivo protetor de aveia e centeio, implantada à sombra de um sobreiro (*Quercus suber* L.)

Se por razões climatéricas ou de outro tipo, a pradaria não ficar bem implantada e apresentar uma escassa densidade de leguminosas, recomenda-se que se pratique aquilo que se denomina pastoreio diferido, que consiste em acompanhar o pastoreio até que as sementes se formem. Deste modo podem utilizar-se os fitófagos como ferramenta para ressemeiar a pradaria.

As experiências de implantação de pastos e cultivos agrícolas que realizámos para o fomento das populações de coelho-bravo permitiram-nos constatar que as pradarias de le-

guminosas foram o tratamento preferido pelo lagomorfo, ainda que também tenhamos podido comprovar que se as suas densidades forem muito elevadas, o consumo do banco de sementes do solo pode chegar a reduzi-lo e, por conseguinte, a diminuir significativamente a duração da pradaria (Muñoz-Igualada, 2005).

Para finalizar, destacamos que um pastoreio intenso, sem ser excessivo, e continuado é uma magnífica “ferramenta” para permitir que as leguminosas a que nos referimos possam resistir à pressão da concorrência das gramíneas e manter ou aumentar a sua quantidade ao longo do tempo. Neste sentido, ainda que o gado, em particular o ovino, e os ungulados selvagens compitam com o coelho-bravo pelo alimento, estes também contribuem para a melhoria dos pastos, permitindo que o balanço final seja benéfico. De facto, comprovámos que os coelhos mostram uma clara preferência pelos pastos estrumados de *Poetalia bulbosae*, que são pastos criados e mantidos por um pastoreio intenso e continuado do gado, em particular do ovino. Por outro lado, tanto o gado como os ungulados selvagens contribuem para reduzir ou evitar a invasão dos pastos arvenses por vegetação lenhosa de carácter mais colonizador.

6.5. GESTÃO DE CULTIVOS: AGRICULTURA

No capítulo anterior descrevemos como é que uma boa gestão dos pastos pode contribuir para melhorar a qualidade do habitat do lince ibérico, aumentando, sobretudo, a quantidade da sua principal presa: o coelho-bravo. Não obstante, só com a melhoria dos pastos naturais ou com a implantação de pradarias de grande duração não será possível mitigar ou reduzir suficientemente os períodos de carência ou de escassez de alimento de qualidade para o lagomorfo. Nesse sentido, a agricultura, através da implantação de cultivo de curta duração, de uma adequada gestão e de um bom tratamento do solo pode complementar eficazmente aquilo que foi conseguido através da praticultura. É verdade que se trata de uma atividade mais intensa, que altera mais profundamente o habitat do lince e que requer repetições mais frequentes e investimentos relativamente mais dispendiosos, mas também é verdade que, bem planificada e executada, tanto em termos de quantidade como de qualidade e de localização no espaço, é uma magnífica ferramenta de melhoria das densidades populacionais de muitas espécies de caça menor, entre as quais o coelho. Por isto, iremos analisar muito brevemente as atuações agrícolas que consideramos mais favoráveis a melhoria do habitat do lince ibérico.

Uma vez esgotadas as possibilidades oferecidas pela pascicultura, técnica mais extensa e eficiente do que a agricultura, esta última atividade pode contribuir para aumentar as populações de espécies de caça menor de duas formas: melhorando, em quantidade e distribuição temporal, a oferta de alimento de qualidade e aumentando, ou pelo menos não reduzindo, a oferta de refúgios e lugares aptos à reprodução destas espécies.

A implantação de cultivos arvenses de curta duração pode contribuir significativamente para a melhoria da oferta de alimento de qualidade ao coelho-bravo, tanto em quantidade como em distribuição temporal. O tema foi abordado por Villafurte *et al.* (1997) na área de Doñana e por Muñoz-Igualada (2005) em Montes de Toledo. Em ambos os casos, afirmou-se que uma implantação adequada destes cultivos poder ser muito benéfica para o coelho-bravo. Não obstante, para conseguir estes benefícios com a máxima eficiência, é imprescindível analisar a tipologia dos cultivos que se irão implantar, a sua localização, a área e a forma das parcelas e o respetivo calendário de aproveitamento. Relativamente à tipologia dos cultivos, depende obviamente das condições climatéricas e edáficas e dos objetivos procurados. Neste sentido, é obrigatório reiterar que o coelho-bravo pode ser favorecido por diversos tipos de cultivos, mas que utiliza cada um em épocas e de forma muito concreta, consoante a oferta dos pastos naturais e artificiais e as suas necessidades, impostas pela fenologia. Muito esquematicamente, os cultivos arvenses podem contribuir para melhorar a oferta de alimento de qualidade para o coelho-bravo do seguinte modo:

- a. Oferecendo alimento de qualidade em épocas nas quais este não existe ou é muito escasso nos pastos naturais ou artificiais.
- b. Aumentando a oferta de alimento de alta qualidade em épocas nas quais este existe nos pastos naturais ou artificiais, mas sem a abundância ou a distribuição espacial requeridas.

Em geral, segundo Muñoz-Igualada (2005), o comportamento do coelho-bravo relativamente aos cultivos arvenses disponíveis parece responder ao seguinte esquema:

- No outono e finais de inverno, o principal problema é a escassez de alimento de qualidade (erva verde, por exemplo), que depende da época de chegada das primeiras chuvas outonais e do início e da intensidade do frio invernal. Se a situação for boa, poderá ocorrer um parto tardio de outono, o que se pode repercutir de forma muito positiva nas densidades de lagomorfo, já que as coelhas nascidas deste parto podem fazer criação na primavera. Não obstante, é habitual que nesta época, o alimento de qualidade seja escasso, o que leva os lagomorfos a procurar avidamente bolotas e sementes de leguminosas, ricas em proteínas, e a aproveitar muito intensamente o crescimento das pastagens naturais e artificiais. Tendo isto em consideração, os cultivos arvenses que mais podem contribuir para reduzir o problema são os mais precoces, aqueles que a após a sementeira no princípio do outono são capazes de oferecer uma quantidade substancial de alimento (folhas verdes) no final do inverno, contribuindo significativamente para melhorar as possibilidades de ocorrência de partos nessa época. Estes cultivos são os das gramíneas, particularmente o centeio (o mais precoce), triticale (híbrido de trigo e centeio), aveia, cevada, trigo ou *azevém* que, juntamente com os da pradaria e ervilhaca, foram os utilizados com maior intensidade pelo coelho nessa época. O problema dos últimos, em especial da ervilhaca, é que um pastoreio intenso por parte do coelho

nesta época dificulta ou impede o seu crescimento e pode arruinar completamente a sementeira.

- Na primavera há sempre alimento verde em abundância e com alguma qualidade. Precisamente por isto, esta é a época de criação do coelho. Não obstante, se os pastos naturais não forem suficientemente bons, os pastos artificiais ou os cultivos agrícolas podem melhorar a oferta de alimento de alta qualidade. Os trabalhos realizados por Muñoz-Igualada (2005) e a experiência da Fundação CBD-Habitat demonstram que o comportamento do coelho-bravo nesta época parece centrar-se só na procura de alimento de qualidade, rico em proteína. Por isso, ainda que a abundância de pasto natural reduza a utilização dos pastos artificiais, isto demonstra uma clara preferência pelos que contêm uma elevada percentagem de leguminosas, em especial as pradarias, a ervilhaca e a ervilhaca-aveia (Figura 6.18).



Figura 6.18. Pequena plantação de ervilhaca-centeio implantada numa quinta de lincos de Serra Morena para beneficiar o coelho-bravo. Para além de proporcionar uma grande quantidade de alimentos muito equilibrados, oferece proteção ao lagomorfo.

- Finalmente, no verão, com a chegada da seca, o alimento arvense floresce, frutifica e esgota-se, pelo que a sua folhagem perde qualidade nutritiva, frequentemente tanta que não é suficiente para satisfazer os requisitos mínimos de sustento do lagomorfo e menos ainda os da criação. Consequentemente, o coelho-bravo e, especialmente os muitos indivíduos jovens, que têm elevadas necessidades de crescimento, procuram

avidamente o feno e as sementes de leguminosas, ambos ricos em proteínas, e os grãos de cereais, magnífico concentrado energético. Assim, é habitual que os coelhos partam a cana do cereal para consumir quase exclusivamente o grão, que cai ao solo; também por isto, podem ser interessantes as leguminosas-grão que, caso possam ser implantadas na zona (são bastante exigentes em termos de qualidade do solo), oferecem um alimento rico em proteína, numa época especialmente difícil para o lagomorfo.

Ainda que se trate de uma função secundária, os cultivos arvenses que adquirem determinado tamanho, como os cereais, também contribuem para proporcionar refúgio às espécies de caça menor, em particular ao coelho-bravo, que, sobretudo, no final da primavera e princípio de verão, antes da seca, os utiliza assiduamente como zonas de alimentação e refúgio.

Os tratamentos levados a cabo pela Fundação CBD-Hábitat, tanto na Serra Morena como nos Montes de Toledo e na bacia do rio Guadalmena, demonstraram que o coelho-bravo exibe uma clara preferência pelos cultivos agrícolas implantados, o que, ao contribuir para o aumento das suas populações, beneficia o lince ibérico. Obviamente, essa preferência foi destacada com especial clareza e intensidade naquelas zonas onde as densidades do lagomorfo são suficientemente altas.

No que se refere à perdiz-vermelha e ao pombo-torcaz, as culturas herbáceas podem fornecer alimento, tanto vegetal como animal, neste último caso os invertebrados que se alimentam deles e que constituem uma parte essencial da dieta dos frangos. Por eles, durante a primavera são especialmente interessantes os cultivos de leguminosas, mais ricos em invertebrados, enquanto no verão são os cereais e as leguminosas de grão ou, se possível, o girassol, pelo seu conteúdo de energia e proteína, respetivamente.

Para terminar e embora se trate de temas que serão abordados posteriormente na secção seguinte, relembramos que o planeamento das atividades agrícolas deve ter em conta que o plantio pode contribuir para a degradação do solo e que influi, por vezes com intensidade, na oferta de zonas de refúgio e reprodução das potenciais presas do lince.

EXPERIÊNCIAS COM CULTURAS DE CEREAIS E OUTRAS MEDIDAS DE MELHORIA DA OFERTA DE ALIMENTO PARA O FOMENTO DO COELHO-BRAVO (Guil *et al.*, 2014)

Objetivo: : avaliar a eficácia das culturas de cereais para aumentar a abundância das populações de coelho-bravo. Em particular, queria-se saber:

1. Se as culturas eram positivamente selecionadas pelo coelho.
2. Quais as características da cultura que determinavam uma cultura positiva.
3. Se ocorria uma evolução diferente na abundância relativa do coelho entre as parcelas tratadas e os seus respetivos controlos.

Área de estudo: As parcelas faziam parte das ações de três projetos Life Natureza para espécies ameaçadas que têm o coelho como presa principal, Life02/NAT/E/8609 (Lince ibérico), Life02/NAT/E/8617 (Lince ibérico) e Life03/NAT/E/00050 (Águia-imperial, Abutre-preto e Cegonha-preta). Foram localizadas em 14 quintas privadas das províncias de Albacete, Cáceres, Ciudad Real, Jaén e Toledo. No total, semearam-se 150 kg/ha de trigo ou aveia em 125 parcelas, 44 das quais foram previamente limpas de matagal. As parcelas foram preferivelmente alargadas e de pequeno tamanho (menor do que o habitual para espécies de caça grande ou para o gado). Se a parcela ocupava mais de 0,5 ha, mantiveram-se as manchas de mato ou arbústeo (pelo menos 5% da superfície) no seu interior como modo de refúgio para a fauna mais pequena.

Recolha de dados: Para avaliar a seleção das parcelas realizaram-se transectos de amostragem de indícios de coelho (latrinas) no seu contorno e em zonas de controlo de características similares separadas pelo menos 200 m e com o mesmo comprimento. Simultaneamente avaliou-se a abundância de coelho através de transectos lineares de contagem direta de acordo com a metodologia proposta por Palomares e outros autores (2001) com os quais se obtiveram índices quilométricos de abundância.

Datas do seguimento: Final de primavera e princípio do verão, quando as populações de coelho são máximas e também a oferta de alimento natural alternativo ao das culturas.

Resultados do seguimento: Para uma correta interpretação dos resultados, deve-se ter em conta, entre outros fatores, (1) a variação temporal das populações de coelho; (2) a sua distribuição espacial heterogénea; (3) as diferenças nas datas, modos de realização e características das atuações. Os índices de latrinas/km nas parcelas semeadas foram significativamente maiores que nos controlos (em 85 casos maiores, em 23 com o mesmo índice de uso e em 17 com menor uso). As parcelas mais selecionadas foram as rodeadas de herbáceas, seguidas das rodeadas de mato desbravado, por monte e por matagal denso. Observou-se um aumento da abundância relativa de coelho nos transectos de 64 de 94 parcelas, enquanto desceu nas outras 30. De modo geral, a abundância inicial não teve influência sobre a seleção das culturas. Dos resultados obtidos, sugerem-se algumas características para adaptar este tipo de medida de gestão ao fomento das populações de coelho: procurar formas que garantam uma elevada relação perímetro/superfície das parcelas, que se realizem em lugares com presença de ilhas de mato ou refúgio natural ou construir refúgios artificiais complementares.

Resultados de outras ações de melhoria do alimento do coelho (fertilização fosfórica de pastos naturais e desmato seletivo de matagal sem culturas): No âmbito dos mesmos projetos mencionados avaliaram-se de forma similar (hipótese de seleção positiva face à zona de controlo) outras atuações para melhorar a disponibilidade de alimento para o coelho.

Em 82% das parcelas fertilizadas (n=60), o uso das zonas tratadas foi maior que o dos seus controlos. Isto, juntamente com os inventários florísticos das mesmas, parece destacar que as fertilizações ajudam a melhorar a qualidade das pastagens, especialmente aumentando a abundância de leguminosas, que são a principal fonte de proteína para os herbívoros. E em 87% das parcelas desbravadas sem cultura posterior (n=46), a abundância média de latrinas foi maior que nas zonas desbravadas do que nas zonas de controlo.

Figura 6.21. Quadro de resumo dos resultados de atuações de melhoria do alimento para o coelho. Extraído de Guil, F.; Fernández-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Agudín, S.; San Miguel-Ayán, A. 2014b. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>.

6.6. GESTÃO DO SOLO

Em ocasiões anteriores, afirmámos que o solo é o menos renovável dos recursos do ecossistema agrícola: que a sua degradação é, geralmente, irreversível à escala temporal humana; é por isso que é essencial evitá-la (González & San Miguel, 2004).

Na perspetiva da gestão do habitat do lince ibérico, acreditamos que a abordagem geral anterior pode centrar-se a partir de dois grandes pontos de vista:

- Evitar a degradação do solo, que afeta negativamente a oferta de alimento para o coelho-bravo e outras presas do lince ibérico.
- Evitar que a lavoura conduza à perda de refúgios e zonas aptas para a reprodução do coelho-bravo e outras espécies de caça pequena.

No que se refere à primeira abordagem, devemos recordar que a lavoura deixa o solo desprotegido contra a erosão e acelera os processos de humificação da matéria orgânica e de mineralização do húmus. Por isso, embora a curto prazo possa ser benéfico para as espécies agrícolas que são plantadas, porque as libertas da concorrência e lhes fornece nutrientes, contribui para a perda de estrutura do solo, facilita a perda de elementos finos, que são aqueles que mais contribuem para a sua fertilidade e reduz o seu conteúdo em húmus, o componente que mais contribui para garantir uma boa estrutura e para aumentar a sua capacidade de retenção de água e nutrientes (Duchaufour, 1987). Portanto, em solos pobres em bases e de baixa qualidade agrológica, como os que correspondem maioritariamente ao habitat do lince, é conveniente que a lavoura do solo seja reduzida ao mínimo imprescindível e que seja realizada de forma adequada. Nesse sentido, recordamos algumas boas práticas de gestão que foram descritas mais aprofundadamente num trabalho anterior (González & San Miguel, 2004). São as seguintes:

- Não lavar no sentido da inclinação, mas seguindo as curvas de nível.
- Não lavar em zonas com declive superior a 15%. Em muitas Comunidades Autónomas, esta regra é obrigatória.
- Tentar que, quando se lava em zonas de inclinação moderada, as zonas afetadas sejam alternadas com outras de vegetação natural que travem os processos de erosão e transporte de partículas finas.
- Na medida do possível, promover a rotação de culturas.
- Não utilizar a lavoura como uma ferramenta de desbravar sem semear.
- Evitar a reversão de horizontes em solos pedregosos, visto que aumenta a sua rochosa e degrada a sua estrutura.
- Prolongar, na medida do possível, o período de pousio ou utilizar o pousio melhorado.
- Fertilizar com moderação e seguindo as recomendações de especialistas no tema, uma vez que é muito frequente o abuso dos fertilizantes, especialmente azotados e isso implica desperdício de dinheiro e contaminação.
- Utilizar a elaboração de redil quando seja possível.

Outra das consequências da lavoura, especialmente quando afeta grandes superfícies, algo que não costuma acontecer no habitat do lince ibérico, é que reduz substancialmente a oferta de zonas de refúgio e reprodução para o coelho-bravo e muitas outras espécies de caça pequena que constituem potenciais presas do felino. Essa circunstância, à qual não se costuma prestar atenção especial, reduz consideravelmente a capacidade sustentadora da caça pequena do habitat. No caso do coelho, a situação é particularmente grave, porque as zonas lavradas não podem ser usadas pelo lagomorfo para a construção de tocas e, como já dissemos, essas estruturas são imprescindíveis para a manutenção de elevadas densidades populacionais do lagomorfo. Com efeito, a concentração de parcelas e a extensão das zonas de cultivo fazem com que, nas comarcas eminentemente agrícolas, a superfície disponível para essa atividade seja tão limitada que os coelhos concentram-se nas suas tocas nas encostas de estradas e caminho-de-ferro. No caso das aves, especialmente a perdiz-vermelha, a situação não é tão séria, porque pode nidificar em terrenos de cultivo. No entanto, o sucesso reprodutivo nesses terrenos é muito menor que os que ficam em zonas de monte, margens ou limites. No que diz respeito à oferta de refúgio, é verdade que os cultivos herbáceos podem fornecer proteção às espécies de caça pequena, mas também que se trata de uma oferta sazonal e distribuída de forma muito heterogênea no espaço. Por tudo isso, recordamos algumas boas práticas de gestão do solo que podem evitar que a lavoura conduza à perda de refúgios e zonas aptas para a reprodução do coelho-bravo e outras espécies de caça pequena (González & San Miguel, 2004). São as seguintes:

- Tentar que a lavoura não afete completamente grandes superfícies de terreno. Se possível, respeitar pequenas faixas ou telas de vegetação natural que, mesmo de pequena superfície, diversificam a paisagem e aumentam significativamente a oferta de refúgio e zonas de reprodução para a caça menor.
- Respeitar pequenas telas de vegetação especialmente interessante para a proteção e reprodução de espécies de caça pequena, como silvados, juncais, sebes, margens, limites ou vegetação de margens de rios e córregos.
- Evitar que os trabalhos agrícolas cheguem até mesmo à borda de rios ou córregos, incluindo sazonais e de caudal muito pequeno.
- Utilizar a técnica dos “beetle-banks” (camalhões de separação de folhas de cultivo que fornecem refúgio, zonas de reprodução e alimento animal para a caça menor) em zonas amplamente dominadas por atividades agrícolas (Figura 6.19).

6.7. GESTÃO DA ÁGUA

A água é sempre um elemento essencial em qualquer tipo de habitat, mas é com particular importância na área do mediterrâneo, onde o verão seco constitui um período difícil para a maioria das espécies, tanto vegetais como animais.

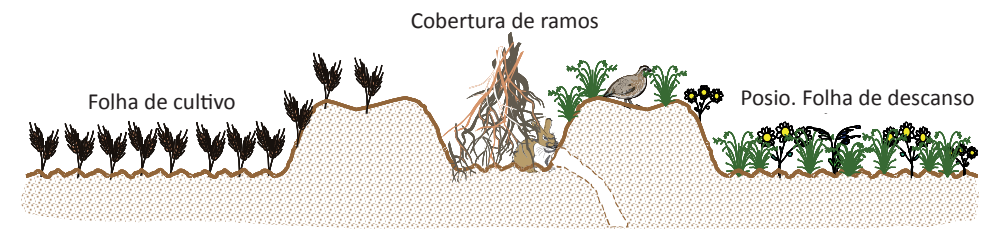


Figura 6.19. Esquema de um “beetle bank” (acima) e da perdiz-vermelha e coelho usando um deles numa boa quinta de caça pequena (à direita).

No caso do habitat do lince, a oferta de água é essencial, tanto para o felino, que precisa beber e que utiliza o ambiente dos pontos de água para caçar e para o resto das espécies de fauna e de pecuária. A oferta de água deve ser adequada, não só em quantidade, mas também em qualidade e, acima de tudo, na distribuição geográfica e muito especialmente em quintas dotadas de vedação do perímetro: se os pontos de água são escassos no verão, a fauna vê-se forçada a concentrar-se nas suas proximidades. No caso do coelho e outras espécies de caça pequena, isso implica que não se chegará a alcançar a máxima densidade populacional possível e que, por conseguinte, se desperdiçarão recursos e território para o lince: parte dele verá diminuída a sua capacidade sustentadora simplesmente por falta ou escassez de presas. No caso dos ungulados selvagens e do gado, a escassez de pontos de água no verão não implica a concentração de gado e este, por sua vez, significa a degradação do solo e da vegetação lenhosa no seu ambiente, mas também um aumento substancial da transmissão de parasitas e doenças e isso pode ser perigoso não só para os ungulados, mas também para outras espécies da fauna, incluindo o lince, e inclusivamente o homem.

Pelo exposto anteriormente, no âmbito da gestão do habitat do lince ibérico, a gestão dos recursos hídricos deve ser planeada e executada com especial atenção. Como já dissemos anteriormente, isto implica que a oferta de água seja suficiente em quantidade, mas também em qualidade e distribuição geográfica. Embora o tema tenha sido abordado em termos gerais num trabalho anterior (González & San Miguel, 2004), os principais tratamentos que podem ser utilizados para o conseguir são, de forma esquemática, os seguintes:

- a. Prestar uma atenção muito especial à conservação e melhoria dos recursos hídricos existentes:
 - » Respeitar a vegetação ripária; conservá-la, protegê-la ou restaurá-la nas margens dos rios, córregos ou charcos;
 - » Não lavrar mesmo até à borda dos rios e córregos, como dissemos na secção anterior (Figura 6.14);
 - » Preservar a qualidade dos mananciais e o seu ambiente. Às vezes, para evitar que o javali chegue a enlameá-los e degradar o seu ambiente, talvez possa ser conveniente protegê-los com rede cinética e, através de tubagens, conduzir a água até algum charco ou bebedouro localizado poucos metros abaixo.
- b. Aumentar adequadamente a oferta de pontos de água (Figura 6.20). Se não for suficiente em quantidade ou em distribuição espacial, poderá ser conveniente criar novos pontos de água, o que geralmente é feito através de uma pequena ou média escavação com retroescavadora no decurso de pequenos córregos sazonais e a sua impermeabilização com argila. Deste modo, o novo charco é enchido com a precipitação de outono, inverno e primavera e pode manter a sua oferta de água durante o verão. Se isto não for atingido, pode proceder ao seu enchimento com camiões-cisterna. Por isso e para os localizar numa situação ideal, pode-se recorrer à utilização de Sistemas de Informação Geográfica nos quais, através de programação, se pode estabelecer as condições (localização em canais de córregos, a distância máxima entre eles, proximidade às pistas para tornar possível o seu enchimento, etc.) que permitam escolher, em cada caso, o local ideal.
- c. Utilizar bebedores para a fauna, especialmente para o coelho e outras espécies de caça pequena, caso não se garanta uma oferta suficientemente adequada de água com os procedimentos anteriores.

6.8. INFRAESTRUTURAS

Muitas das infraestruturas que podem ser convenientes ou necessárias para a gestão das quintas do habitat do lince podem afetar, em maior ou menor medida, o felino. A seguir, iremos analisar as que consideramos mais importantes.



Figura 6.20. Coelho-bravo a beber num pequeno charco artificial construído para melhorar a oferta de água para a espécie. Estes charcos são muito frequentados não só por todas as espécies de caça pequena e grande, mas também pelo lince ibérico.

6.8.1. Estradas e trilhos florestais

Nos capítulos 2 e 3 abordou-se a importância que os atropelamentos têm como causa de mortalidade e fragmentação do habitat e das populações do lince ibérico. A conceção e construção de infraestruturas lineares de transporte (estradas e ferrovias) excedem a escala de ação dos destinatários alvo deste Manual (proprietários e gestores de quintas do monte mediterrâneo). Não obstante, uma recomendação geral aplica-se também a caminhos e pistas florestais tanto públicas como privados, que seria evitar na medida do possível a construção de novas estradas, prestando especial atenção ao design do seu traçado e garantindo uma oferta adequada de passagens de fauna e a adoção de medidas que permitam reduzir a velocidade dos veículos para níveis aceitáveis. Como medida concreta, recomenda-se adotar as passagens canadenses com fossos cerrados de estruturas para que possam sair micromamíferos, lagomorfos ou outra fauna de pequeno tamanho e evitar a morte por afogamento ou inanição (ver figura 6.21).

Na comarca de Doñana, por exemplo, nos últimos 30 anos tem sido detetado um aumento da velocidade média nas estradas florestais e agrícolas que nas estradas, associado com a passagem de muitas delas de caminhos de terra ou cascalho para estradas de asfalto. Os esforços realizados pelas diferentes administrações públicas para reduzir a mortalidade por atropelamento centraram-se numa primeira fase em corrigir pontos

negros com diferentes tipos de medidas: adaptar ou construir passagens (incluindo drenagens e cercas de canalização), melhorar a impermeabilidade dos cercados, reduzir a velocidade, limpeza de valas e outros trabalhos silvícolas, sinalização específica, etc. Numa segunda fase, tentou-se levar a cabo uma estratégia preventiva em vez de paliativa, a qual permitisse restabelecer a conectividade das populações de uma forma integral (Ruiz Jiménez, 2013).



Figura 6.21. Cadáver e esqueleto de coelho em fossos de passagens canadenses da área de distribuição do lince. Esta situação pode ser resolvida dotando o fosso com qualquer estrutura (rampa, prancha, paredes ásperas com apoios, etc.) que permite deixar sair os animais que acidentalmente caem sobre eles.

Esta segunda abordagem é aquela que deveria ser aplicada em toda a área de distribuição atual e potencial do lince ibérico e na qual se está a trabalhar atualmente, não só para o lince, mas também para outras espécies (ver, por exemplo, o Projeto Life+ *Corredores Oso* da Fundação Oso Pardo). Para se determinar as zonas prioritárias de atuação, é necessária a seguinte sequência metodológica (Saura *et al.*, 2013):

1. Quantificar a resistência das vias de transporte e de outros elementos do território ao movimento das espécies: a partir dos dados genéticos, telemétricos, captura-recaptura, modelos de seleção de habitat ou conhecimento especialista.
2. Determinar os “corredores ecológicos”, ou seja, as zonas onde se concentram os movimentos das espécies entre parcelas de habitats: existem diferentes métodos

para isso (caminhos de custo mínimo e distâncias efetivas, zonas de concentração de fluxos-teoria de circuitos), etc.)

3. Priorizar as interseções entre corredores ecológicos e vias de transporte em que as medidas de permeabilização sejam mais benéficas: por exemplo, através da metodologia *Conefor*, que mede a quantidade de habitat alcançável através da rede de conexões do território e as suas possíveis alterações.

Para mais detalhes sobre o impacto, conceção de medidas preventivas, prescrições, prioridades e outros aspetos relacionados, recomenda-se consultar os documentos publicados pela Ação COST 341 da Comissão Europeia, disponíveis a partir do página de Internet do *Grupo de Trabalho de fragmentação de habitats causada por infraestruturas de transporte* do Ministério da Agricultura, Alimentação e Ambiente (2014b).

6.8.2. Cercas cinegéticas e pecuárias

Também na seção 3.8 se expôs o efeito que este tipo de infraestrutura pode ter nas populações selvagens, especialmente de carnívoros. Trata-se de um impacto muito menos estudado do que o das infraestruturas de transporte e no qual a legislação aplicável pode ser confusa. Por um lado, as leis gerais sobre conservação da natureza nacionais e regionais contemplam a condição geral que *os cercados e vedações sejam construídos de forma a não impedir a circulação da fauna selvagem não cinegética e a evitar os riscos de endogamia das espécies cinegéticas* (Artigo 62.3 da Lei 42/2007 sobre Património Natural e Biodiversidade). A lei 8/2003 da *Flora e Fauna Selvagens* de Andaluzia, amplia esta condição à *fauna selvagem* sem especificar se cinegética ou não.

No entanto, a normativa cinegética inclui a possibilidade de instalação de cercas e as características que estas devem cumprir. É de destacar a ausência de base ecológica na determinação dessas características e o pouco interesse em avaliar o estado de muitos destes cercados e os seus efeitos sobre as populações selvagens. No entanto, os poucos estudos que foram realizados a esse respeito mostram que a maior partes dos cercados cinegéticos ou de gado viola algum aspeto da normativa ou se encontra num tal estado de deterioração que representa um risco de mortalidade por captura ou engate para muitos carnívoros terrestres (García *et al.*, 1998; Fundação CBD-Habitat, 2013).

Em relação às suas possíveis afeções ao lince ibérico, pode-se efetuar as seguintes apreciações:

- A adequação destes cercados e a vigilância para evitar a colocação de armadilha não seletivas de carnívoros devem ser consideradas boas práticas de gestão e, assim, contribuir para compatibilizar os usos atuais com a conservação. Do mesmo modo, também se devem considerar as normas de qualidade cinegética, florestal, pecuária, etc.

- De acordo com a legislação cinegética, não se deve instalar elementos de reforço não de fixação ao solo das cercas (principalmente para impedir a passagem do javali). Isto também dificulta a passagem dos carnívoros e, acima de tudo, aumenta a sua vulnerabilidade às armadilhas instaladas nas cercas e a morte por engate ou armadilha.
- A orientação atual da gestão das quintas para a caça grande em modalidade de montaria não facilita a recuperação das populações de coelho-bravo em muitas zonas onde antes era abundante. Esta situação é agravada por fatores estocásticos que afetam as populações de coelho, como é o caso das doenças virais. Seria conveniente uma revisão crítica da eficácia dos instrumentos de planeamento e ordenação da caça por parte das administrações, gestores cinegéticos e caçadores. Particularmente no que se refere ao objetivo fundamental de garantir o uso sustentado dos recursos cinegéticos e a conservação do meio natural que os sustenta no seu conjunto.
- Seria conveniente que as autoridades ambientais aprofundassem os fundamentos ecológicos das características exigidas aos cercados cinegéticos na normativa sectorial, bem como avaliar a sua correta aplicação.

6.8.3. Corta-fogos

Também são infraestruturas comuns na grande maioria das quintas que contam com a presença do lince ibérico. São necessários para que seja possível controlar os incêndios que possam deflagrar e que provocariam degradações de enorme intensidade no habitat do felino. Por outro lado, são também muitas vezes utilizados como franjas para a prática da caça grande. De modo geral, não afetam significativamente o lince, embora possam afetar a paisagem e os solos, caso não sejam adequadamente executados. Por isso, a nossa recomendação é que se preste uma especial atenção à sua conceção e conservação, respeitando escrupulosamente a normativa vigente e quem nalguns casos, se for possível, se considere a sua substituição por áreas corta-fogos (Vélez, 2000).



Figura 6.22. Elementos de reforço de vedações não autorizadas: gancho e triplo arame farpado que reforça a parte em contacto com o solo de uma cerca cinegética na área de distribuição do lince.

Capítulo 7



**Fomento das
populações de
coelho-bravo**

Fomento das populações de coelho-bravo

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

7.1. INTRODUÇÃO

Como se referiu nos capítulos anteriores, o principal motivo para a regressão do lince é a falta de coelho nos habitats adequados, pelo que parece ser necessário conseguir que dentro do seu habitat, potencial ou atual, o coelho-bravo atinja um mínimo populacional. Para isso, é imprescindível ter em conta os múltiplos fatores que compõem a abundância de coelhos dentro de um determinado meio (Lombardi *et al.* 2003), entre os quais se destacam a predação (Palomares *et al.* 1997) e do efeito das doenças. Por um lado, o risco de predação determina o uso que o coelho faz do meio (Moreno *et al.* 1996) e a sua dinâmica populacional (exemplo: armadilha do predador; Pech *et al.* 1992; Banks, 2000). Por outro lado, as doenças, e especialmente a Doença Hemorrágica Viral (DHV), atuam de forma relevante na abundância das populações, manifestando-se de forma diferente dependendo da densidade de coelhos existente (Calvete, 2006a).

A importância já explicada do coelho-bravo como espécie cinegética e como espécies chave dos ecossistemas mediterrânicos levou, nas últimas décadas, ao investimento de grandes quantidades de recursos, tanto a partir do sector cinegético como do conservacionista, em medidas de manuseamento para recuperar as populações que sofreram um maior declínio pós-doenças. Ao mesmo tempo, observaram-se evoluções positivas de outras populações em zonas onde a sua abundância implica conflitos devido a danos para as atividades humanas, principalmente a agricultura (Barrio *et al.* 2010). Este paradoxo motivou o interesse de cientistas e gestores e, desde a primeira edição deste Manual, publicaram-se interessantes análises sobre a eficácia e a relação custos-benefícios de muitas das medidas de promoção das populações adotadas em diferentes zonas da Península, (Catalán *et al.*, 2008; Rouco, 2008; Delibes-Mateos *et al.*, 2008a; Ferreira e Célio, 2009; Fernández-Olalla,

2010; Ferreira *et al.*, 2014; Guerreiro-Casado *et al.*, 2013a, 2013b; Godinho *et al.*, 2013; Guil *et al.*, 2014a, 2014b).

Embora as suas conclusões sejam variadas e a maioria esteja associada com as condições locais, a maioria destaca a importância de muitas medidas para recuperar as populações de coelho. Incidem igualmente na necessidade de escolher cuidadosamente as mais indicadas para cada condição do meio e avaliar os seus resultados na abundância de coelho em prazos quanto mais longos, melhor. Deste modo, no presente Manual tentamos fazer uma compilação das principais medidas de fomento do coelho relacionadas com a gestão das suas populações, visto que as relacionadas com outros elementos do habitat foram amplamente abordadas no capítulo anterior. Deve-se chamar a atenção que se trata de uma lista mais ou menos exaustiva onde se registaram as vantagens e desvantagens de cada uma a partir dos dados observados e difundidos por diferentes especialistas. No entanto, deve-se insistir no facto que a idoneidade e a eficácia de cada uma depende das condições de partida. De todas elas, a abundância da população original de coelhos que se pretende melhorar pareceu-nos a condição mais clara do ponto de vista de um gestor para relacionar as medidas de fomento do coelho.

De modo geral, para efeitos da gestão das populações de coelho e tendo em conta a abundância do mesmo, podemos distinguir três tipos de populações: de densidade alta, média e baixa, embora alguns autores classifiquem a abundância de coelho em cinco categorias (Blanco e Villafuerte, 1993). Para a organização dos conteúdos do presente capítulo, estes critérios de abundância irão proporcionar-nos uma base para conceber medidas para o fomento do coelho (Calvete, 2006a). Assim, permitem-nos analisar as mais indicadas consoante as populações de coelho que sejam caçáveis, sejam apenas eventualmente caçáveis ou aquelas onde o coelho é dificilmente avistável e, portanto, não caçável.

Mas, conforme se descreve no capítulo 4, estabelecer limites populacionais não é uma tarefa fácil, especialmente se pretende calcular uma densidade absoluta (Palomares, 2001b) e se quer aplicar uma escala de gestão, onde o tempo e a economia são fatores a ter em conta. Assim, os métodos mais aplicados na escala de gestão para determinar densidades foram as contagens de excrementos (Taylor e Williams, 1956;) Iborra e Lumaret, 1997) e as contagens por observação direta de exemplares em transectos tanto a pé (Palomares, 2001), como de carro (Poole *et al.* 2003). Todos os métodos anteriores permitem estimar a densidade relativa, embora pareça que o método mais simples para conhecer eficazmente a flutuação geral de uma população de coelhos é o estabelecimento de percursos de carro. Por outro lado, para a estimativa de densidades absolutas utiliza-se a metodologia proposta por Palomares (2001b), embora se deva verificar previamente se a fórmula proposta se aplica a condições similares às do estudo mencionado. Além disso, nos últimos anos, utilizou-se a contagem de latrinas de coelhos, o que permitiu, através dos índices de latrina/km, a tomada de decisões de gestão direta do lince (Simón *et al.*, 2012).

Uma conceção adequada e uma realização periódica dos transectos (ver capítulo 4) permitem uma boa aproximação à realidade de cada espaço e detetam variações sazonais e interanuais nas populações de coelhos. Desta forma, com o conhecimento das populações

fornecido por estes métodos simples, pode-se estabelecer as bases com as quais se confrontará parte das decisões de gestão para o fomento do coelho (Calvete, 2006a), conforme mostramos na Figura 7.1, na qual também se mostra que o leque de ações que podemos empreender, bem como o seu custo, será inversamente proporcional à quantidade de coelho existente. Mas antes de começar a descrever as medidas de gestão que se irão realizar, vamos caracterizar brevemente cada uma das categorias de gestão.

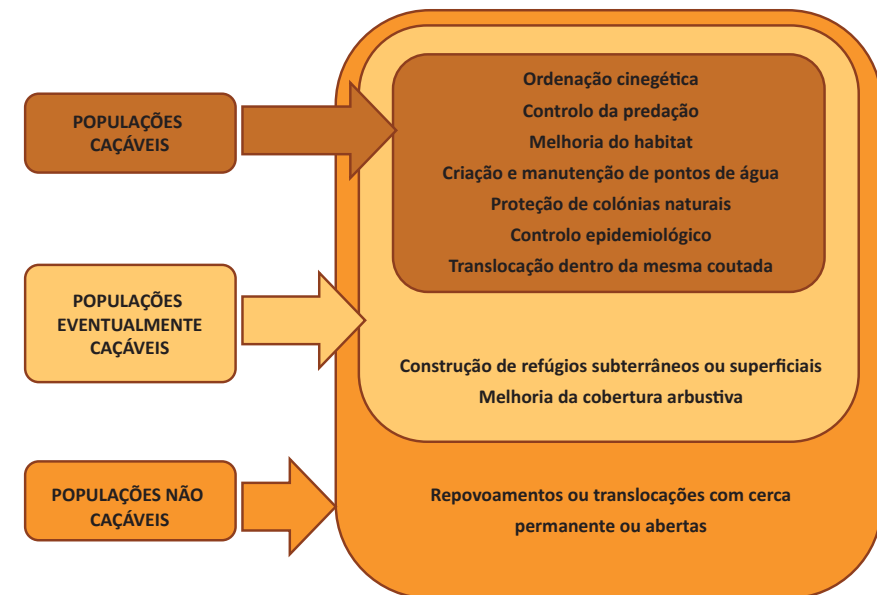


Figura 7.1. Esquema do processo de adoção de medidas de gestão do habitat do lince ibérico em função da abundância de coelho-bravo.

7.1.1. Populações caçáveis (com alta densidade)

São aquelas populações nas quais a caça do coelho, realizada de forma racional (ver capítulo 8), não ameaça a abundância da espécie nos próximos anos. Estas populações costumam situar-se em coutadas e quintas eminentemente agrícolas, com baixas percentagens de cobertura de arbustos que se distribui de forma descontínua, e onde a caça pequena tem uma grande importância económica.

A gestão que se realiza nestes espaços baseia-se fundamentalmente nas atuações de gestão do habitat (ver capítulo 6), especialmente aquelas que põem à disposição do coelho alimento abundante e de qualidade, através da gestão de pastagens herbáceas, culturas, solos ou através da instalação de comedouros. Por outro lado, para manter elevadas densidades de coelho em ambientes mediterrâneos também é necessária uma boa gestão da água, a qual é fornecida através de charcos ou bebedouros.

A diversidade de ambientes favorece as principais espécies de caça pequena (Ballesteros, 1998; Lombardi *et al.* 2003; Díaz, 2004). É por isso que em muitos destes espaços já se está a gerir para se obter a heterogeneidade espacial (Figura 7.3) que favorece não só o coelho, mas aumenta as possibilidades de sucesso da nidificação de muitas aves, como as perdizes (Rands, 1986; Whittingham e Evans, 2004) e também melhora as condições do habitat do lince (Ferreras, 2001). Entre as medidas mais frequentes está a recuperação da vegetação própria de limites, terrenos pedregosos, margens, bosques e sebes (Costa, 2002).

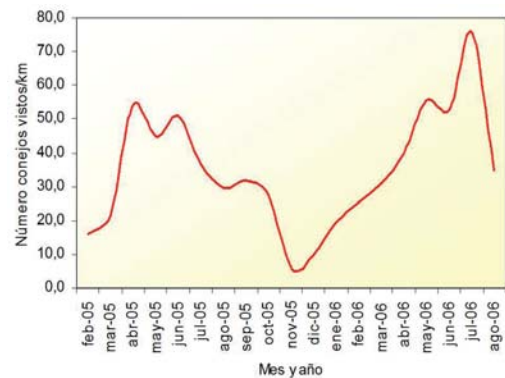


Figura 7.2. Evolução do IKA de uma população de alta densidade, caçada e bem gerida.

Uma adequada gestão cinegética passa por um conhecimento exaustivo do espaço a gerir. Portanto, o planeamento de caçadas e número de caçadores nestes espaços também deve ser afetado pelos resultados dos censos. A comparação dos censos entre anos, juntamente com o conhecimento das capturas efetuadas em cada ano e em cada zona permite melhorar a eficácia das medidas de gestão propostas (Moneraud, 2003). Juntamente com esta gestão cinegética, realizam-se às vezes translocações de exemplares procedentes do próprio couro, capturas para vacinação, desparasitação e outras práticas de tratamento de animais que são detalhadas na secção 7.2. e cuja eficácia é discutível.



Figura 7.3. Um habitat heterogêneo, com culturas, pousio, árvores e arbustos favorece a presença do coelho-bravo.

Por fim, temos que destacar que neste tipo de espaços, o controlo de predadores generalistas é um elemento básico da gestão cinegética. Nalguns casos isso pode colidir com a presença do lince ibérico (Virgós e Travaini, 2005), pelo que a compatibilidade deste tipo de práticas com a presença do lince ibérico deve ser assegurada no habitat potencial do felino. Serão fornecidos mais detalhes sobre a ordenação cinegética e o controlo de predadores no capítulo 8.

7.1.2. Populações eventualmente caçáveis (com densidade média)

Este tipo de populações caracteriza-se pela sua instabilidade. Nelas ocorrem tanto descidas súbitas (meses em que não se consegue observar qualquer coelho) como épocas com uma abundância mais que notável (Figuras 7.4 e 7.5). Noutros trabalhos, foram consideradas populações com abundâncias no verão entre 1 e 10 coelhos por km (Fundação CBD-Habitat, 2011). Na maior parte dos casos, este tipo de quintas chegou a ter populações com estas características por vários motivos, tais como a sobre-exploração cinegética, episódios agudos de epizootias, condições climáticas muito desfavoráveis, alterações no habitat ou mudanças na gestão (Calvete *et al.* 2004a, 2005a, 2006). Observou-se como a dinâmica crescente das espécies predadoras, como o javali (Martínez-Jáuregui e Herruzo, 2013), são prejudiciais para as populações de coelho (Cabezas-Díaz *et al.* 2011; Carpio *et al.* 2014), pelo que continuar sem realizar alterações na gestão de uma quinta podem resultar em descidas nas populações de coelho. Mas, como se referia na secção anterior, também se pode obter aumentos populacionais relevantes.

A falta de recursos de alguns titulares pode fazer com que queiram aproveitar as épocas de maior abundância, em vez de procurar melhorar as populações, o que pode conduzir novamente à situação inicial, caso se verifiquem algumas das circunstâncias anteriormente mencionadas. É uma das situações mais frequentes naquelas zonas que, antes da irrupção da DHV, tinham boas populações de coelho.

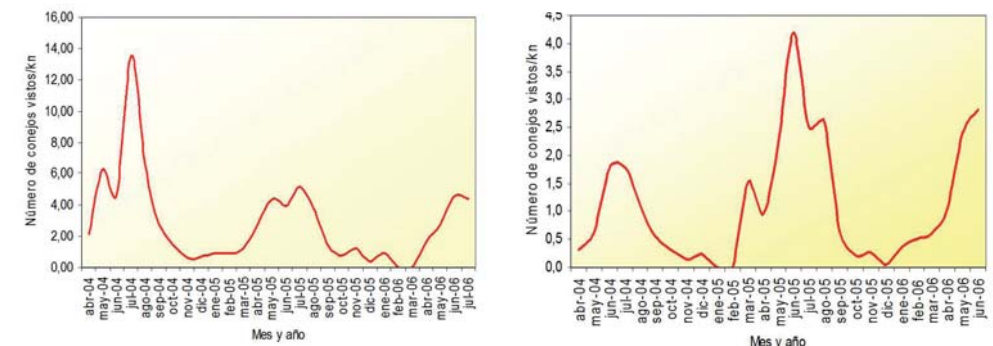


Figura 7.4. e 7.5. Evolução do IKA de uma população de alta densidade, caçada e bem gerida.

A gestão que se pode praticar neste tipo de espaços deve basear-se na gestão do habitat do coelho, o que inclui as medidas propostas na secção 7.2., assim como o aumento da cobertura adequada para o coelho. A mortalidade em toca, provocada maioritariamente pela predação (javali e raposa, principalmente), passa a ser um dos elementos mais definitivos na dinâmica do coelho (Mykutowycz, 1959). Se conseguirmos que os coelhos tenham lugares seguros para procriar em quantidade suficiente, será possível obter-se um aumento significativo da população, permitindo que estas populações retornem a uma tendência positiva através de uma gestão cinegética racional e ações de melhoria do habitat.

7.1.3. Populações não caçáveis (com densidade baixa)

Este tipo de populações (Figura 7.6) é muito comum em parte das áreas nas quais existiam populações densas e intermédias antes da irrupção da DHV (Villafuerte *et al.* 1995). As quintas que ocupam estas áreas tendem a manter populações muito residuais, onde o coelho deixou de desempenhar o papel ecológico fundamental que possui nos ecossistemas mediterrânicos (Delibes e Hiraldo, 1981; Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

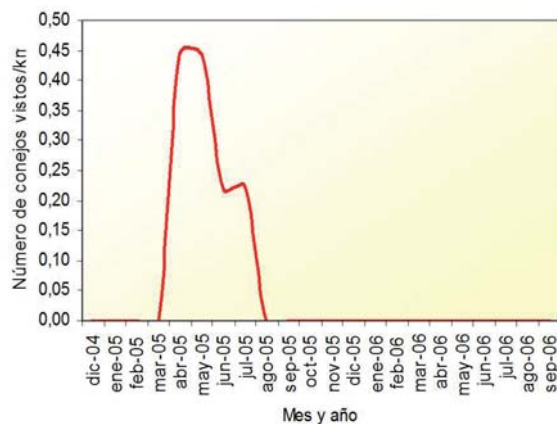


Figura 7.6. Evolução do IKA de uma população de baixa densidade.

Muito provavelmente, as modificações no uso de grande parte destes espaços têm sido a causa que, perante uma mortalidade em massa, a recuperação das populações seja impossível, ao cair-se na chamada armadilha do predador (Pech *et al.* 1992; Banks, 2000). As alterações em grande parte destes espaços foram constatadas e documentadas em várias publicações (Otero, 1999; Martínez-Jáuregui y Herruzo, 2013). Entre estas alterações, deve-se destacar a intensificação das práticas agrícolas

(agricultura e pecuária, geralmente), a maior importância da caça grande (Fernández-Llario e Mateos-Quesada, 2003) e a eliminação do controlo de predadores generalistas como ferramenta habitual de gestão.

A escassíssima presença de coelhos que estas zonas apresentam impede a existência de predadores especialistas, como o lince. Portanto, para se conseguir recolonizá-las é necessário realizar intensos trabalhos de gestão do meio. Para se conseguir que as populações de coelho desempenhem um papel ecológico relevante nestes espaços será necessário reintroduzi-los.

Os repovoamentos devem ser complementados com uma gestão do habitat que permita uma expansão das populações de coelho libertadas. Portanto, será necessário implementar as ações que foram referidas no capítulo 6, bem como aquelas descritas nas secções 7.2. e 7.3. do presente capítulo.

7.2. GESTÃO DE POPULAÇÕES CAÇÁVEIS (DE ALTA DENSIDADE)

7.2.1. Introdução

Embora em princípio qualquer população de coelho seja suscetível de ser caçada, entende-se a caça como um exercício sustentável, que não procura esgotar o recurso pela sobre-exploração (Covisa, 1998). Como tal, as populações densas, com um bom número de exemplares serão suscetíveis de um aproveitamento compatível com a sua conservação e aumento, embora uma sobre-exploração cinegética possa levar populações densas a instáveis (Hidalgo de Trucios, 2001). Por outro lado, as populações pouco densas ou instáveis são suscetíveis de sofrer diferentes processos que podem levar a que o coelho seja extinto ou deixe de desempenhar um papel ecológico essencial nos ecossistemas mediterrânicos, como é o caso com outros estrategas da *r* (Primack, 1995).

A manutenção das populações caçáveis, caso se espere obter um rendimento das mesmas, passa por uma gestão contínua que permita maximizar a relação rendimento/esforço. Embora as práticas descritas não sejam aplicadas em todos as coutadas, pode-se destacar algumas das mais comuns. As principais ações que são realizadas para fomentar estas populações de coelho podem ser agrupadas nas seguintes categorias (Delibes-Mateos *et al.* 2008b):

1. ordenação cinegética,
2. controlo de predadores generalistas,
3. ordenação de recursos hídricos e alimentares (manutenção e melhoria de pontos de água, gestão de pastos –naturais e/ou culturas–, gestão da vegetação lenhosa e instalação de comedouros artificiais),
4. proteção de tocas naturais e criação de elementos de refúgio (cercado de vegetação a ungulados e reforço e proteção de tocas naturais contra predadores),
5. controlo epidemiológico das populações (vacinação de populações naturais e desparasitação de tocas)
6. translocações dentro da mesma coutada (capturas e libertações).

O referente às categorias 1, 2 e parcialmente a 3, é amplamente abordado nos capítulos correspondentes deste Manual (8 e 6, respetivamente), pelo que nesta seção iremos focar-nos em rever alguns aspetos da secção 3 e os principais tipos de medidas relativas às categorias 4, 5 e 6 e analisar a sua idoneidade para fomentar as populações de coelho no habitat potencial do lince ibérico. A descrição de diferentes ações de gestão que se levam a cabo para o fomento deste tipo de populações de coelho é complementada com alguns resultados de experiências já realizadas.

7.2.2. Instalação, manutenção e melhoria de pontos de água

No capítulo 4, destacou-se a importância da água no ciclo reprodutivo do coelho, especialmente no meio mediterrânico, no qual, no final da primavera, o pasto já parece seco (dependendo do ano, até mesmo antes) e, portanto, não fornece aos coelhos água suficiente. Este facto pode comprometer as últimas crias, as que se produzem quando chega o verão (a gestação ou lactação). Embora não existam estudos científicos em populações naturais do âmbito mediterrânico que se relacionem diretamente com as abundâncias de coelhos e a água ingerida, a experiência em coutadas de caça pequena (Fundação CBD-Habitat, 2002, 2005) e nalguns projetos de recuperação (OAPN –Parque Nacional de Cabañeros– em García, 2003; Projeto LAIA Natura, 2003) assim o sugerem. Foram demonstradas estas relações positivas para a perdiz-vermelha (Díaz Fernández et al. 2013).

Por isso, em populações abundantes de coelho é altamente recomendável a presença e manutenção de uma rede de pontos de água ativos desde os finais de primavera até ao início do outono (dito de outra forma, desde que começa a escassear o pasto verde até que reaparece com as chuvas do outono). Durante o resto do ano, os coelhos obtêm a água que precisam através da dieta (Hayward, 1961).

Antes de enumerar os métodos recomendados, vale a pena lembrar que os pontos de água podem ter um inconveniente de saúde caso não sejam concebidos e mantidos adequadamente. Implicam pontos de elevada concentração de fauna e, portanto, podem transformar-se em focos de transmissão de doenças. Como tal, uma recomendação geral é que os pontos de água se encontrem ampla e uniformemente distribuídos nos coutos, reduzindo as concentrações de fauna num único ponto.

Uma segunda recomendação é a implementação de estruturas concretas ou adaptações de grandes pontos ou fontes acessíveis apenas à fauna pequena. Uma outra recomendação, a presença de uma determinada cobertura vegetal no meio (Gaudioso et al. 2010). Embora exista uma tipologia variada, convém destacar os seguintes:

1. Bebedouros artificiais

Há uma ampla experiência nas coutadas de caça pequena na utilização de diferentes tipos de bebedouros artificiais. De modo geral, trata-se de depósitos de capacidade variável (70, 150 ou mais litros) conectados a um pequeno tanque (20 x 40 x 10 cm aproximada-

mente com boia para regular a saída de água), equipada com barras ou outros dispositivos que evitem, acima de tudo, a queda de pintos de perdiz para dentro e que minimizem a evaporação (Figuras 7.7, 7.8 e 7.9). Não obstante, estes dispositivos também dificultam a sua utilização por parte dos grandes herbívoros, embora não os impeça.

Têm a vantagem de poderem ser instalados ali sempre que necessário, com a única limitação que fiquem acessíveis para a sua reposição através de um depósito móvel e tendo cuidado com a sua localização concreta. Ou seja, é aconselhável colocá-los à sombra de árvores ou arbustos, orientados para norte para minimizar as horas de luz solar direta.

Para evitar a sua utilização e, em muitas ocasiões, a sua deterioração por ungulados (principalmente javalis), recomenda-se proteger estes bebedouros com estruturas resistentes de rede (1 x 1 x 1 m) ou pedra, acessíveis pela fauna pequena. Estas estruturas, suficientemente grandes, permitem utilizar estes pontos também como comedouros e fornecem refúgio para o coelho enquanto bebe e se alimenta neles, momentos em que ficam bastante expostos aos predadores aéreos.



Figura 7.7. Bebedouro com capacidade de 70 litros equipado com uma estrutura de proteção. Aplicou-se o mesmo ponto para fornecer alfafa em rama no verão.

Outra forma aconselhável de proteger e tornar estes pontos de água resistentes consiste em enterrar os tanques ao nível do solo, evitando que a água possa transbordar. Não obstante, apenas parece realmente aconselhável no caso de depósitos de grande capacidade, que não precisam ser transportados durante longos períodos de tempo.

Mesmo que os bebedouros sejam bastante acessíveis em termos de preço, as adaptações propostas e a manutenção podem torná-los dispendiosos. Dependendo da quantidade de coelho que os utiliza e das características ambientais do meio em que estão instalados, podem chegar a consumir mais de 100 litros de água por semana, pelo que nos casos de alta densidade de caça pequena é mais conveniente utilizar depósitos grandes (600 litros ou mais).

Dependendo da presença de coelho, estes bebedouros podem ser instalados a cada 50-100 metros em áreas de alta densidade, para que as deslocações em busca de água sejam minimizadas e assim minimizar o risco de predação. Como recomendação geral, devem permanecer ativos pelo menos na ausência de pasto verde e inclusivamente um pouco antes do esgotamento da pastagem (desde o final da primavera até as primeiras chuvas do outono).

No final da primavera, deve-se proceder à limpeza e manutenção (substituição de borrachas, boias, etc.) dos bebedouros para a temporada. Há quem utilize produtos químicos para a sua limpeza, tais como o peróxido de hidrogénio, bem como a subsequente aplicação de cloro na água. Visto que não existem estudos sobre os efeitos destes produtos, recomendamos a sua utilização apenas no caso de ter sido devidamente aconselhado sobre os mesmos e as suas doses. Como vantagem adicional, pode-se referir que estes bebedouros podem servir para fornecer desparasitantes internos aos coelhos, embora se recomende que tal seja efetuado sob supervisão veterinária.



Figura 7.8.e 7.9. Duas imagens obtidas a partir de câmaras armadilha de infravermelhos de um mesmo bebedouro de caça pequena numa quinta de caça grande da área de reprodução atual do lince, nas quais se pode verificar a sua eficácia: foi usado por um filhote de lince e por alguns coelhos-bravos com uns dias de diferença.

Para áreas com regime adequado de chuvas, existem variações ao modelo geral de bebedouro que deram bons resultados, tais como os usados pelo CSIC-IREC na área da barragem de Melonares (Sevilha), que recolhem água da chuva e, portanto, são mais baratos de manter (Ñudi, 2006).

2. Charcos pequenos

Outra forma de fornecer água aos coelhos em áreas de alta densidade é a criação de pequenos pontos de água de tipo charco, mas de pequenas dimensões (menos de 10x10 metros). Consiste em aproveitar as nascentes que conservam água no verão e adaptá-las aplanando e ampliando uma superfície onde se acumula a água que nasce (Figura 7.10). É fundamental realizar estes pontos sem danificar a vegetação protegida e, sobretudo, tudo o que seja valioso para o refúgio do coelho (por exemplo, juncais, lentiscos ou carrascos), bem como garantir que a água circula de forma constante, sem estancar e de dispor das autorizações administrativas relevantes. Caso estes pontos não sejam fechados a ungulados, é importante que sejam numerosos e bem distribuídos para evitar concentrações elevadas.

O seu custo é muito reduzido, já que exige poucas horas de maquinaria, no entanto, é recomendável um trabalho detalhado de localização e supervisão dos trabalhos.



Figura 7.10. Pequeno ponto de água tipo charco construído dentro de um projeto Life para a conservação do Lince. Pode-se observar como mantém a água no verão. Embora se encontre numa quinta com elevada densidade de ungulados, a sua inclusão numa rede ampla de pontos dentro da mesma quinta evita a sua deterioração.

3. Adaptação de fontes, bebedouros e poços ao coelho

Frequentemente, os coutos contam com fontes e poços que alimentam os bebedouros para a fauna selvagem ou doméstica, mas inacessíveis ao coelho. Uma forma de aproveitar essa rede de bebedouros para o coelho é adaptar os mesmos, deixando a água transbordar diretamente deles ou, aquilo que consideramos ser mais aconselhável, enterrando pequenas tubagens do bebedouro ou do poço terminado em tanques similares aos descritos anteriormente para os bebedouros artificiais ou outras de cimento com boia. Existem experiências muito positivas deste último tipo, que admitem também proteger os tanques com rede, para assegurar o seu uso por fauna pequena e evitar os danos por ungulados.

No caso de fontes, podem fazer-se adaptações para coelhos e outra fauna menor, protegendo (tapando com pedras) o nascimento da nascente e instalando uma superfície para receber e acumular a água; por exemplo, com cimento. Não obstante, recomenda-se que estas instalações sejam de pequeno tamanho (projeto LAIA Natura, 2003). Igualmente, é importante que as fontes adequadas contem com rampas de acesso e de escape, para evitar a mortalidade por afogamento dos exemplares que vão beber.

7.2.3. Instalação e manutenção de comedouros artificiais para o coelho

Assim como no caso da água, o alimento é um fator limitante no crescimento e na manutenção das populações de coelho porque influem na condição física e na reprodução do coelho (ver capítulo 4). Assim, estudos realizados em Doñana relacionam o começo da época reprodutiva não tanto com o aumento da disponibilidade de alimento em geral, mas de alimento de qualidade, extensa em termos de proteína disponível (Villafuerte, 1997).

Por outro lado, como no caso da água, a disponibilidade de alimento no meio mediterrâneo é muito variável, pelo que a busca de alimento de qualidade uma vez murchos os pastos torna-se uma tarefa árdua para o coelho, que se traduz em perda de condição corporal e cessação do período reprodutor (Boyd & Myhill, 1987), além de aumentar o risco de predação (mais tempo de busca fora e longe do refúgio e em pior condição física; Marijke & Croin, 1989).

Por tudo isso, considera-se que dispor de pontos para fornecer alimento de qualidade às populações de coelhos é uma medida muito aconselhável, sobretudo se as questões topográficas, de pedras ou de outro tipo, impeçam de levar a cabo uma adequada gestão de pastos herbáceos e cultivos. A eficácia da alimentação suplementar foi comprovada sobre o coelho em condições de falta de alimento (Wallage-Drees & Michielsen, 1989).

Os dois elementos a ter em conta em relação à alimentação artificial do coelho são o tipo de alimento e a forma de fornecê-lo. Em relação à seleção do alimento, convém recordar que alterações bruscas na dieta podem desencadear processos intestinais negativos (disbiose, enteropatias, etc.). Após vários ensaios, parece ser a alfalfa, em rama ou granulada de reduzido tamanho (tipo pelete), o alimento indicado (de Blas, 1989; de Blas, com. pess.), embora também se possam fornecer cereais como o trigo ou a aveia. Em qualquer caso, é preciso procurar que se trate de alimento não modificado geneticamente, porque desconhecem-se os seus efeitos, e que compense as carências em proteína e fibra da área onde se encontra a população.

Em relação à forma de proporcionar o alimento, a principal dificuldade reside na presença de outra fauna que possa competir por ele. Portanto, deve-se dispor de estruturas que reduzam no possível a ação de outras espécies. Existem no mercado vários modelos de tremonhas protegidas da intempérie, embora a maioria estejam mais pensadas para perdizes. Não obstante, também se podem utilizar para coelhos. Em qualquer caso, é preciso proteger sempre estas tremonhas dos ungulados com estruturas suficientemente resistentes, por exemplo, do tipo das sugeridas para proteger os bebedouros (cubos de rede permeáveis ao coelho de aproximadamente 1x1x1 metros ou similares) (Figuras 7.7 e 7.12). Pode aproveitar-se a mesma estrutura para instalar um bebedouro e um comedouro juntos, coisa especialmente indicada no caso de dar alfalfa em apresentação tipo pelete.



Figura 7.11. e 7.12. Duas formas de dar alimento aos coelhos, em função da presença de concorrentes: alfalfa distribuída em pequenas porções e comedouro-bebedouro protegido. Quando existam ungulados, é aconselhável evitar o seu acesso ao alimento.

Como no caso da água, esta medida só será necessária nos períodos do ano em que o alimento seja escasso e de qualidade muito baixa, fundamentalmente no verão. Finalmente, ambas as ações (bebedouros e comedouros) podem utilizar-se para aquerenciar coelhos selvagens a áreas desejadas, por exemplo, às zonas de menor densidade e em que se tenham levado a cabo tarefas de melhoria de habitat, refúgios, etc.

EXPERIÊNCIAS COM COMEDOUROS E BEBEDOUROS

Recolha de dados: contagem de excrementos de coelho num círculo de 1 m de rádio com centro o bebedouro ou comedouro, assim como numa zona de controlo. Tendo em conta a presença de excrementos recentes e de coelho jovem atribuem-se níveis de atividade de coelho que se comparam com a zona de controlo.

Número de unidades de atuação: 29 (com número de comedouros e bebedouros situados em cada uma, variável de 2 a 30)

Número de quintas: 29

Datas do seguimento: Primeiro verão após a sua instalação.

Resultados do seguimento: Importante uso dos bebedouros e dos comedouros por parte do coelho no verão, época do ano que representa um contra-tempo em relação à água e alimento para a fauna em ambiente mediterrâneo. Assim, 81 % dos bebedouros e 91 % dos comedouros mostraram um maior uso por parte do coelho que os seus respetivos controlos.

7.2.4. Proteção de tocas naturais e fomento de refúgio para o coelho

Quando falamos de proteção de tocas naturais em locais onde o coelho abunda, referimos fundamentalmente a proteção face à ação de outros animais. Se tivermos em conta os principais grupos de fauna que interagem com o coelho-bravo, podemos distinguir a proteção face a herbívoros, que não predam sobre o coelho, e a proteção face a carnívoros e ungulados, que predam sobre ele, embora apenas ocasionalmente, como é o caso do javali (Schley & Roper, 2003).

A primeira medida para proteger as tocas dos ungulados é a manutenção de uma densidade tal que não comprometa a população de coelhos, colapsando e desperdiçando as madrigueiras de coelho por pisoteio, no caso de grandes concentrações de reses, ou por esgravatar e levantamento das mesmas, no caso do javali. Além disso, um excesso de ungulados (entendido como um número superior ao que uma coutada pode suportar para manter saudáveis os seus recursos vegetais, hídricos, sanitários, etc.) redundará na deterioração da sua cobertura vegetal, diminuindo e empobrecendo os recursos vegetais da coutada (Patom *et al.*, 2004; Cabezas-Díaz *et al.*, 2011; Carpio *et al.*, 2014). Este facto tem um duplo efeito negativo sobre as populações de coelho: diminui a disponibilidade de alimento em quantidade e qualidade (Soriguer, 1988), e com ela, a de refúgio, como ocorre com outras espécies de lagomorfos (Siegel *et al.*, 2004). Infelizmente, essa situação é bastante habitual. As ordenações cinegética e pecuária são, portanto, as medidas indicadas para abordar este aspeto. Os seus detalhes (cargas recomendáveis, melhores propostas, ações concretas) expõem-se nos capítulos 8 e 9 do presente Manual. Não obstante, vale a pena assinalar que já há casos de Comunidades Autónomas (Andaluzia) em que se contemplam controlos de javalis específicos por danos à caça menor nos Planos Técnicos de Caça das coutadas (Herranz, 2000; Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2005).

Em relação à proteção face a alguns carnívoros generalistas, as espécies que interagem com o coelho nestas coutadas ou carecem de interesse cinegético propriamente dito (embora se considerem caçáveis por danos à caça menor –raposas, gatos e cães selvagens, etc–), ou consideram-se não caçáveis ou encontram-se legalmente protegidas (gato montês, texugo, ginetas, sacarrabos, etc. segundo a Comunidade Autónoma considerada). No primeiro caso (carnívoros generalistas caçáveis) as medidas aplicáveis são a ordenação cinegética e o controlo seletivo de predadores, sobre o qual se proporciona mais informação no capítulo 8. No segundo caso (carnívoros não caçáveis ou protegidos), a medida mais aconselhável é proporcionar refúgio abundante e de qualidade aos coelhos, aspeto que se aborda em diferentes pontos deste Manual. De igual forma, estas espécies deverão ter-se em conta na hora de aplicar técnicas de controlo de outros predadores, preferindo as que eliminem a afeição a espécies protegidas e não caçáveis, segundo as características dos métodos homologados internacionalmente (ISO 10990-5, 1999).

Por fim, vale a pena recordar aqui o papel do lince como controlador natural de outros carnívoros, que foi sugerido e demonstrado em estudos de diferente índole (Valverde, 1963;

Rau *et al.* 1985; Palomares *et al.* 1995, 1996, 1999; Fedriani *et al.* 1999). Consideramos a sua recuperação nas coutadas de caça menor espanholas a melhor das medidas de controlo de predadores do coelho.

Certos predadores, como os lirões e as ratazanas podem ser controlados de forma autorizada em algumas Comunidades Autónomas (Castilla-La Mancha e Baleares, respetivamente). Não obstante, estudos detalhados sobre a alimentação do lirão em coutadas de caça menor de Castilla-La Mancha mostraram que o coelho era inexistente na alimentação do lirão (Herranz, 2000). Portanto as ações de controlo do lirão por consumo de coelhos em coutadas de caça menor não parecem necessárias.

As restantes medidas que se propõem são ações concretas sobre as tocas e/ou áreas de tocas. Pela sua utilidade contrastada em diferentes experiências, podemos enumerar as seguintes:

1. Exclusão de ungulados de áreas grandes (mais de 1 ha) de alta densidade de tocas.

O objetivo desta atuação é eliminar a concorrência que se produz entre os coelhos e os ungulados por recursos tróficos (Soriguer, 1988; Focardi *et al.*, 2000; Carpio *et al.*, 2014), assim como evitar a destruição de tocas por pisoteio e favorecer o coelho através de um aumento da cobertura arbustiva apta (Figura 7.13). Há experiências positivas com vedações elétricas, que têm a vantagem da sua fácil mobilidade, pelo que se pode ir rodando por diferentes áreas de tocas, embora o mais frequente seja a cerca com malha cinegética. Esta segunda opção não é totalmente impermeável a alguns carnívoros, pelo que o seu efeito é positivo sobretudo com ungulados. Face a mesocarnívoros é eficaz enquanto se mantenha malha de coelho na parte mais baixa de todo o perímetro. Se esta não se instala ou se faz parcialmente, a legislação sectorial cinegética exige que as vedações (a malha utilizada) sejam permeáveis à fauna não cinegética (tamanho do quadro, não fixação ao solo, presença de passos, etc.), pelo que uma vedação deste tipo num cercado de repovoamento não impediria por si só o acesso de predadores terrestres, a não ser que se autorize excepcionalmente com outras características. Além disso, podem levar-se a cabo ações no interior destas vedações que acelerem este processo de recuperação da vegetação (por exemplo, revegetação arbustiva).



Figura 7.13. Aspeto de uma área de alta densidade de tocas fechada a ungulados numa quinta da área de reprodução atual do lince ibérico. A malha utilizada apresenta passos acessíveis ao lince, de forma que não se impede o seu acesso ao caçadeiro.

Para que os efeitos desta ação sejam os esperados, a cerca deve manter-se durante um longo período de tempo (vários anos), pelo que os proprietários privados com aproveitamentos agrocinegéticos podem percebê-lo como uma quebra na disponibilidade dos seus recursos. Não obstante, os seus efeitos são suficientemente compensados, porque não só se permite o aumento das populações de coelho, como também se promove a regeneração da vegetação lenhosa. Uma maneira de minimizar este último é a seguinte medida proposta.

2. Cerca individual de tocas

Neste caso procede-se de forma similar, mas delimitando apenas uma madrigueira com todas as suas bocas (normalmente, mais de 500 m²). Os efeitos são similares aos expostos para áreas grandes. É mais custoso em relação à unidade de superfície protegida, especialmente no caso de querer utilizar vedações elétricas.

Obtiveram-se melhores resultados quando junto a toca se protegeram uma ou várias matas ou arbustos recomidos. Quando estes pés se desenvolvem obtêm um refúgio de qualidade também face à predação aérea, melhorando assim a qualidade do refúgio. De igual forma, outros autores obtiveram melhores resultados de criação ao proteger as tocas em áreas com grande abundância de comida (D'Amico *et al.* 2014)

3. Rede de tocas naturais

Trata-se de uma prática habitual e muito enraizada em muitas coutadas de caça menor. Consiste em cobrir adequadamente as tocas naturais com ramas e outros restos de podas, ressalvos ou desbravamentos manuais, de maneira que as ramas criem uma estrutura permeável aos coelhos, mas inacessível aos predadores (Figuras 7.14 e 7.15). Com isso além de proporcionar ao coelho uma vantagem adicional na sua escapada para a toca (pode refugiar-se temporariamente entre a ramada antes de encontrar a boca da toca), também dificulta a ação de esgravatar e levantamento de tocas que levam a cabo alguns carnívoros (raposas, cães, etc.) e o javali.

Este tipo de complemento à toca natural também oferece vantagens no caso da predação aérea, porque os coelhos encontram-se menos expostos durante os longos períodos de tempo que passam perto da toca. Este último, além disso, facilita a escavação de novas galerias sob a proteção do enramado, sem o qual se encontrariam muito mais expostos nas fases iniciais de ditas galerias.

A maneira de realizá-lo adequadamente é dispor as ramas e demais elementos vegetais gerando uma estrutura que cubra a toca sem impedir a passagem natural às bocas (sabe-se que os coelhos são especialmente sensíveis a alterações nos seus caminhos habituais de fuga), e o mais imbricado possível no contorno e a parte superior (como impedimento de passagem de predadores). Como se pode deduzir, este tipo de cobertura requer determinada manutenção (recolocação de ramas e escavado), porque o passar do tempo tende a reduzir o volume e a resistência das estruturas.



Figura 7.14. e 7.15. Duas imagens de “tarameros” tradicionais numa quinta com gado bovino, ovino e caprino em extensivo em Serra Morena. À direita pode observar-se um coelho numa destas tocas naturais reforçadas.

Os trabalhos devem levar-se a cabo fora da época de reprodução e com cuidado para não colapsar nem fundir a toca ao trabalhar sobre ela, especialmente se se utilizar maquinaria pesada. Além disso, deve prestar-se especial atenção em respeitar ou manter os passos que habitualmente seguem os coelhos, evitando que as bocas fiquem tapadas e para que não estranhem a nova estrutura na entrada das madrigueiras que tinham usado até então (Otero, 2005). Como parece que os coelhos se habituem gradualmente à rede, não convém proteger ao mesmo tempo todas as tocas de uma zona.

4. Proteção metálica de tocas naturais

Existem algumas experiências na proteção de tocas naturais através do reforço da superfície e/ou as bocas das mesmas através de estruturas metálicas (Figura 7.16). Consiste em tapar a superfície da toca com panos de rede cravados com piquetas no solo, tapados com terra e abrindo as bocas. Em outros casos procedeu-se de maneira similar em menor superfície, só no contexto das bocas. Quando as bocas foram escavadas pela raposa e possuem um tamanho excessivo para o coelho podem recondicionar utilizando tubos de betão ou outros materiais. Deste modo dificulta-se o esgravatar e desmantelamento da toca por parte de javalis, raposas e texugos, além de evitar a deterioração por pisoteio em caso de altas cargas de fitófagos.



Figura 7.16. Boca de toca natural reforçada e protegida com rede.

Como noutros casos, recomenda-se efetuar estas operações com precaução para não colapsar as galerias nem obturar as bocas. É igualmente recomendável efetuar este tipo de proteção fora da época de criação, para evitar o risco de abandono de camadas.

7.2.5. Controlo epidemiológico das populações: vacinação de populações naturais e desparasitação de madrigueiras

A desparasitação de madrigueiras é uma das medidas que se levam a cabo frequentemente em algumas coutadas onde abunda o coelho para atuar sobre as doenças virais. Com isso pretende-se eliminar a presença de insetos transmissores de doenças, fundamentalmente da mixomatose.

Nestas coutadas procede-se a fumigar as bocas com diferentes produtos. Em geral, costumam-se usar piretroides (piretrinas sintéticas) ou malatião, que são inseticidas habituais em colheitas e jardins, mas há casos de emprego até de naftalina comercial introduzida na madrigueira ou depositada nas bocas.

Não se trata de uma medida absolutamente recomendável porque oferece muitas incógnitas sobre a sua eficácia e a relação vantagens-inconvenientes:

- Em primeiro lugar, não se dispõe de resultados contrastados cientificamente sobre a sua utilidade.
- Em segundo, não evita o contágio da DHV (direto), nem assegura que não se contagie a mixomatose (que também através de picaduras, pode transmitir-se de forma direta).
- Não sabemos se afeta, nem como, os próprios coelhos (as fumigações costumam realizar-se de dia, enquanto os coelhos permanecem nas tocas).
- Pode provocar o abandono das madrigueiras por parte daqueles.

O único estudo científico em Espanha do qual se tem constância dedicado especificamente à análise desta prática conclui que não é de sucesso controlar os vetores das doenças do coelho através da desparasitação das madrigueiras, pelo menos segundo a metodologia experimentada na Grã-Bretanha (Osácar *et al.*, 1996 em Angulo, 2004). Noutro trabalho onde se analisa este tratamento (entre outros), os resultados da única coutada onde se aplica como única medida não são favoráveis (Arenas *et al.*, 2007). Estudos posteriores atribuem à existência de uma maior quantidade de vetores nos ecossistemas mediterrâneos e à sua diferente presença e fenologia pelos fatores abióticos que os controlam (Cooke, 1990; Cooke, 1999; Osácar *et al.*, 2001a em Angulo, 2004).

Igualmente desaconselhável é, em geral, outra prática habitual em algumas coutadas: a vacinação das populações naturais. Em primeiro lugar, porque implica a laboriosa e custosa

tarefa de capturar e manusear grande número de coelhos. Além disso, a este respeito, estudos científicos sugerem que as campanhas de vacinação têm um impacto negativo a curto prazo devido ao stress do manuseamento e ao efeito imunodepressor próprio das vacinas vivas (Calvete *et al.* 2004b). Em relação aos efeitos em si da vacinação, os estudos efetuados sugerem que não é necessária em populações densas, porque não modifica a dinâmica populacional (Calvete *et al.* 2004b). Por outro lado, sobre populações fracas, que é sobre as quais se centram este tipo de vacinações, o efeito parece ser negativo (Calvete, 2006b).

Caso, apesar do exposto, se decida levar a cabo esta ação deverão contemplar-se as seguintes recomendações:

- Escolher o método de captura e o período do ano que menores lesões e problemas físicos provoquem nos coelhos (caixas armadilha, cercado das madrigueiras –de malha ou de rede–, cercas grandes –tradicional de zonas agrícolas–, até furões e redes) (Calvete, 2002).
- A vacinação deverá ser a mais rápida possível, podendo completar-se com uma desparasitação externa e a aplicação de colírios para as lesões oculares e soro fisiológico e cicatrizantes para as feridas, tudo sob controlo veterinário.

Por último, pode-se acrescentar que se testaram dispositivos específicos para levar a cabo a vacinação de populações livres “mecanicamente”, com um tubo de passagem que tem incorporado um *Dermoject*, que vacina diretamente o coelho ao passar por ele. Situa-se nas bocas de tocas naturais. Injeta-se a dose de vacina através do ar comprimido ou aire comprimido ou agulhas e reduz a manipulação, mas exige um acompanhamento detalhado para não revacinar o mesmo indivíduo várias vezes.

7.2.6. Translocações dentro da mesma coutada (captura e solta)

Outra medida levada a cabo de forma tradicional em algumas coutadas é a translocação de exemplares de coelho de zonas de grande densidade para outras menos povoadas. De modo geral, pode parecer uma medida adequada, especialmente se a distância entre os locais de origem e solta é pequena (3-5 km), porque, deste modo, os possíveis coelhos remanentes na área de solta pertencerão à mesma população que os soltados, com as conseguintes vantagens genético-epidemiológicas e adaptativas ao meio. Sem dúvida é preferível este tipo de medida do que soltar exemplares de procedências muito mais longínquas (Calvete, 2002).

Para levá-lo a cabo, é preciso ter em conta, em primeiro lugar, a data de captura, para a qual já mencionaram algumas recomendações no ponto anterior e que se trata ainda mais detalhadamente ao falar de repovoamentos.

Em segundo lugar, a área da solta deve reunir as condições de refúgio e alimento necessárias para albergar os coelhos e diminuir a dispersão inicial. Podem levar-se a cabo melhorias de

habitat prévias (gestão de vegetação, sementeiras, criação de refúgios, se estes escassearem, instalação de pontos de água, etc.) que preparem o melhor possível a zona de solta e fixem os exemplares que são soltados na zona.

Em relação ao local concreto de libertação, é preferível não realizar soltas livres, porque a dispersão inicial é muito elevada (com a conseguinte elevada mortalidade por predação). Portanto dever-se-á instalar refúgios ou tocas expressamente para a solta (ver ponto 7.3 e 7.4 para mais detalhes). Existem algumas experiências positivas de soltas em tocas antigas, embora seja preciso assegurar-se que se trata de tocas não colapsadas e se pode melhorar a efetividade da ação do cercado, com o que se evita a dispersão inicial.

Em qualquer caso, para esta medida devem aplicar-se os mesmos critérios que se expõem para os repovoamentos, incluindo o transporte adequado, a minimização do manuseamento e, até, tentar soltar numa mesma toca os grupos familiares tal como se capturaram nas tocas dadoras.

7.3. GESTÃO DE POPULAÇÕES EVENTUALMENTE CAÇÁVEIS (DE DENSIDADE MÉDIA)

7.3.1. Introdução

Estas populações podem registar significativos aumentos durante os finais da primavera e princípios do verão, quando se recrutam os jovens dos últimos partos de primavera, mas no resto do ano mantêm-se abundâncias médias-baixas. Isto deve-se em grande medida a altas taxas de mortalidade, principalmente por DHV e por mixomatose, assim como por predação (Myers & Schneider, 1964; Herranz, 2000; Calvete *et al.*, 2002). Esta última não só é determinada pela abundância de predadores generalistas mas também por uma estrutura do habitat que é pouco favorável para o coelho (amplos espaços abertos ou escassez de refúgio) (Monzón *et al.* 2004). Em menor medida, a manutenção da caça do coelho nestas áreas com populações diminuídas pelos motivos anteriormente mencionados só faz acentuar o problema (Angulo e Villafuerte, 2004).

Nestes casos, o fomento das populações de coelho deve-se basear em procurar uma diminuição da sua mortalidade e em aumentar, na medida do possível, as taxas de reprodução. Estes objetivos podem ser conseguidos, de forma parcial, com as atuações que se realizam nas populações caçáveis, descritas no ponto 7.2. Outra medida eficaz que reduz a mortalidade tanto de jovens como de adultos é a construção de refúgios artificiais. Se se alcançarem ambos os objetivos, as populações de densidade média passam à categoria referida em ponto 7.2: abundantes e caçáveis.

Neste ponto descrevem-se diferentes tipos de refúgios que se executaram em diversas quintas e coutadas de caça e oferecem-se alguns dados sobre a sua construção e grau de

sucesso para as quintas estudadas, com densidades de coelho de partida que descrevemos no começo do texto como médias.

7.3.2. Construção de refúgios artificiais

A construção de refúgios artificiais para o fomento do coelho é uma prática estendida por grande parte da geografia espanhola em que se costumam utilizar materiais naturais da zona ou, por vezes, materiais de construção, e em cujo desenho e elaboração intervêm fatores técnicos, empíricos e culturais (Calvete, 2002). Em zonas como La Mancha, especialmente o Campo de Montiel, o “majano” (acumulação de pedras procedente de arroteamento de cultivos, sob a qual os coelhos se podem refugiar) é um elemento tradicional da paisagem, existindo municípios famosos no mundo da caça menor em Espanha pelos seus construtores de “majanos” (Moreno, 2002).

Em função da região em que nos encontramos, do orçamento, do tempo, dos materiais, dos meios disponíveis e dos objetivos que se deseja alcançar, podemos encontrar diversos tipos de refúgios ou “majanos” em relação à estrutura, forma, regulação térmica, dimensões, escuridade interior, durabilidade e mimetismo com o meio. Dependendo destes fatores, os refúgios cumprirão uma ou várias das características que se enumeram a seguir. Poderíamos considerar como o “refúgio ideal” aquele refúgio que cumpra todas elas.

a) Estrutura e regulação térmica e luminosa

Tem como objetivo principal proporcionar ao coelho um local seguro no qual possa resguardar-se de agressões externas. O objetivo secundário deve ser servir como local seguro onde criar. Deve não só evitar o perigo num primeiro momento mas também apresentar uma estrutura com uma resistência e compacidade que permita salvaguardar os coelhos das agressões reiteradas, independentemente da magnitude da força utilizada (p.ex. um javali a foçar ou uma raposa a cavar).

Deve conseguir, no seu interior, condições de luminosidade e temperatura que façam com que o coelho encontre uma situação confortável. Deve procurar uma completa escuridade interior, similar à de uma toca natural, o que é relativamente fácil de conseguir. No entanto, condições de temperatura similares às que se dão nas tocas naturais são difíceis de alcançar, embora é factível e desejável construir um refúgio com uma temperatura parcialmente amortecida para o exterior, com poucas oscilações internas.

Igualmente, deve buscar uma certa impermeabilidade interior. De forma praticamente total pode-se conseguir com a utilização de revestimento de plástico na zona superficial do “majano”. Esta medida apenas encarece o processo, embora em função dos materiais utilizados pode ser contraproducente, porque a humidade da transpiração dos coelhos ficará acumulada no interior, favorecendo o desenvolvimento de vetores de doenças. Outra

maneira de conseguir uma impermeabilidade relativa é cobrindo o máximo possível a superfície do “majano”, com terra, pedras, restos de vegetação ou outros materiais, para que pelo menos não penetre a água com chuvas de curta duração.

Deve proporcionar uma estrutura interna muito compartimentada (em labirinto), de forma que se assemelhe a uma toca natural (Kolb, 1985). Isto favorece vários aspetos: a utilização do refúgio por vários coelhos sem ter que estabelecer contacto físico ou visual; maiores possibilidades de escapar do interior do refúgio face a predadores que normalmente podem aceder pelas mesmas entradas que os coelhos, e por último, simplesmente, por razões etológicas: os coelhos são animais de galeria ou madrigueira, não de gruta, pelo que a criação de amplos espaços vazios no interior dos refúgios não convida à sua utilização.



Figura 7.17. Processo construtivo de um “majano” de tipo Montiel. Podem-se apreciar as entradas situadas a 1 m de distância. O diâmetro utilizado, de 5 m, faz com que o “majano” possua uma superfície próxima a 20 m².

São desejáveis dimensões com mais de 10 m² de superfície, e alguns autores recomendam até mais de 50 m² (Rouco et al. 2011). Isto contribui para melhorar aspetos mencionados anteriormente, como são a luminosidade e a segurança (quanto mais um coelho se situe no interior, menor luz do exterior e maior distância às ameaças, com o que será mais fácil fixá-lo ao refúgio) e também possibilita a utilização por maior número de coelhos sem que estes tenham que interagir. Devido à estrutura social do coelho-bravo e à sua estrita hierarquia, as interações acabam na expulsão das fêmeas secundárias da toca para criar, o que faz diminuir a sua produtividade (Mykytowycz & Fullagar, 1973).

Existem refúgios de forma circular, retangular ou quadrada. Em princípio, a sua forma não condiciona a sua utilidade, embora seja mais fácil realizar uma forma u outra dependendo dos materiais utilizados. Os refúgios de pedra costumam fazer-se circulares (Figura 7.17), enquanto os de paletes ou rede costumam ser de forma retangular.

b) Localização

- Proximidade a zonas de alimentação. A utilidade dos refúgios para os coelhos dependerá da proximidade a zonas de pastagem ou cultivo em para poder alimentar-se. São preferíveis distâncias inferiores a 100 m, para que não se tenham que expor demasiado a longas deslocações que, por serem muito arriscados, os coelhos não costumam realizar (Moreno *et al.*, 1996). Observou-se como as tocas rodeadas por alimento obtêm maiores índices de criação (Fernández-Olalla et al. 2010; D’Amico et al. 2014).
- Proximidade a zonas de vegetação adequada. A proximidade de vegetação natural adequada é imprescindível para que em torno dos “majanos” se estabeleçam novas colónias de coelhos ou simplesmente para que estes sejam utilizados embora seja de forma ocasional (Gea-Izquierdo et al. 2005). Ao não darem estas circunstâncias, em zonas de densidades de coelho médias-baixas estes não se expandirão para as novas zonas de refúgios. A localização dos refúgios deve ser realizada no contexto de zonas de vegetação lenhosa que sirva de refúgio. Em caso de dispor de uma interface entre zonas de alimentação e zonas de refúgio, este é idóneo para estabelecer os refúgios (Lombardi et al. 2003; Fernández-Olalla et al. 2010) (Figura 7.18).



Figura 7.18. “Majano” de pedra na interface pasto-matagal, realizado num projeto de conservação do Lince ibérico.

- Proximidade a talvegues ou cursos de água. A localização dos refúgios não se deve escolher de forma geral na imediata proximidade dos cursos de água (Fernández-Olalla et al. 2010), especialmente os subterrâneos. Nestas zonas podem produzir-se inundações devidas às avenidas naturais, o que poderia provocar a inundação dos refúgios, uma das principais causas de mortalidade dos caçapos (Mykytowycz, 1959). Nas áreas mediterrâneas, os máximos caudais diários anuais costumam dar-se nos finais do inverno, e outros máximos relativos ao final do outono com o qual, caçapos de diferentes idades poderiam morrer afogados. Além disso, estas zonas ao serem as que conservam maior humidade ao longo de todo o ano favorecem os ciclos vitais de muitos insetos, com o qual, a presença de vetores de propagação da mixomatose é maior do que noutras áreas.

Face ao que possa parecer, a presença residual das mais importantes colónias na proximidades de rios e ribeiros não se deve a que tenham preferência especial por este meio mas porque por vezes são as únicas em que restou alguma vegetação entre a que encontram

refúgio e criam as suas tocas, além de se tratar de terrenos de origem aluvial, soltos e profundos em que escavam as suas madrigueiras ao abrigo de espécies espinhosas como as silvas (*Rubus* sp.) ou os juncos (sobretudo *Scirpus holoschoenus*) (Gea-Izquierdo *et al.*, 2005).

No caso de zonas de talvegue, evidentemente, não serão construídos os refúgios nas zonas mais baixas mas em locais um pouco mais elevados que os resguardem do escoamento. Caso um refúgio se situe numa zona em que possa descer água pela ladeira, deve realizar-se uma canalização lateral, de forma que este escoamento não se introduza no interior do mesmo.

- Proximidade a caminhos. A localização dos refúgios em zonas próximas a caminhos ou vias de serviço dos montes é inevitável para poder aceder ao local, mais ainda quando é necessário a utilização de algum tipo de maquinaria ou o simples uso do carro para a deslocação das ferramentas ou dos materiais. No entanto, não é recomendável a localização nas proximidades de caminhos públicos muito transitados porque em algumas zonas de Espanha podem ver-se expostos à predação que exercem os caçadores furtivos através da caça ilegal com furão (“caça com furão”), que pode destruir os refúgios em que se os coelhos se estabeleceram.
- Proximidade a outras tocas naturais ou refúgios. Como se mencionou anteriormente, os refúgios devem propiciar uma expansão dos coelhos de uma área em condições de segurança. Desta forma aumenta-se a disponibilidade de recursos alimentares, o que pode favorecer o aumento das taxas de reprodução. Portanto, esta atuação não se pode executar, de forma pontual mas quando existem zonas amplas de habitat adequado, costumam-se criar pequenos núcleos de refúgios de maneira que se possam estabelecer neles vários núcleos familiares a partir dos quais aumentem as densidades da espécie na zona. Então fala-se de unidades de atuação: núcleos de vários refúgios, com zonas de alimentação na própria área e um contexto de habitat em mosaico. Uma distância padrão entre refúgios pode ser 50 m. Podem-se utilizar no meio núcleos de tocas ativas, para favorecer a expansão das mesmas. Como serão os coelhos dispersantes que se encarreguem de colonizar estes refúgios (Webb *et al.*, 1995), é necessário não fazer onde sejam inacessíveis, ou seja, devem situar-se a distâncias inferiores aos 300-500 m do núcleo denso.

c) Tipologia do substrato

Os refúgios de superfície são especialmente indicados para zonas de solos muito coesivos, sobretudo de natureza argilosa ou solos pouco evoluídos com a rocha mãe próxima da superfície ou alta pedregosidade. Para zonas de solos profundos e de textura arenosa pode-se recomendar a construção de tocas subterrâneas, embora não seja desdenhável a utilização de refúgios superficiais. Neste último caso, o refúgio superficial serve de defesa para que sob ele os coelhos possam desenvolver uma toca natural.

7.3.3. Descrição da tipologia de refúgios utilizados

Em função de si a construção do refúgio implica escavação ou não, falaremos de refúgios superficiais (quando não implica escavação) ou subterrâneos (quando implica escavação). Estas diferenças baseiam-se em que os refúgios subterrâneos possam inundar-se, embora termorregulem melhor; enquanto os refúgios superficiais possuem geralmente pior termorregulação, mas menos possibilidade de se inundarem. Em qualquer caso, e independentemente do substrato, os coelhos tenderão a escavar no interior dos refúgios para criar as suas madrigueiras de criação, pelo que é conveniente respeitar as prescrições sobre o substrato. Isto acontece igualmente com os refúgios destinados ao manuseamento e vacinação dos coelhos (“majano” *Mayoral* ou de tijolos), onde caso tenham a possibilidade tentarão escavar madrigueiras, pelo que se recomenda cimentar a base.



Figura 7.19. e 7.20. Processo construtivo de “majano” de vários pisos e “majano” de paletes e pedra acabada.

A maior parte das atuações são suscetíveis de ser enterradas, pelo menos parcialmente. Temos de considerar que em atuações enterradas as possibilidades de manuseamento dos coelhos diminuem notavelmente. Portanto, não faria sentido enterrar estas estruturas (como o “majano” *Mayoral* ou os refúgios de tijolos), cujo objetivo é o manuseamento e a vacinação dos coelhos.

7.3.3.1. Refúgios superficiais

1. “Majanos” de paletes e pedra

São “majanos” formados por uma base de paletes sobre terreno previamente removido, e posteriormente cobertos com pedras nas laterais (deixando os buracos para as bocas) e na sua superfície (Figuras 7.19 e 7.20). Estes “majanos” podem ser feitos de diversos tamanhos basta ir adicionado paletes à base. Deve-se tentar compartimentar o interior das paletes com a utilização de pedras. Podem construir-se em várias alturas, para minimizar o impacto das inundações.

Uma forma de reforçar este tipo de refúgios face ao que representa um dos seus principais inconvenientes, a reduzida durabilidade das paletes por podridão e conseguinte afundamento da estrutura, pode serrodear a base de paletes com peças de rede (ver “majanos” de rede, pedras e restos de vegetais). Desta forma, embora as paletes acabem por perder as suas qualidades, o peso da estrutura aguantará o aço do “mallazo”, e as paletes contribuem em qualquer caso para manter a compartimentação interna do “majano”.

2. “Majanos” de pedra (Montiel)

Estes “majanos” são construídos integralmente por pedra. Costumam-se construir de forma circular utilizando um prumo. Em primeiro lugar dispõem-se as pedras que farão de base, com forma de labirinto, começando do centro e configurando ruas que deixam buracos entre elas. Este labirinto vai-se tapando de forma completa com pedras (Figura 7.17). Uma vez tapado o desenho da base, continuam a adicionar-se pedras de diversos tamanhos para ir tapando os buracos e vai-se alçando o “majano” até adquirir uma altura aproximada de 50 cm. O desenho da parte exterior deve responder a uma parede de pedra tradicional. Temos assim uma estrutura inexpugnável para predadores generalistas que cavam do exterior e com boas condições de escuridade e isolamento no interior. As bocas podem localizar-se a cada 1-1,5 metros. Só são economicamente viáveis quando existe pedra abundante e de diferentes tamanhos na zona.



Figura 7.21. e 7.22. “Majano” de rede e pedra parcialmente construído e “majano de rede, pedra e restos vegetais de 12 m²”.

3. “Majanos” de rede, pedra e restos vegetais

A base destes refúgios é uma peça de rede (Figuras 7.21 e 7.22). A rede é uma malha de varetas de aço corrugado, habitualmente utilizado em construção. As peças que normalmente se comercializam costumam ter dimensões de cerca de 6 m de comprimento por 2,2 m de largura. Uma estrutura de rede fica definida pelo tamanho do quadro que compõe a rede e a

grossura das varetas que o formam. Estes 2 fatores são fundamentais para a durabilidade e o sucesso de uso do refúgio. O tamanho do quadro deve ser aquele que permita a entrada de um coelho (normalmente cerca de 10 cm de lado) e a grossura da vareta determina a resistência da estrutura ao peso. Para maiores grossuras, poder-se-á empilhar mais pedra sobre o refúgio sem que a sua superfície caia. Ao mesmo tempo, grossuras de vareta muito elevadas encarecem muito o preço e dificultam o manuseamento do aço pelo seu peso e maiores dificuldades para cortá-lo no tamanho que mais convenha.

Como dizíamos, esta estrutura ancora-se no solo dobrando os seus extremos a modo de patas, formando uma espécie de couraça. Sob esta couraça ter-nos-emos preocupado anteriormente em colocar várias pedras que compartimentem o espaço vazio que se cria debaixo da armação de rede. Sobre a couraça começam a acumular pedras, assim como nas bordes que estão em contacto com o solo, deixando descobertas só as cavidades que corresponderiam às entradas. Uma vez realizado um primeiro tapete de pedras, depositam-se na superfície ramas procedentes de poda, estevas, sargaços, urzes, etc. obtidos por desbravamento manual, que dão um maior aspeto de naturalidade à estrutura. Finalmente todos estes desafios vegetais são esmagados por outra camada de pedras (Figura 7.22).

Este tipo de refúgios, mais económico que o “majano” de paletes e muito mais do que o de pedra, proporciona-nos uma alternativa nas zonas em que a pedra não é muito abundante mas existem grande quantidade de espécies lenhosas arbustivas seriais, devido à existência de fogos recentes no passado ou por recolonização de zonas de pastagem ou agrícolas que já não são objeto de aproveitamento.

Um mínimo adequado pode ser um refúgio de cerca de 12 m² formado por 4 troços de rede de 1,5 x 2 m cada. Recomenda-se que, se se utilizar este tipo de refúgios, se tente dotá-los da maior superfície possível ou pelo menos aumentar significativamente o volume de pedras e restos vegetais.

4. “Majano” de pedra com elementos artificiais de reforço

Podem ser efetuadas diversas modificações ao “majano” de pedra tradicional que melhorem a sua resistência ou que, mais habitualmente, diminuam o volume de pedra necessário.

- “Majanos” com tubos de betão (Figura 7.23). Por vezes no orifício que corresponde à boca do refúgio é possível colocar um tubo de betão desse diâmetro. Com este temos uma boca indeformável, resistente a qualquer tentativa de ampliação por parte de predadores, escavação, etc.
- “Majanos” com bloco de betão: Podem-se utilizar blocos de betão na construção fundamentalmente das paredes destes “majanos”. Ao utilizar elementos de formas e tamanhos regulares, estruturas como a parede são mais fáceis de construir além de terem um aspeto mais homogéneo. A principal vantagem é que requerem menos quantidade de pedra das dimensões adequadas.

Podem-se substituir os elementos artificiais de reforço por outros semelhantes e com análoga função, como podem ser cimbres, abóbadas, etc. O objetivo de todos eles é comum: facilitar e tornar a construção do “majano” e em geral, das entradas mais barata. Conseguem-se assim “majanos” com propriedades de isolamento análogas e menor custe unitário. Isto possibilita a construção de um maior número de unidades com o mesmo orçamento.



Figura 7.23. Apesar da elevada densidade de javali em muitas quintas, estes atacam pouco a maior parte dos refúgios do coelho. Na imagem, javali junto a “majano” com tubos de betão.

5. Acúmulos de terra

Consiste simplesmente no empilhamento de terra numa zona com presença de coelhos (Figura 7.24). Com esta prática consegue-se proporcionar terreno solto facilmente escavável em que os coelhos poderão abrir bocas facilmente. Este tipo de atuação costuma-se levar a cabo em solos soltos e a começos do verão. Desta forma asseguramos que as perdas desta terra por arrasto das chuvas vão ser mínimas. Entretanto, a acumulação de terra estabiliza-se e com as primeiras chuvas do outono será colonizado pelas espécies herbáceas mais pioneiras (geralmente espécies próprias de terrenos removidos).



Figura 7.24. Acumulação de terra com elevada atividade por parte dos coelhos.

O inconveniente deste tipo de refúgio é que as bocas que os coelhos abrem no terreno solto encontram-se desprotegidas face a agressões externas. Por este motivo podem ser escavadas e aumentadas facilmente por predadores que tentarão apanhar os coelhos no seu interior ao não haver vegetação lenhosa que dificulte a sua ação. Portanto, devem estabelecer-se onde não exista um risco elevado de predação em madrigueira.

6. Enramados e choços

Consistem na acumulação de restos vegetais, procedentes de podas, desbravamentos manuais e outras operações florestais (Figuras 7.25 a 7.27). Em vez de os eliminar para evitar problemas de pragas ou risco de incêndio durante o verão, dispõem-se nas proximidades de refúgios ou tocas de maneira que cumprem a mesma função que a de um arbusto: proporcionar abrigo aos coelhos entre as suas ramas mais baixas.

Normalmente, os coelhos utilizarão este tipo de estrutura basicamente como local seguro nas proximidades das suas tocas, embora em zonas facilmente escaváveis podem constituir um local a partir do qual os coelhos começarão a construção de novas tocas. A forma de distribuir os restos não é aleatória. Observou-se, durante a execução de vários projetos LIFE, que uma das melhores maneiras de colocar os resíduos é em forma de leque com as partes da vegetação mais densas para o exterior.

No caso dos choços, habitualmente construídos para proporcionar refúgio às perdizes, atam-se as ramas procedentes da poda pelos extremos mais grossos com um arame (Figura 7.27). Os choços podem contar ou não com uma estrutura metálica de reforço (geralmente 3 postes em L), que oferecem maior estabilidade. Estas acumulações dispõem-se de forma regular onde mal existe vegetação natural, para que as espécies presa encontrem refúgio perante a presença de predadores aéreos.



Figuras 7.25. a 7.27. Enramado para expansão de população natural, enramado de acompanhamento numa repopulação em quinta com baixa cobertura arbustiva e choço utilizado pelos coelhos como refúgio.

7. Refúgios de cepos e terra (boliches)

Este tipo de refúgio realiza-se aproveitando os resíduos procedentes de decepar árvores doentes ou eucaliptos (por exemplo, nas atuações levadas a cabo durante os últimos anos nos Parques Nacionais de Doñana e Monfragüe para eliminar espécies alóctones), ou tratamentos selvícolas em massas de pinhal, por exemplo. Os cepos das árvores, ou até os troncos feitos toros, dividem-se sobre a localização escolhida para o refúgio e cobrem-se com areia. No caso dos cepos, recomenda-se colocá-los com as raízes no solo.

O refúgio resultante é acúmulo de terra de cerca de 2-3 m de altura misturado com elementos grossos, cepos e toros, que dão consistência ao conjunto. A forma de distribuir os materiais pode ser variada, retilínea, circular ou semicircular. Uma vez que se decidiu fazer este tipo de refúgios, pode ser recomendável tirar a casca dos troncos para evitar as pragas de perfuradores e situá-los em zonas suficientemente separadas de massas arbóreas de maneira que não se contribua para aumentar o combustível no monte.

8. Tocas de tijolos

São refúgios especialmente pensados para a criação intensiva, desenhados pelo Sr. Antonio Arenas (Arenas et al. 2006) (Figura 7.28). O desenho original recomenda a utilização de rede eletrosoldada no solo de 30 mm de luz para evitar que os coelhos façam novas bocas e a posteriori sejam mais difíceis de capturar. Esta rede vai diretamente sobre o terreno em que se terá colocado previamente uma camada de gravilha e areia para favorecer a evacuação da água. Sobre a rede volta a colocar-se o refúgio, formando caminhos em forma de labirinto com pedras e deixando apenas 2 entradas, em lados opostos, facilitando, assim, a captura e manuseamento dos coelhos. As dimensões do refúgio devem ser de aproximadamente 1,5 m na lateral.



Figura 7.28. Toca de pedras com a parte inferior em rede eletrosoldada.

Sobre a estrutura de pedras coloca-se uma nova rede eletrosoldada e sobre esta uma prancha num material como a espuma sintética injetada, que pode desfazer-se com o tempo (Fundação CBD-Habitat, dados próprios), mas também se pode utilizar madeira ou cortiça, o que encarece a estrutura. A capa de rede eletrosoldada por baixo do isolante tem a

sua utilidade caso se queira realizar um manuseamento dos coelhos, como no caso de uma vacinação. Uma vez fechadas as entradas, os coelhos não podem sair do interior da toca. O conjunto pode ser camuflado no campo, cobrindo-o com restos de vegetação. Muito utilizado em cercados de criação de coelho.

9. Majanos *Mayoral*®

Os majanos *Mayoral* são uma alternativa prefabricada à construção dos refúgios. São circulares, têm 3 m de diâmetro e são fabricados em módulos de plástico (polipropileno injetado). No seu interior há labirintos do mesmo material e pode aceder-se ao interior de cada módulo a partir de uma tampa situada na parte superior.

Os majanos são colocados diretamente sobre o solo e, normalmente, são reforçados e tentam imitar um pouco a envolvente, sendo rodeados por pedras e cobrindo parcialmente a parte superior com ramos. Por serem uma estrutura totalmente de plástico e estanque, as condições de temperatura interior não são as ideais para o coelho-bravo, uma vez que as temperaturas no interior podem ser superiores às do exterior nas horas de maior exposição solar. A parte inferior é aberta, para que os coelhos possam escavar as suas próprias entradas a partir do interior sempre que a natureza do terreno o permita.

Os majanos *Mayoral* são, sem dúvida, uma das melhores opções possíveis quando se quer ter um elevado grau de manuseamento dos coelhos na toca porque, como já referimos, possui tampas na parte superior. Isto permite, por exemplo, capturá-los com alguma frequência para os vacinar ou controlar a sua reprodução. Não obstante, é óbvio que também facilita o roubo. Por estas razões, parece-nos que o majano *Mayoral* é mais adequado a uma exploração industrial de granja cinegética do que para a gestão de população à escala de uma propriedade. Conforme já foi referido, o manuseamento dos coelhos debilita-os e torna-os mais sensíveis às doenças (Calvete et al. 2004).

7.3.3.2. Refúgios subterrâneos

10. Majanos parcialmente enterrados

Este refúgio consiste num majano de desenho semelhante aos do tipo Montiel, nos quais o labirinto interior está escavado (Figuras 7.29 e 7.30). É utilizado de modo tradicional em redor de *Despeñaperros* (Jaén), nos terrenos que não admitem a construção de tocas com tubos devido à baixa permeabilidade do solo. Em qualquer caso, devem situar-se em terrenos que não acumulem água. A parte exterior é composta por grandes pedras, de modo a serem inexpugnáveis pelo predador escavador. O interior é composto por uma galeria principal da qual parte uma rede de galerias e câmaras laterais. A principal deve ser construída de modo transversal a corrente de água que possa ocorrer, para evitar inundações.



Figura 7.29. y 7.30. Processo de construção de um majano de pedra e o seu aspeto após terminado, sem estar coberto de terra.

11. Tocas artificiais de tubos

A toca artificial de tubos (Figuras 7.31 e 7.32) é uma alternativa diferente do resto dos refúgios descritos porque é a que mais se aproxima das condições de uma toca natural. A sua efetividade foi comprovada em recentes estudos, tanto a curto (Muñoz, 2005) como a médio prazo (Guil et al. 2014b). González e San Miguel (2004) oferece uma descrição detalhada desta. Tem as seguintes características:

1. É subterrânea.
2. É pouco visível, adequada para propriedades privadas.
3. Mantém condições térmicas e de luminosidade próximas de uma toca natural.
4. O espaço no interior é dividido em condutas e câmaras, como uma toca natural.
5. Melhora a segurança de uma toca natural ao apresentar entradas de betão, que não podem ser deformadas pela fauna.
6. Demonstrou-se que os materiais empregues são perfeitamente tolerados pelos coelhos, que ocupam estas tocas e fazem criação no interior.
7. As tocas de tubos são ampliadas pelos próprios coelhos a partir de cada uma das câmaras de passagem ou de criação com compõem a toca (um total de 16).



Figura 7.31. Processo de construção de um majano subterrâneo de tubos.

Uma toca de tubos, segundo o desenho original da Fundação CBD-Hábitat, é composta por 12 tubos de betão com 1 m de comprimento e 15 cm de diâmetro (o menor diâmetro comercial, ainda que se pudessem usar diâmetros inferiores fabricados especificamente), e 16 câmaras de passagem (união dos tubos) e de criação (ao lado das de passagem), que podem ser de diferentes materiais: de resina ou PVC, por exemplo, têm sido utilizadas com êxito.

A toca tem a forma de um L e de cada um dos braços do L sai um ramo, como se pode observar na figura 7.31. Na união dos braços do L fica a câmara central da toca e em cada um dos restantes extremos encontra-se uma entrada, que conta com quatro entradas artificiais. Por ser subterrânea, os coelhos podem aumentar à toca.

A profundidade a que é enterrada depende da quantidade de solo disponível (escasso em zonas rochosas, pelo que geralmente é preferível criar refúgios superficiais), da permeabilidade do substrato (quanto maior é a profundidade maior é a dificuldade de drenagem, pelo que em substratos pouco permeáveis, como argilas ou quartzos são mais adequados os refúgios superficiais) e das necessidades de regulação térmica (em lajes poderá ser mais conveniente refúgios mais profundos, para que as oscilações térmicas sejam atenuadas). A profundidade habitual de escavação é de 50-60 cm, ainda que varie segundo as condicionantes anteriores.

Para serem dissimulados no ambiente que os rodeia, depois de enterrados os componentes da toca devem ser rasgados de terra de modo a que esta seja homogeneamente dividida. Este trabalho deve ser efetuado em função das previsões dos arrastes provocados pelas chuvas, de modo a que os tubos não sejam visíveis a partir do exterior depois de chover. No outono seguinte à sua construção, semeiam-se com pradaria permanente (ver capítulo 6) e voltam a rasgar-se.



Figura 7.32. As tocas de tubos integram-se perfeitamente no meio.

O principal fator a condicionar o êxito de uma toca de tubos é a sua capacidade de drenagem (Muñoz, 2005). Uma toca de tubos pode ser inundado por escoamento superficial,

penetrando a água pelas entradas da toca, ou por fluxo subsuperficial, formando-se uma bolsa de água no subsolo que submerge a estrutura das câmaras (total ou parcialmente). Para que isto não ocorra é necessário:

- Para evitar o escoamento superficial: desenvolver a construção da toca de modo a que as entradas nunca fiquem orientadas para a linha de maior inclinação, evitando, assim, a linha de desaguamento natural. Além disso, podem escavar-se em redor da toca uns pequenos canais que recolham a água que cai nesta direção, evitando a sua acumulação na área.
- Para evitar a inundação por escoamento subsuperficial: não é possível outra atuação sobre este fator que não seja uma escolha adequada do lugar. Este tipo de inundação pode dever-se à natureza impermeável do subsolo, que provoca uma acumulação e subida da água. Outro motivo, semelhante ao descrito anteriormente, pode ser a existência de solos muito superficiais, com a rocha-mãe muito próxima, pelo que o solo depressa alcança a sua capacidade máxima de absorção da água, não havendo saída possível para a água em profundidade e, por conseguinte, inundando a zona. A única medida construtiva que pode aqui ser aplicada, caso se decida construir tocas de tubos neste tipo de terreno, é fazê-lo em lugares elevados.

12. Caçapeiras

As caçapeiras são um refúgio pensado para ser utilizado por uma fêmea durante o parto e período de aleitamento dos caçapos. Tenta imitar as caçapeiras existentes na natureza, nas quais a coelha guarda os caçapos e cuja entrada enterra e desenterra de cada vez que entra ou sai da mesma.

A estrutura é a de uma toca artificial de tubos reduzida (ver toca artificial), utilizando-se 2 tubos e uma única câmara no qual ambos desembocam. Ao contrário da toca de tubos, esta tanto pode ser subterrânea como de superfície, o que elimina o risco de inundação. A estrutura à superfície é coberta com pedras e terra, como se observa na figura 7.34.



Figuras 7.33. a 7.35. Diversos desenhos de caçapeiras baseados na combinação de tubos e câmaras.

EXPERIÊNCIAS COM REFÚGIOS ARTIFICIAIS (Fernández-Olalla *et al.*, 2010)

Objetivo: avaliar os refúgios artificiais para o coelho como medida isolada de fomento das populações. Em particular, queria-se saber:

1. o nível de utilização pretendida,
2. quais são as melhores localizações para os refúgios em grande escala (quadrículas de 500 m de lado relativamente a cinco características do habitat: tipo de solo, topografia, alimento disponível, refúgio disponível e recursos hídricos),
3. qual o tipo de refúgio mais adequado (de três avaliados: subterrâneo de tubos, majanos de pedra e superficiais com paletes),
4. e definir a melhor localização à escala local.

Área de estudo: Os refúgios faziam parte das ações dos projetos Life Natureza para espécies ameaçadas que têm o coelho como presa principal, Life03/NAT/E/00050 (Águia imperial, abutre-preto, cegonha-preta) e Life02/NAT/E/8617 (Lince ibérico). Foram colocadas em 14 propriedades privadas das províncias de Toledo (4), Cáceres (1), Badajoz (2), Ciudad Real 81) e Albacete (6). No total, avaliaram-se 98 quadrículas de 500 m, com 120 refúgios de tubos, 207 de pedra e 198 de paletes, e uma média de $6,37 \pm 3,56$ refúgios por quadrícula.

Recolha de dados: fez-se uma avaliação *visual* da utilização dos refúgios a partir da presença de indícios nas entradas (bocas): presença e abundância de excrementos recentes, escavações, observações diretas, caçapeiras, etc... Tratou-se de as relacionar com as cinco variáveis do habitat a duas escalas (quadrículas de 500 m de lado e parcelas de 25 m²), para o que se recolheram dados das diferentes variáveis em ambas as escalas.

Datas do seguimento: fevereiro-março de 2007.

Resultados do seguimento: Os resultados mostraram que em 73,2% das quadrículas com refúgios, estes eram usados pelo coelho. Quanto aos tipos de refúgios, os subterrâneos de tubos obtiveram maiores níveis de utilização que os de pedra ou paletes; entre estes dois, o nível de utilização foi semelhante. Só a abundância de coelho na quadrícula esteve relacionada com as maiores taxas de utilização e nível de atividade nos refúgios. À escala da quadrícula, os resultados sugerem que os refúgios devem situar-se nas que apresentam menos de 50% de cobertura de alimento para o coelho, enquanto à escala de refúgio, deverão

situar-se em localizações com, pelo menos, 20% de cobertura de alimento disponível e 50% de disponibilidade de refúgio. No geral, os refúgios, para serem utilizados devem situar-se em áreas com uma população de coelho mínima, solos soltos e uma adequada cobertura de vegetação arbustiva que lhes sirva de alimento.



Figuras 7a e 7b. Exemplos de excrementos de diferente antiguidade nas tocas de refúgios artificiais, indícios utilizados para avaliar o uso dos mesmos pelo coelho.

Extraído de Fernández-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Guil, F.; San Miguel-Ayanz, A. 2010. Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *European Journal of Wildlife Research*, 56(6): 829-837.

7.4. GESTÃO DE POPULAÇÕES QUE NÃO PODEM SER CAÇADAS (BAIXA DENSIDADE)

7.4.1. Considerações de ordem geral

No momento em que o número de coelhos cai abaixo de um determinado nível mínimo deixa de desempenhar um papel chave nos ecossistemas mediterrâneos. Isto faz com que o normal desenvolvimento do ciclo de vida dos especialistas na sua caça, como o lince ou as aves de rapina (Figura 7.36) fique praticamente impossibilitado. Se tivermos a certeza que estamos perante esta situação no território que gerimos, podemos proceder à denominada repovoações de coelho de modo a tentar restabelecer as populações de coelho. As repovoações ou translações de coelho são uma das medidas mais utilizadas pelos caçadores e pelos conservadores para a recuperação de populações. Como qualquer translação de animais selvagens requer sólidos fundamentos técnico-científicos, principalmente quando se trata de populações afetadas por graves doenças. Todavia, em muitos casos a sua conceção e execução é muito deficiente (Delibes-Mateos *et al.*, 2008a; Guerrero-Casado *et al.*, 2013a) e só há avaliações dos seus resultados a médio e a longo prazo.

O objetivo de gestão procurado é a criação de um núcleo de elevada abundância de coelhos que, primeiro, seja autossuficiente em tempo e lugar e, depois, que inicie a expansão e a reco-

lonização num período de tempo razoável. As normas gerais e mínimas para dar início a uma atuação deste género, sempre delicada e difícil, são conhecidas, ainda que não em todos os seus pormenores (Calvete, 2002). Assim, por exemplo, sabe-se que se deve proceder a uma avaliação prévia para determinar a ausência de coelho (Figura 7.37) e determinar os fatores que provocam a sua extinção ou os limites para a sua recuperação. Sabe-se que se, se soltarem coelhos onde estes já existam, ainda que em baixo número (coelhos residentes e territoriais), estes vão tentar expulsar os trasladados, já que defenderão os seus territórios e para eles estes são intrusos, pelo que os coelhos introduzidos acabarão sem refúgio e serão presa fácil para os predadores (Moreno *et al.* 2004). Uma descrição sobre como realizar uma avaliação da situação de partida pode ser encontrada em González e San Miguel (2004).



Figura 7.36. Não são só o lince ibérico e a águia imperial que baseiam a sua dieta no coelho, há outras aves de rapina ameaçadas que também o fazem, como a águia-perdigueira.

No caso do lince ibérico e para propriedades com populações residuais de coelho, selecionam-se várias parcelas com aproximadamente 30 ha (pelo menos dois por cada 1.000 ha), tecnicamente denominadas *unidades de gestão do habitat do coelho* (UGHC), onde se procede à repovoação (González e San Miguel, 2004) e as restantes medidas descritas nas

secções 7.2. e 7.3. O objetivo é conseguir uma densidade de, pelo menos, 10 tocas ativas por hectare em cada unidade uma vez decorrida uma época reprodutora (junho), já que este é o valor definido como ótimos em zonas de boa densidade (Sorriquer, 1981; Gea-Izquierdo *et al.* 2005). Por exemplo, no caso do lince, concluiu-se que as densidades necessárias para manter uma fêmea reprodutora devem ser superiores a 2-4 coelhos/ha na primavera ou início do verão (máximo populacional) (Rodríguez e Delibes, 1993, 1995; Palomares *et al.* 2001; Simón *et al.*, 2012). Portanto, no nosso caso, a repovoação visa restabelecer as populações de coelho acima destes níveis, de modo a que fiquem à disposição do lince como recurso trófico.



Figura 7.37. A presença de coelhos é revelada pelos seus excrementos, que são agrupados em grandes grupos (latrinas) como forma de marcação territorial.



Figura 7.38. A mixomatose continua a causar importantes danos nas populações de coelho-bravo, apesar de decorridos mais de 50 anos desde o seu aparecimento.

Recomenda-se que os coelhos sejam soltos com suficiente antecedência face aos períodos de reprodução, de modo a terem tempo a implantar-se (por exemplo, no princípio do outono). Além disso, os repovoamentos devem ser sempre acompanhados por melhorias no habitat e pelo fornecimento de tocas ou cercados que impeçam a dispersão dos coelhos trasladados e que reduzam a predação inicial. Do mesmo modo, recomenda-se uma manutenção futura das intervenções, assegurando um orçamento posterior à libertação para, por exemplo, fornecimento de comida e de água. Obviamente, a caça destes coelhos é totalmente desaconselhada e deve ter-se em atenção a presença de caçadores furtivos, que com métodos rápidos e discretos possam prejudicar o repovoamento.

Outra recomendação geral no momento de abordar este tipo de ações é a intensidade ou a densidade das mesmas. Por exemplo, para repovoamentos em cercados obtiveram-se melhores resultados quando se realizaram várias unidades em distâncias inferiores a 3 km (Guerrero-Casado, 2013b).

Fatores limitativos à recuperação dos coelhos

Em primeiro lugar, deve-se averiguar a presença de populações próximas da área a repovoar, de modo a determinar a possível incidência futura das doenças do coelho (Figura 7.38). Atualmente, considera-se que os repovoamentos devem estar relativamente próximos dos povoamentos naturais de coelho, ainda que pouco abundantes, de modo a que não sofram mortalidades muito agressivas quando as doenças alcançam o repovoamento e a que os vírus circulem para chegar a um equilíbrio com as populações (Calvete *et al.* 2002; 2006a; 2006b).

Mudanças drásticas relativamente ao habitat passado ótimo podem determinar o fracasso do repovoamento. Se o meio tiver sido conservado e o coelho tiver desaparecido, seguramente que as causas para isto serão as doenças, pelo que as transferências a partir de populações em equilíbrio com estas podem ser realizadas com êxito. O mesmo se pode dizer relativamente ao refúgio. Onde instalar um repovoamento de coelhos é um dos fatores chave; haverá que procurar a “paisagem do coelho”, onde o meio físico, a vegetação, o tipo de gestão de propriedade se aliem às necessidades ecológicas do lagomorfo (Figura 7.39).



Figura 7.39. Um habitat adequado, com uma boa cobertura, é a chave para a recuperação do coelho-bravo. Em diversos montados, a intensificação do gado acabou quase por completo com a vegetação arbustiva, pelo que o coelho carece de refúgio e fica muito vulnerável à predação.

A pressão predadora desproporcionada também pode ditar o fracasso dos repovoamentos (Calvete *et al.*, 1997). Os denominados predadores generalistas (basicamente, raposa, javali e cães ou gatos selvagens) podem atuar fixamente sobre um repovoamento, até mesmo levantando tocas ou colónias e condicionando, a curto prazo, a sua evolução. Não obstante, é conveniente para a saúde geral do repovoamento uma determinada predação “seletiva” ou “seleção natural”, fazendo os coelhos conviver com predadores que, por exemplo, eliminem os exemplares doentes, depósitos de doenças (Henning *et al.*, 2005).

7.4.2. Repovoamentos com cercado permanente

São áreas com uma determinada extensão que são fechadas mediante uma rede perimetral impermeável ao coelho e aos seus predadores terrestres. Estes repovoamentos têm por objetivo a criação *in situ* de uma grande quantidade de coelho selvagem num curto período de tempo com vista tanto ao repovoamento de áreas vizinhas como à sua expansão uma vez aberto o cercado. O objetivo do cercado é alcançar a implementação da população de coelho (o que poderia conseguir-se também com cerrados temporários) simultaneamente com a eliminação da predação terrestre, que poderia condicionar o repovoamento. A eficácia dos cerrados como elemento de redução da predação por canídeos foi amplamente comprovada (Linhart *et al.*, 1982; Ruiz-Olmo *et al.*, 2003; Shivik *et al.*, 2003). Ainda que alguns autores sugiram que, a curto prazo, a adaptação dos exemplares trasladados seja bastante mais determinante que as perdas por predação (Rouco *et al.*, 2008).

Para aumentar a viabilidade da população de coelhos deverá formar-se uma unidade concentrada de atuação juntamente com outras atuações de melhoria do habitat e de repovoamento aberto de coelhos. Este sistema fechado permite um método potencial de captura e manuseamento e, obviamente, a exclusão dos predadores e concorrentes terrestres. O manuseamento efetuado consiste, fundamentalmente, no fornecimento de comida e água

nos momentos mais críticos para os coelhos soltos, bem como a manutenção do cercado para evitar que os coelhos escapem e que os predadores entrem.

a) Localização

Encontraram-se efeitos positivos quando este tipo de cercados foram implementados de forma conjunta e relativamente próximos (a menos de 3 km uns dos outros; Guerrero-Casado et al. 2013b). Desta forma, a predação é diluída entre os coelhos que habitam as várias infraestruturas. Também se comprovou que as populações dos cercados com melhor qualidade de habitat exibem dinâmicas mais positivas. Aproximadamente 60% da superfície interior deve ser de matagal e 40% de pastos, dado que uma boa cobertura de matagal dificulta a predação aérea. A quantidade de refúgio artificial que se deve criar será determinada pelas condições de partida do cercado, devendo-se realizar um trabalho mais intenso nas zonas menos propícias. Se para a sua localização se escolheu uma zona com elevada espessura de matagal (que proporciona refúgio natural ao coelho), podem-se construir refúgios mais pequenos de tipo caçapeira. É muito importante deixar mesmo ao lado do cercado elementos interessantes da paisagem, como ribeiros, talvezes ou barrocais, para a futura expansão: um cercado isolado num mau habitat é uma má opção (Guerrero-Casado, 2013b).



Figura 7.40. Cercado de repovoamento em área de presença estável de lince ibérico, com rede de simples torsão, rede coelheira na parte baixa e uma banda eletrificada na parte superior.

Para quintas privadas, as localizações exatas dos cercados devem estar de acordo com a propriedade e a guarda para evitar interferências com a caça grossa e o resto dos usos da quinta. Dever-se-ão situar onde se encontre refúgio natural, como por exemplo pinos graníticos ou matagal adequado (carrasco, lentisco, etc.). Se o cercado conta com uma alta cobertura arbustiva de qualidade, assim como presença de antigas tocas naturais (cujas bocas poder-se-iam condicionar), reduz-se a necessidade de refúgios artificiais. Em todo o caso devem-se realizar pelo menos ramadas com base de paletes, como refúgios iniciais.

A grande vantagem dos repovoamentos cercados de coelhos, é que estes, após a solta, têm impossibilitada a fuga e dispersão, com o que se incide na fixação da população repovoada. A

isso é preciso somar o impedimento da entrada de predadores terrestres e concorrentes pela comida, fundamentalmente ungulados. As normas de solta, pelo restante, são iguais às dos restantes repovoamentos. Por vezes soltam-se coelhos procedentes da própria quinta (logicamente das zonas onde são mais abundantes) com a possibilidade real de que regressarem às tocas de origem, pelo que para estes casos é necessário pelo menos um cercado de adaptação temporária. Claro que é totalmente desaconselhável a solta de coelhos domésticos ou híbridos.

b) Desenho e características estruturais

Os cercados (Figura 7.40) respondem a desenhos diferentes, adequando-os às particularidades de cada quinta, às indicações dos titulares dos aproveitamentos (muitas das quintas possuem outros usos com os quais se pode interferir) e ao habitat. Um cercado tipo tem aproximadamente 2 a 4 hectares de superfície, embora o tamanho seja variável, desde 100 m² a mais de 40 ha. Costumam situar-se nas proximidades das zonas vigiadas, por razões de manutenção e segurança. Para o seu fecho deve-se utilizar uma rede que garanta a impermeabilidade: pelo menos 2 m de altura, quer de simples torsão ou de uma cinéctica recoberta com rede coelheira na parte inferior, e postes com viseira ou pastor elétrico na parte alta, para evitar que alguns predadores terrestres acedam a trepar. Embora se tenham ensaiado fechados que incluem rede aérea, não foram encontradas diferenças que permitam recomendar este tipo de tratamentos (Guerrero-Casado et al. 2013b).

No interior instalam-se inúmeros refúgios superficiais e subterrâneos de vários tipos, assim como bebedouros e comedouros para o coelho. Pode-se fertilizar com superfosfato ou pasta-gem interior antes da primeira solta de coelhos (para o incremento de leguminosas) ou efetuar sementeiras mistas cereal-leguminosa (p. ex. ervilhaca-aveia-trigo) numa pequena parcela no interior do cercado, tudo a salvo dos ungulados. Além disso, imediatamente depois da solta dos coelhos pode-se dar feno de alfalfa nas portas das tocas ou refúgios e enchem-se os comedouros. Geralmente dá-se também, no interior da toca, cenouras ou beterraba. Isto pode favorecer o assentamento dos coelhos, ao não poderem aceder outros herbívoros à comida.

c) Manutenção

A rede sofre as agressões constantes dos animais e das inclemências meteorológicas, pelo que deve-se supervisionar a sua integridade de maneira periódica. Assim, deve-se realizar uma manutenção periódica do cercado e da rede, consistente no reforço com rede coelheira em toda a parte baixa, e com tensores, sacadas e pastor elétrico na parte superior. Alguns cercados podem ser compartimentados com redes interiores para manusear possíveis grupos familiares de coelhos, que se devem retirar após a fixação dos coelhos. Como experiência prática, a Fundação CBD-Habitat dividiu alguns cercados em três compartimentos equisuperficiais, de maneira que se consiga a maior quantidade possível de grupos familiares numa mesma superfície. Os pequenos pontos fazem-se através de rede “coelheira” de tripla torsão, de 1 m de altura, convenientemente enterrada. Finalmente procede-se à abertura de saídas na parte baixa da rede perimetral uma vez constatada a reprodução.

d) Gestão da população

Quando se comprova a reprodução e saturação do cercado pelos coelhos (quando a densidade afeta a reprodução, ver Myers e Poole, 1959; Myers, 1964), procede-se à abertura de pequenas saídas, de cerca de 10 cm de diâmetro, na parte baixa da rede, sobretudo nas laterais que interessam para a expansão (talvez por um micro-habitat adequado, como um barrocal ou mancha de matagal). Algumas vezes cercaram-se tocas dentro de um cercado perimetral ou compartimentado no interior; neste caso a abertura dos cercados interiores (ou a retirada da rede que compartimenta) é anterior à rede perimetral.

Antes de proceder à abertura e para facilitar a expansão dos coelhos para os arredores, constroem-se refúgios que lhes proporcionem cobertura fora do cercado (até 300-500 m, dependendo do habitat), assim como outras medidas de gestão (por exemplo, a instalação de bebedouros, comedouros ou as atuações de melhoria do habitat, descritas nos capítulos 6, 7.2 e 7.3). O estabelecimento dos coelhos dispersantes dependerá das características do meio e da densidade obtida no cercado, pelo que é necessário que o meio se adeque aos seus requerimentos (Vitale, 1989; Künkele e Von Holst, 1996; Richardson *et al.*, 2002).

EXPERIÊNCIAS EM REPOVOAMENTOS COM CERCADO

Recolha de dados: Contagem de excrementos no interior de aros de 40 cm de raio em repetidas ocasiões e em três áreas diferentes: (1) interior do cercado: 30 aros uniformemente distribuídos nas dos diagonais do cercado; (2) exterior do cercado (área de influência): 40 aros distribuídos a cada 10 m de forma radial ao cercado e perpendiculares a cada uma das laterais do mesmo; (3) área Controlo (fora da área de influência): 30 aros distribuídos uniformemente a cada 10 m.

Número de cercados avaliados: 6

Número de quintas: 5

Datas do seguimento: em duas primaveras consecutivas

Resultados do seguimento: Em todas as unidades de atuação avaliadas, menos uma, o número de excrementos encontrados nas diagonais aumenta nas duas primaveras. O mesmo acontece na zona de influência e que, por outro lado, na zona de controlo, o número de excrementos encontrados só aumenta em duas ocasiões. Não obstante, convém salientar a heterogeneidade destes dados, pois os cercados são muito diferentes em tamanho (de 0,04 a 1,78 ha), o número de coelhos soltados no seu interior varia, a quantidade de predadores potenciais sobre as populações do seu interior não é igual, em alguma das ocasiões não se abriam os cercados, etc.

7.4.3. Repovoamentos abertos

Tecnicamente denominam-se translocações, porque implicam a deslocação de sítio dos coelhos, e repovoamentos, porque a espécie desapareceu do local. Como no caso das cercadas, devem ser sempre acompanhadas de melhorias do habitat (Calvete, 2002; García, 2005) e devem construir-se tocas artificiais suficientes, e não simples refúgios. Estes repovoamentos “abertos” consistem na instalação de tocas, um fecho provisório com pastor elétrico, a posterior libertação dos coelhos e a gestão normal que se efetua nas populações.

As tocas são os refúgios onde se soltam os coelhos, e em que se aspira a que assentem e se reproduzam. Devido à tendência para a dispersão que se produz após a solta, é preciso criar algum tipo de toca para que os coelhos deslocados se possam fixar. As soltas duras, livres ou diretas, no campo ou em antigas tocas naturais, até de grandes números de coelhos, mostraram-se um fracasso sempre que não são acompanhadas da criação de tocas (Villafuerte *et al.*, 1997). Cada zona pode requerer um tipo de toca, ou vários (em certas condições é recomendável misturar diferentes tipos de tocas no mesmo repovoamento). É importante considerar os trabalhos de manutenção (conforme o tipo de desenho das tocas) na hora de escolher um tipo ou outro.

a) Localização

Para a localização das tocas é preciso prospetar lugares “coelheiros”, ou seja paisagens em mosaico, juncais, ribeiros, talvegues, barrocais e outros locais selecionados positivamente pela espécie (Martins *et al.*, 2003). Os ecótonos (borda entre comunidades) entre o matagal e a pastagem (ou sementeiras) são muito recomendáveis, assim como no sopé, entre este e, por exemplo, uma pastagem fechada. De modo geral, uma boa disposição consiste em alinhá-los (ou em quincôncio) ao longo do ecótono, e de tal forma que não fiquem “encerradas” tocas dentro de outras (Figura 7.41); assim teriam escapatória os coelhos que sofram a inata territorialidade dos seus congéneres, e as consequentes possíveis agressões. Além disso, na parte alta do ecótono os coelhos dispõem de refúgio natural e na baixa de alimento.



Figura 7.41. As tocas alineadas, alternadas com enramados, são uma boa solução para zonas despejadas com solo escavável.

Em qualquer caso, a disposição das tocas deve adequar-se às características do meio. Por outra parte, já se comentaram algumas das principais características da localização de cada um dos refúgios (ver ponto 7.3).

b) Desenho e características estruturais

Recomenda-se a instalação de grupos de 25-30 tocas. A localização exata de cada toca deve responder às características do meio e às observações realizadas para cada tipo particular de “majano” no ponto 7.3. É conveniente evitar sempre as zonas inundáveis, especialmente para os subterrâneos.



Figura 7.42. As tocas de tubos tornam impossível o acesso às câmaras de criação por parte de predadores cavadores como a raposa ou o javali.

Como no caso dos repovoamentos cercados, a quantidade de refúgio que se deve proporcionar aos coelhos e a sua tipologia variará com as características do meio. Em zonas abertas, onde a predação terrestre é mais reduzida (Villafuerte e Moreno, 1997; Lombardi *et al.* 2003), devem proporcionar-se locais seguros onde se refugiarem perante a presença de uma rapina, como “tarameros”. Nas zonas mais fechadas, onde a presença de uma densa vegetação arbustiva favorece os predadores terrestres, devem criar-se refúgios à prova de cavadores (Figura 7.42.). A quantidade e a disposição dos mesmos devem ser condicionadas pelas características do meio, as possibilidades de gestão (económicas e de interferências com outros usos) e os objetivos de expansão da população que se procurem.

A totalidade da superfície onde se localizam as tocas rodeia-se com um pastor elétrico (Figura 7.43). Deve cercar-se uma área que abranja todo o perímetro das tocas onde se vai efetuar a solta e os “majanos” a que se vão expandir. Estes fechados usam-se para a proteção temporária dos repovoamentos, impedindo a entrada de predadores terrestres (Shivik *et al.*, 2003) e concorrentes pelo pasto (ungulados em geral, tanto domésticos como silvestres). Também dificultam a dispersão dos coelhos repovoados. Por outro lado, o uso do pastor elétrico como proteção temporária pode fazer-se de forma rotativa e em diferentes repovoamentos, o que diminui o custo. De uma forma mais ampla utilizaram-se itinerários para cercar zonas de repovoamento de coelhos, de tocas naturais, de implantação de pastagens ou sementeiras e, em geral para proteger áreas de interesse para os coelhos face à

pressão dos ungulados e dos predadores terrestres, e muito especialmente nas fases de assentamento após soltas de coelhos, pois a dispersão pós-solta é um dos grandes problemas dos repovoamentos com coelho.

A altura do pastor elétrico costuma ver-se condicionada pela disponibilidade de postes adequados. Existem alguns no mercado cuja altura ultrapassa o metro e meio. Em relação à sua disposição, é conveniente que a distância entre varetas seja mínima, de forma que o fio inferior possa situar-se a cerca de 3-5 cm do solo, impedindo a saída dos coelhos. É necessário que o pastor elétrico incorpore numerosos fios, para dificultar na medida do possível a entrada de predadores terrestres. Recomenda-se utilizar pelo menos 5 fios condutores, preferencialmente de tipo fita, que transmitem corrente, ocupam um notável espaço (até 4 cm) e avisam os ungulados da sua presença (diminui o risco de colisão). Esta distância entre fios pode contribuir para melhorar a eficácia do pastor elétrico, comprovada para a raposa (Calvete e Estrada, 2004; Linhart *et al.*, 1982; Murphy *et al.*, 2003).



Figura 7.43. A utilização do pastor elétrico é especialmente indicado para quando exista um risco de dispersão inicial elevado.

c) Manutenção

Assim como as redes, o pastor elétrico sofre agressões, pelo que deve supervisionar-se a sua integridade de maneira periódica. O pastor elétrico pode diminuir a sua eficácia ao entrar em contacto qualquer elemento que lhe seja alheio, especialmente os metálicos. Neste caso é necessário realizar uma supervisão diária na primeira semana de permanência do pastor e posteriormente a cada 2-3 dias. Fica garantido assim o seu funcionamento face a perdas de carga por derivações.

O tempo de permanência do pastor variará em função das características de cada quinta, do futuro da população de coelhos que se procura proteger, das possibilidades de manutenção e das interferências com a gestão. Se tivermos em conta que a maior parte das baixas nos repovoamentos ocorre nos primeiros 15 dias (Calvete *et al.* 1997), será necessário permanecer pelo menos 1 mês.

7.4.4. Princípios de gestão focalizados no repovoamento

As soltas de coelhos devem ser planificadas com cuidado, porque os coelhos silvestres são animais “presa”, e conseqüentemente muito delicados de manusear (sofrem cardiopatias de captura, ou seja, problemas cardíacos pelo stress ao enganá-los, e também imunodepressões ou explosões de parasitos internos ao transportá-los; Gortázar *et al.*, 2000). É frequente que coelhos libertados aparentemente em boas condições tenham transtornos intestinais mortais, como consequência de más condições de captura e cativeiro (Calvete e Estrada, 2004).



Figura 7.44. Solta de coelhos em toca de tubos no mês de outubro, antes da chegada das chuvas. Pode observar-se como se introduz alimento fresco na toca (cenouras), para reidratar os coelhos.

Devem selecionar-se coutadas (ou empresas especializadas) fornecedores de coelhos selvagens puros, *Oryctolagus cuniculus* subespécies *algirus* ou *cuniculus*, conforme a zona de destino, e que ofereçam suficientes garantias genético-sanitárias. Por tanto é preciso analisar geograficamente (ou até geneticamente) a zona de destino dos coelhos, os coelhos de origem (zona doadora), têm de ser compatíveis com o destino (haplótipos A na zona A e haplótipos B na zona B, descartando os haplótipos domésticos em qualquer grau). Após considerar as diferentes possibilidades, contrata-se os fornecedores que possam fornecer com profissionalismo no tempo e com a qualidade adequada. Às vezes é difícil encontrar coutadas fornecedoras da subespécie considerada. Pode assinar-se um contrato privado de compra e venda com o ofertante, com um prazo

de entrega e preço fechados (às vezes faz-se em quintas com arrendamento da caça menor, pelo que incluir-se-á uma cláusula de extração para este fim).

Estas quintas doadoras costumam ter altas densidades de coelhos. Em muitas destas coutadas, as doenças alcançaram um equilíbrio com a população de coelhos, tendo-se selecionado naturalmente os exemplares resistentes, que por isso são muito adequados para as translocações. Além das recomendações genético-sanitárias dadas no capítulo 10, expõem-se a seguir algumas considerações que se estimam importantes. Devem selecionar-se os coelhos pelo seu destino, procurando adequar a tipologia da quinta de origem à de destino: coelhos de sequeiro, que em geral costumam ser muito resistentes, para quintas de sequeiro; coelhos de superfície provenientes de quintas sem solos

escaváveis, para quintas parecidas, e coelhos de madrigueira, para locais com solos profundos. Em geral, se for possível, o melhor seria extrair a população doadora de uma distância inferior a 5 km, ou seja, muito próxima, lo que assegurará o parecido genótipo e de cepas virais das doenças. Em qualquer caso, é necessário encontrar um fornecedor o mais próximo possível.

Uma alternativa de provisão de exemplares é a criação em cativeiro de autênticos coelhos bravos. Atualmente há empresas dedicadas a isso, e também é realizada por organismos oficiais (por exemplo, o Parque Nacional de Doñana). Pode assegurar contingentes numerosos de coelhos de pureza genética e estado sanitário perfeito, mas a dificuldade de criar autênticos coelhos silvestres pode tornar pouco viável economicamente esta possibilidade.

É muito recomendável realizar a solta antes dos períodos reprodutivos: início da primavera ou início do outono (Calvete, 2002). Dos dois períodos, o mais recomendável é no início do outono (Figura 7.44), quando os exemplares na sua maioria serão adultos e subadultos, sem capços e o número de coelhos necessário será menor, reduzindo-se o impacto sobre as fêmeas gestantes (com o manuseamento estas fêmeas grávidas muitas vezes abortarão, e perderão essa parideira). Além disso, a sobrevivência é maior, possuem maior imunidade e comprovou-se que o sucesso do repovoamento é maior (Letty *et al.* 2003). Mas, só no caso de populações doadoras muito densas é possível conseguir naquela época, temos que nos que adaptar ao mercado. Por isso, é na primavera que se costumam realizar muitas dos repovoamentos por ser a época mais propícia para as capturas, mas muitos exemplares serão juvenis, haverá maior taxa de mortalidade, e será necessário maior quantidade, embora sejam mais baratos do que no outono. Um ponto intermédio pode ser o período equinocial final do inverno-início da primavera, antes da época reprodutora (Cotilla e Villafuerte, 2003), porque garante a boa condição nutricional dos animais e abundância de pastos para os imediatos meses pós-solta.

Evidentemente libertar-se-ão partidas de coelhos que apresentem boa condição física geral e não sejam portadores de doenças infecciosas, embora isso represente o encarecimento do repovoamento ao eliminar os exemplares duvidosos (se estes não apresentam doenças e apenas debilidade ou taras físicas, podem manter-se numa “quarentena” constante, até se recuperarem e então proceder à sua libertação destinando, por exemplo, uma última toca com este sentido).

Portanto proceder-se-á ao exame de toda a partida antes da solta: bom aspeto e brilho da pele, mucosas e olhos, flexibilidade da pele ao pegar com os dedos (sintoma de boa hidratação), ausência de lesões traumáticas e oculares (muito comuns em capturas com armadilhas), ausência de mordiscos (frequentes nas capturas com furão), ausência de incipientes mixomas em partes auditivas, área nasal e queixo, etc.

7.4.5. Transporte e quarentenas de coelhos

Como foi dito, todos os coelhos são extraídos de áreas onde a densidade populacional é alta, selecionados pela sua possível resistência às doenças virais. Não obstante, não se pode

assegurar a 100% a adequada condição sanitária, pelo que poderiam ser vacinados contra as duas doenças (hemorrágica viral e mixomatose), desparasitar e colocar em quarentena. No entanto, a conveniência e eficácia (em termos de sobrevivência de exemplares) de todo esta gestão foi amplamente discutida e atualmente recomenda-se não realizá-lo (Calvete *et al.* 2004; LIFE IBERLINCE, 2013a).



Figura 7.45. Transporte de coelhos em veículo tipo pick-up. É de assinalar a presença tanto de alimento fresco como de isolantes entre caixas para evitar que cheguem molhados.

A seguir distribuem-se nas jaulas da quarentena (Figura 7.46), em espaços preparados para o efeito (convém separar a partida por precaução perante um surto de doença), tentando minimizar o número de coelhos por jaula (máximo 1 macho, 2 fêmeas e 2 jovens por jaula grande). As jaulas podem ter 1 ou 2 pedaços de tubos ou outros elementos que lhes sirvam de refúgio, para mitigar o stress. São frequentes as agressões entre os indivíduos dentro da mesma jaula, ficando alguns feridos, pelo que é muito importante nunca juntar machos adultos, e se possível, nem fêmeas “dominantes”, embora uma fêmea adulta possa partilhar jaula com outras subadultas ou jovens sem agressões. Por isso, proceder-se-á à divisão por sexos dos animais (para, na solta, introduzir por toca uma proporção de machos preferencialmente inferior a 40% e evitar agressões

Deve assistir-se a todas as capturas e ou entregas nas quintas de origem, para nos assegurarmos de que são autênticos coelhos bravos em boas condições. De igual forma, o transporte será realizado pelo próprio pessoal, em veículo fechado mas bem ventilado, com temperatura controlada (não superior a 25º C), e na maior brevidade possível (Figura 7.45). No mesmo dia do transporte proceder-se-á à vacinação (de EHV e mixomatose), desparasitação e entrada em quarentena, se realmente se consideram benéficos. Serão desparasitados externamente com piretrinas e, se tiverem alguma lesão ocular (conjuntiva e/ou córnea), aplicar-se-á um colírio com antibiótico, por exemplo, cloramfenicol. A desparasitação pode ser também interna, mas pode ter efeitos secundários, pelo que é muito discutível. Devem evitar-se possíveis interações imunológicas entre vacinas e outros tratamentos veterinários. Caso seja necessário, atrasar-se-ão as vacinações. Todo esta gestão deve ser levada a cabo sob supervisão veterinária.

e expulsões entre eles). Para a divisão por sexos inspecionar-se-á o genital do lagomorfo, sendo a vulva da coelha no cio grossa e de cor púrpura, fina e rosada quando não está recetiva. O macho apresenta o pénis reclinado, mas saliente à pressão dos dedos, observando-se claramente os testículos dos machos no cio. Há opiniões sobre a superfluidade do sexo, porque os coelhos posteriormente à solta redistribuem-se (Calvete, 2002; Moreno, 2002), mas também pela nossa experiência este é importante e determinante para o sucesso do repovoamento.



Figura 7.46 Jaulas para quarentena de coelhos.

A quarentena poderia prolongar-se no mínimo durante 6 dias, porque a imunidade ativa-se aos 4-6 dias pós-vacinação face à mixomatose e aos 6 dias face à DHV, sendo a duração máxima condicionada pela condição dos coelhos y pelas possibilidades de gestão (Calvete *et al.* 2005). Controlar-se-iam as jaulas 2-3 vezes diárias, e dá-se *ad libitum* água e ração de “coelhas madre” (rico e equilibrado em proteínas). Além disso, no primeiro dia dá-se cenouras (alimento muito adequado para combater possíveis desidratações pela captura ou transporte), e o resto, alternativamente, luzerna, feno, e ervilhaca em verde. No último dia volta-se a dar cenouras, para que fiquem bem hidratados. Todas as incidências são apontadas numa ficha de gestão. Retirar-se-iam os possíveis coelhos mortos, sempre melhor nas jaulas do que no campo.

Os grupos criados durante a quarentena (juntos numa única jaula ou nas jaulas contíguas) mantêm-se unidos na solta, associados à mesma toca, de maneira que se mantenham juntos exemplares que tenham desenvolvido um vínculo de reconhecimento. Embora não esteja demonstrado que este método aumente o sucesso do repovoamento, os resultados obtidos são muito positivos (Letty *et al.*, 2005, Fundação CBD, dados próprios). Às vezes podem realizar-se capturas de grupos familiares inteiros, ao armadilhar todos os componentes da toca natural (macho, fêmea dominante, fêmeas secundárias e juvenis). Isto realiza-se através de armadilhas de toca ou furão. Este interessante grupo homogéneo deve conservar-se no transporte, quarentena e solta final no vivar artificial. Desta forma minimizar-se-ão as agressões entre os coelhos e o assentamento no destino poderia ser melhor.

A quarentena, portanto, consistiria no confinamento em jaulas dos coelhos capturados, separados para evitar agressões (até de um em um, embora a distribuição “familiar” antes descrita es preferível) e durante um tempo variável até comprovar a ausência de coelhos doentes. Pode dilatar-se mais no tempo, até reduzir a mortalidade em cativeiro

para mínimos, engordando e fortalecendo os coelhos para que na solta se encontrem no melhor estado possível. No entanto, os coelhos selvagens em cativeiro sofrem um stress considerável, com o que é preciso avaliar com cuidado os benefícios ou prejuízos do confinamento. O problema reside em que se não se contar com instalações adequadas, ou o manuseamento for incorreto, podem ser prejudicial, comprovando-se em alguns casos que repovoamentos sem quarentenas foram de maior sucesso. No entanto, a captura, transporte e manuseamento provocam mais stress do que o próprio cativeiro, e a mortalidade durante a quarentena está relacionada diretamente com as condições de manuseamento prévias, além de com a própria condição física individual dos coelhos (Calvete *et al.* 2005).



Figura 7.47. e 7.48. Aplicação de colírio perante a presença de lesões e aplicação de um cicatrizante, tratamentos anteriores à sua libertação.

7.4.6. O manuseamento

Insiste-se na correta manipulação dos coelhos, indispensável para libertá-los com uma aceitável condição física (Figuras 7.47 e 7.48). Por vezes, as coutadas fornecedoras não demonstram o interesse suficiente neste especto e deve-se exigir o máximo cuidado no manuseamento. Por isso, se for possível, controlar-se-á todo o processo: está demonstrado que o manuseamento na captura é um dos elementos fundamentais para a viabilidade do futuro repovoamento (Letty *et al.* 2003). Na manipulação dos exemplares devem-se evitar agarrar pelas patas posteriores ou orelhas, ou pelos rins, sendo mais conveniente pegá-los pela pele do lombo: evita lesões no coelho, e arranhões ou mordiscos no manipulador (Calvete, 2002).

A captura mais recomendável é com armadilhas, por exemplo na zona de alimentação (cercas de rede ou redes situadas nas sementeiras ou pastagens, método que pode permitir um grande número de capturas em pouco tempo embora possa produzir lesões nos coelhos), armadilhas de toca, com cebo, ou outras com pouco risco de lesões. A “caça com

furões” deve realizar-se sempre fora da época reprodutora dos coelhos (para o furão é fácil encurralar os caçapos), e se se realizar, é recomendável o açaimo. Também se podem usar furões castrados, que não impregnem de odor o viver dos coelhos. Os coelhos capturados devem ser retirados da quinta de origem no máximo aos dois dias da captura, e devem ficar em jaulas ou em condições de semiliberdade, com comida e água e num ambiente tranquilo. Por outro lado, as capturas realizadas com armadilhas podem implicar um maior número de machos, enquanto as realizadas através de furões podem ter maior percentagem de fêmeas (Fundação CBD, dados próprios).

Uma vez recolhidos os coelhos na quinta de origem, transportam-se em jaulas, preferencialmente de madeira ou metal, em pequenos grupos de no máximo 3 indivíduos e com uma altura interior que não permita o amontoamento. As jaulas são limpas previamente com inseticida. Tal como foi comentado, é muito importante que o veículo tenha ventilação e temperatura adequadas (o condutor pode controlar com um termómetro digital com controlo remoto). Em nenhum caso podem ocorrer correntes diretas de ar que afetem os coelhos, porque são fatais. O transporte deve realizar-se com alguma comida hidratante, por exemplo cenouras. No caso de se empilharem caixas, o solo de cada nível deve estar forrado de material absorvente (papel ou tela) que evite que as urinas cheguem aos níveis mais baixos (o mais recomendável é não empilhar as caixas, mas para isso é preciso dispor de um veículo muito amplo).

Uma vez chegado ao destino, se se optou por vacinar, procede-se à vacinação e quarentena. Ao finalizar esta última procede-se ao transporte final, que deve dar-se nas mesmas condições descritas para o transporte desde a coutada fornecedora.

7.4.7. A solta dos coelhos no campo

Os vivares devem ser revistos anteriormente à solta, comprovando que nenhum está inundado, colapsado, ou com inquilinos indesejáveis (às vezes são colonizados por ratos-cegos, mas também podem ser ocupados por répteis) ou por outros coelhos.

Libertam-se em pequenos lotes, cerca de 5-6 coelhos por cada viver artificial (Figuras 7.49 a 7.51), embora quanto menos coelhos por viver, melhor, e assim evitam-se as agressões internas no grupo, mas para isso deve dispor-se de numerosos vivares artificiais. A relação de sexos deve ser de pelo menos 50 % de fêmeas ou com uma estrutura de sexos e idades o mais similar possível às das populações naturais (60% fêmeas adultas e jovens e 40%, machos; mas para um repovoamento o melhor é uma alta relação de fêmeas). No caso de se poder criar um grupo familiar (porque foram capturados juntos ou porque juntaram-se na quarentena) soltar-se-ão agrupados no mesmo viver. Como a divisão por sexos já tinha sido realizada à entrada da quarentena, ao transportá-los juntos e em caixas numeradas os coelhos de cada jaula de quarentena soltar-se-ão no mesmo viver, e saber-se-á que há uma correta proporção.



Figura 7.49., 7.50. e 7.51. Soltas de coelhos por parte dos proprietários das quintas.

Determinar o número necessário para translocações em lagomorfos é complicado, e deverá ser condicionado pela importância da predação (Brown e Litvaitis, 1995). Em geral, uma população numerosa tem maior probabilidade de superar epidemias de doenças, mas as soltas numerosas podem atuar como atrativos de predadores. No caso de cercas preparadas para impedir ou reduzir a predação, o número pode aumentar.

As bocas de entrada para os vivares terão permanecido tapadas (por exemplo com pedras grandes ou troncos de madeira) até ao momento da solta, com o objetivo de evitar que fossem ocupados por possíveis coelhos residentes que agora expulsariam aos exemplares de repovoamento (interações agressivas por questões territoriais) ou outros animais. Depois da introdução dos coelhos nos vivares, pode-se introduzir alguma comida hidratante (por exemplo cenouras ou beterraba) e voltam-se a tapar as bocas (um tempo mínimo de três horas em cercas; sem cercar, preferencialmente uma noite inteira), para que se tranquilizem, reconheçam, adaptem e acostumem ao novo viver. Posteriormente abrem-se as bocas, e deixa-se a zona tranquila. É recomendável que a abertura dos vivares tenha lugar na primeira hora da manhã, de tal forma que disporão de tempo suficiente para explorar os arredores quando os predadores terrestres se mostram menos ativos. Os coelhos aceitarão e permanecerão sem problemas nos vivares artificiais, aprendendo a procurar proteção neles desde o princípio. Se possuem bons vivares e refúgio, a dispersão pós-solta é pequena ou nula (Moreno *et al.* 2004).

A máxima mortalidade de coelhos num repovoamento produz-se na primeira semana pós-solta, especialmente nas três primeiras noites (Calvete *et al.* 1997). Há estudos que indicam que dependendo da época da solta, a mortalidade por predação durante os primeiros 8-10 dias pode chegar a 60-90% (Moreno, 2002). As raposas, principalmente, depredarão sobre os coelhos, que são capturados com facilidade por não reconhecerem ainda o seu novo território. Além disso, produz-se a chamada “predação múltipla”, ou seja, que os predadores perante a grande disponibilidade de presas, matam muitos coelhos e em pouco tempo. Para minimizar dito risco podem adotar-se duas medidas:

- **Horário de solta:** pela manhã. Isto é fácil se a zona de quarentena se encontra perto da quinta de destino, mas se os coelhos chegarem depois do meio-dia, podem ficar encerrados até à manhã seguinte, evitando as horas de atividade dos predadores generalistas: o crepúsculo e a noite.
- **Dissuasão dos predadores** Durante o resto do dia da solta e as três primeiras noites é recomendável patrulhar a zona para manter afastados, na medida do possível, os predadores (em alguns casos usaram-se focos, luzes fixas ou transístores de rádio emitindo continuamente nos arredores da zona de repovoamento, nunca no interior, o que poderia resultar contraproducente porque assustaria os coelhos que pretendemos fixar; Shivik, 2006). O controlo de predadores generalistas (autorizado) nas proximidades do repovoamento em alguns casos pode ser recomendável (embora ver Baker e Harris, 2006). Podem utilizar-se caça com cães de madrigueira em primavera, esperas noturnas ou batidas autorizadas. O principal problema que apresenta atuar diretamente sobre o predador é que os efeitos mantêm-se apenas enquanto dura a pressão, o que obriga a manter o esforço indefinidamente. Devem-se evitar os repovoamentos em zonas com árvores de grande porte dentro da unidade de gestão ou pelo menos vivares mesmo debaixo de pousadeiros, que se possam usar como tal por algumas aves rapinas (por exemplo o mocho-real). De todas as formas, está demonstrado que além da raposa (espécie oportunista sobre a qual recai socialmente toda a culpa), os maiores danos são produzidos por cães e gatos selvagens, e o javali. Além disso, é possível aumentar a sobrevivência dos coelhos assegurando a proteção dos vivares por algum método que dificulte a predação, como o já referido pastor elétrico, que dificulta a passagem a zona dos vivares. Mas é preciso ter em conta que é sempre conveniente uma certa predação, convivendo os coelhos com predadores que eliminem e selecionem os exemplares doentes ou menos aptos.

Por fim, devemos indicar que é importante a revisão e vigilância periódica dos vivares para ver a evolução do repovoamento (e aprender de acertos e erros), a possível existência de furtivos, o fecho das redes, novas sementeiras, manutenção do pastor elétrico, bebedouros e comedouros e qualquer eventualidade que possa surgir. Se o repovoamento estiver bem, uma vez ocupados os refúgios que se criaram no meio do repovoamento será preciso planificar medidas para a sua expansão. Uma medida eficaz é a construção de novos refúgios na periferia. Outras medidas que se podem levar a cabo para o fomento do lagomorfo foram descritas nos pontos 7.2. e 7.3.

7.4.8. Avaliação dos repovoamentos com coelhos

Os repovoamentos ao serem técnicas complexas e caras, é conveniente fazer um acompanhamento e avaliação de cada uma. A seguir apresentam-se dados do acompanhamento dos repovoamentos efetuados no âmbito dos projetos realizados.

EXPERIÊNCIAS COM REPOVOAMENTOS

Descrição:

No âmbito dos projetos de conservação do lince ibérico Life02/NAT/E/8609 (200-2006) e Life06/NAT/E/209 (2006-2001), a Fundação CBD-Habitat instalou 16 núcleos de repovoamento sem cercar em áreas de expansão do lince de Sierra Morena Oriental (província de Jaén). O objetivo era criar núcleos de alta densidade de coelho que facilitassem o assentamento e a reprodução de exemplares dispersantes de lince a partir das áreas fonte contíguas. Os núcleos eram formados por grupos de $27,2 \pm 15,5$ vivares subterrâneos de tubos (ver detalhes no capítulo 7). 12 deles sobre areias (granito) e 4 sobre xisto. Em cada vivar libertaram-se $5,1 \pm 1,6$ coelhos, todos procedentes da mesma população doadora (ver metodologia em capítulo 7). Só em 3 dos núcleos levaram-se a cabo reforços com coelhos juvenis da mesma população doadora 5 anos depois da primeira solta ($2,9 \pm 2,6$ coelhos/vivar).

Recolha de dados:

- Uso e atividade:** uma avaliação *de visu* do uso dos vivares de repovoamento sem cercar a partir de indícios de presença de coelho (excrementos, observações diretas, esgravatares, restos ósseos, ninhos, caçapeiras, etc.). Avalia-se se são usados ou não pelos coelhos (% vivares usados); o número de bocas naturais escavadas pelos coelhos a partir da estrutura inicial; se apresentam indícios de serem utilizados para criar, observação de caçapos, excrementos de lactantes, ninhos, etc. (% de vivares com sinais de reprodução); e atribui-se um nível de atividade de coelho (0-4) conforme a presença e abundância de excrementos recentes e outros indícios de uso.
- Estimativa de abundância no núcleo:** amostra de latrinas em todos os núcleos de repovoamento e em áreas controlo das mesmas quintas. Os índices quilométricos de latrinas (let/km) relacionaram-se com densidades de coelhos/ha, a partir da relação proposta para a mesma zona por Simón e outros autores (2012):

- » para itinerários com >50 latrinas/km: e (cjos/ha) = $0,1807 \times (\text{let/km})$ ($R^2=0,6666$; $p<0,05$; $n=9 -1$ outlier);
- » para itinerários com <50 latrinas/km: e (cjos/ha) = $0,1062 \times (\text{let/km})$ ($R^2=0,6576$; $p<0,05$; $n=42 -4$ outlier)

Datas do seguimento:

- Uso e atividade:** primaveras (fevereiro-março) após a solta dos coelhos introduzidos do período 2005-2013.
- Estimativa de abundância no núcleo:** verões (julho) de 2009 a 2012.

Resultados: ambos os métodos de avaliação mostram tendências similares. Nos núcleos repovoados, consegue-se uma série longa de vivares com atividade e abundâncias estimadas nos núcleos aceitáveis e superiores aos controlos, quase sem reforços. As abundâncias alcançadas ultrapassam, sete anos depois, as requeridas pelo lince ibérico. Parte da descida detetada desde o sétimo ano (2011) pode atribuir-se à irrupção da nova estirpe da Doença Hemorrágica Viral do coelho.

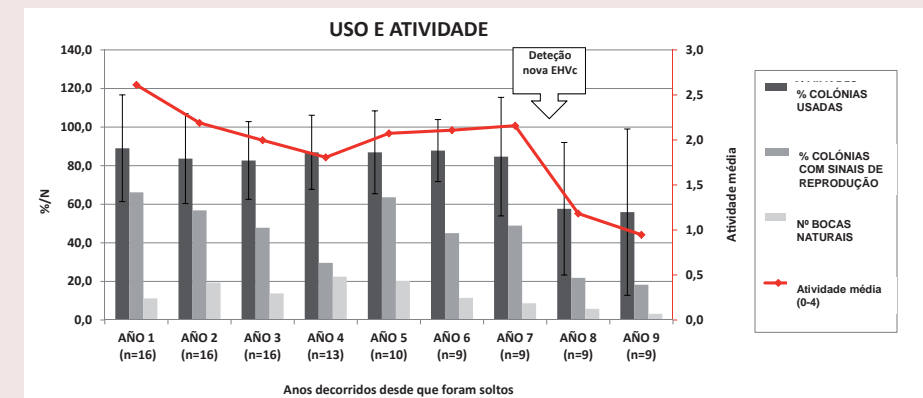


Figura 7.52 Avaliação de experiências com os repovoamentos: uso e atividade.

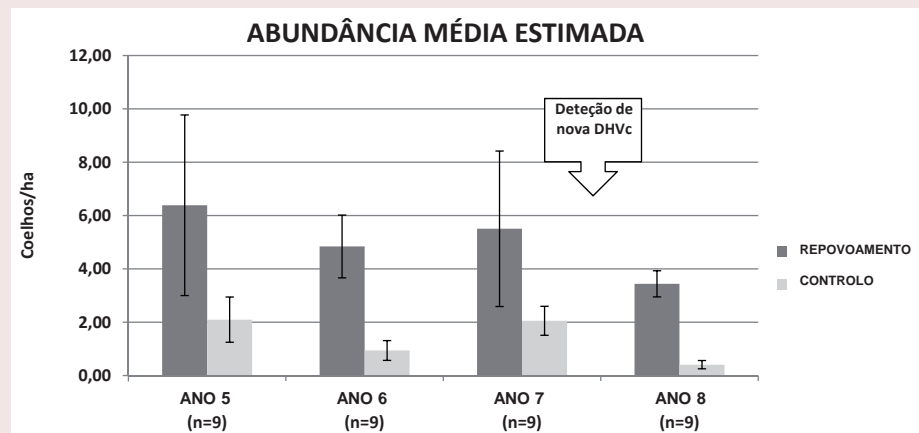


Figura 7.53 Avaliação de experiências com os repovoamentos: abundância média nos núcleos.



Figura 7.54 Caçapo morto encontrado num dos núcleos avaliados em 2012, provavelmente afetado pela nova estirpe da DHVc.

RECOMENDAÇÕES GERAIS PARA A GESTÃO DE POPULAÇÕES EM BAIXA DENSIDADE ATRAVÉS DE TRANSLOCAÇÕES

FASE E ATIVIDADE	SIM/NÃO	Justificação e observações:
1. AVALIAÇÃO PRÉVIA:		
1.1. Realizar uma avaliação prévia minuciosa para determinar a baixa densidade ou ausência do coelho.	SIM	Se ficarem alguns coelhos residentes, expulsariam os deslocados, que seriam predados com facilidade. Neste caso, é preferível o fomento das populações remanentes.
1.2. Estudar os fatores que possam provocar a extinção ou os limitantes para a sua recuperação.	SIM	Alterações profundas do habitat; afastamento de populações de coelhos que impeçam a "circulação" dos vírus; forte presença de predadores generalistas, etc.
2. CONCEÇÃO:		
2.1. Objetivo: conseguir >2-4 coelhos/ha	SIM	Densidades mínimas necessárias para o assentamento e reprodução de uma fêmea de lince.
2.2. Adequada seleção da localização (próxima de zonas de alimentação, de refúgio e de pontos de água, mas não zonas inundáveis).	SIM	Na paisagem do coelho (com aprox. 60% de matagal e 40% de pastagem, em mosaico), procurando o ecótono ou no sopé.
2.3. Assegurar a disponibilidade de refúgio suficiente e resistente, e de alimento de qualidade	SIM	Se não estiver disponível de forma natural, deverá dispor-se artificialmente. Tipo de refúgio: conforme orçamento e material disponível, mas sempre com adequadas condições ambientais (temperatura), compartimentados (labirinto) e amplos (>10 m ²). Densidade de refúgios: >10 por hectare para repovoamentos abertos (em 30 ha) ou vários cercados (a distâncias < 3 km). Escolher localizações com alimento suficiente em quantidade e qualidade. Reforçar com melhorias se não for assim (sementeiros, desbravamentos, melhoria de pastos naturais, exclusão da pastorícia, etc.)

RECOMENDAÇÕES GERAIS PARA A GESTÃO DE POPULAÇÕES EM BAIXA DENSIDADE ATRAVÉS DE TRANSLOCAÇÕES		
FASE E ATIVIDADE	SIM/NÃO	Justificação e observações:
2.4. Soltas duras, livres ou diretas de coelhos no campo (sem estruturas de acolhimento)	NÃO	Sempre em vivares ou cercas: soltas brandas.
2.5. Repovoamentos cercados	SIM	Podem diminuir a dispersão inicial, a depredação terrestre, a concorrência com ungulados; e facilitar recapturas e outros manuseamentos (sementeiras, dar comida, etc.). Mas, exigem supervisão, manutenção, abertura de saídas quando alcançam a capacidade de carga e a criação de mais refúgios exteriores.
2.6. Repovoamentos abertos	SIM	De pelo menos 30 vivares, mas sempre com fecho inicial. Por exemplo, com pastor elétrico.
2.7. Seleção do tipo de vivar ou refúgio conforme a permeabilidade do solo e uso de diferentes tipos	SIM	Em solo permeável (arenoso), vivares subterrâneos; em solos encharcáveis (argilosos), vivares superficiais. Usar diferente tipo de vivares ou refúgios assegura diferentes efeitos. Por exemplo, combinar refúgios subterrâneos de tubos contra predadores terrestres (cavadores) junto a enramados contra predadores aéreos. Dispô-los alinhados ou alternados.
2.8. Bebedouros e comedouros	SIM	A seleção da localização deve assegurar a disponibilidade de alimento e água, mas esta pode reforçar-se com estruturas específicas que se pode usar pontualmente em períodos críticos com especial atenção ao tipo de alimento dado e às condições sanitárias.
2.9. Soltas no outono ou na primavera	SIM	Sempre antes de períodos reprodutivos. O outono é a mais recomendável pela proporção alta de adultos. Também nos finais do inverno ou início da primavera.

RECOMENDAÇÕES GERAIS PARA A GESTÃO DE POPULAÇÕES EM BAIXA DENSIDADE ATRAVÉS DE TRANSLOCAÇÕES		
FASE E ATIVIDADE	SIM/NÃO	Justificação e observações:
3. SELEÇÃO DA POPULAÇÃO DOADORA:		
3.1. Seleção minuciosa da população doadora	SIM	Utilizar coelhos selvagens puros, <i>Oryctolagus cuniculus</i> , nunca domésticos. Escolher populações doadoras o mais próximas possível (<5 km): assegura semelhanças genéticas, epidemiológicas e melhor capacidade de adaptação (de sequeiro, de superfície ou de toca). Idealmente, deslocar de dentro da mesma coutada ou quinta (de zonas muito densas para outras menos). Analisar geneticamente os coelhos das zonas de origem e destino, e utilizar coelhos da mesma subespécie: <i>algius</i> (A) ou <i>cuniculus</i> (B) As populações doadoras devem ser de alta densidade por razões numéricas e epidemiológicas. Pode optar-se pela criação em cativeiro de coelhos bravos para repovoamento, mas há poucas experiências de sucesso.
3.2. Controlo do processo de capturas nas coutadas doadoras	SIM	De forma que se minimizem as lesões. Podem realizar-se com cercas de rede ou redes situadas nas sementeiras ou pastagens, armadilhas de toca ou com furão sempre fora do período reprodutivo.
4. MANUSEAMENTO PRÉ-SOLTA:		
4.1. Manuseamento e transporte por pessoal qualificado	SIM	Transporte em veículo fechado (sem correntes) mas ventilado, a temperatura controlada (< 25°C). Transporte em jaulas que não permitam amontoamento dos coelhos, pilhas com materiais absorventes de separação entre elas. Não agarrar pelas patas, orelhas ou rins. Pegar pela pele do lombo. Evitar ruídos e vozes elevadas.
4.2. Exame dos coelhos antes da solta.	SIM	Verificar a flexibilidade da pele (sintoma de boa hidratação), a ausência de lesões traumáticas e oculares (comuns em capturas com armadilhas), a ausência de mordiscos (capturas com furão), a ausência de incipientes mixomas (em partes auditivas, área nasal e queixo), etc. Em caso de lesões oculares menores, tratamento com colírios com cloranfenicol. Descartar coelhos duvidosos em relação a sintomas de doença.

RECOMENDAÇÕES GERAIS PARA A GESTÃO DE POPULAÇÕES EM BAIXA DENSIDADE ATRAVÉS DE TRANSLOCAÇÕES

FASE E ATIVIDADE	SIM/NÃO	Justificação e observações:
4.3. Vacinações contra a mixomatose e a EHV	NÃO	Resultados duvidosos, imunossupressão, stress.
4.4. Desparasitação externa	NÃO	Resultados discutíveis. No caso de se fazer, utilizar piretrinas.
4.5. Desparasitação interna	NÃO	Resultados muito discutíveis, apenas manuseamento veterinário.
4.6. Quarentena geral	¿	Avaliar conforme as situações. Condicionado às recomendações do capítulo 7.4.5., mas delicados alguns dos manuseamentos.
5. SOLTA:		
5.1. Revisão de vivares imediatamente antes da solta.	SIM	Comprovando que nenhum está inundado, colapsado, com inquilinos indesejáveis (ratos-cegos, répteis) ou com outros coelhos. Tapar prévio das bocas dos refúgios para evitar entrada de outros animais.
5.2. Libertação de aprox. 5 coelhos por cada vivar artificial, com 60% de fêmeas.	SIM	Soltas com numerosos coelhos, mas podem atrair predadores.
5.3. Medidas de adaptação ou fixação precoce ao vivar.	SIM	Para que se tranquilizem, reconheçam, adaptem e fixem o novo vivar. Por exemplo, fechar os vivares >3 horas em cercas ou uma noite inteira em repovoamentos sem cercar.
5.4. Mitigar a predação e realizar vigilância imediatamente após a solta.	SIM	A predação durante os primeiros 10 dias pode chegar a 60-90%. Os maiores danos são produzidos por raposas, cães e gatos selvagens e javalis. Abertura dos vivares à primeira hora da manhã (predadores terrestres menos ativos). Patrulhas exteriores. Controlo autorizado de predadores generalistas. Fechos de exclusão Controlar fugas furtivas, rever os fechos, bebedouros e comedouros, etc.

RECOMENDAÇÕES GERAIS PARA A GESTÃO DE POPULAÇÕES EM BAIXA DENSIDADE ATRAVÉS DE TRANSLOCAÇÕES

FASE E ATIVIDADE	SIM/NÃO	Justificação e observações:
6. MANUSEAMENTO E AVALIAÇÃO POSTERIOR:		
6.1. Reservar uma partida económica para manutenção	SIM	
6.2. Campanhas de revacinação ou desparasitação	NÃO	Não se demonstraram eficazes e representam um manuseamento elevado e stressante.
6.3. Mitigar a predação ou ajustar a pressão cinegética.	¿	Pode ser de ajuda em determinadas condições. Em qualquer caso, um repovoamento não deveria ser caçado até bastantes anos depois de assentado.
6.4. Avaliação posterior dos repovoamentos.	SIM	SEMPRE e no maior prazo temporal possível. Aprendizagem de acertos e erros.

Capítulo 8



A gestão cinegética

A gestão cinegética

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



8.1. INTRODUÇÃO

É indubitável que o lince ibérico, como predador, afeta as populações de espécies de interesse cinegético, e também que se vê afetado por elas e por todas as atividades relacionadas com a caça. Ao capturar espécies de caça menor, o lince reduz as suas populações. No entanto, também atua como superpredador, e desloca do seu território outros carnívoros generalistas, e até preda sobre eles, com o que faz diminuir as suas densidades e, por conseguinte, favorece as suas espécies-presa. Como já foi exposto nos capítulos 2 e 3 deste Manual, o balanço final é positivo: pode afirmar-se com rotundidade que o lince ibérico é um bom aliado das espécies de caça menor.

No entanto, as relações do lince com a caça não se limitam às interespecíficas. O felino também se vê afetado pela atividade cinegética de muito diversas formas:

- a. Pelas modificações que esta impõe às populações de interesse cinegético. Em princípio, a atividade cinegética reduz o número de presas potenciais para o lince. No entanto, também é verdade que, pelo seu próprio interesse, os caçadores fazem o possível para aumentar as populações das espécies que caçam, e desse modo poderiam favorecer o felino. Em geral, o abandono de uma gestão que favoreça a caça menor realizada de forma responsável é prejudicial para o lince.
- b. Pelos efeitos diretos que a prática cinegética possa ter sobre o lince ibérico. A atividade cinegética pode afetar, em maior ou menor grau, o felino, em função dos métodos que se utilizam, da sua intensidade e, até, do comportamento dos caçadores.

- c. Pelas alterações que as espécies de interesse cinegético possam provocar sobre o lince ou sobre as suas principais espécies-presa. É o caso, por exemplo, do javali, cuja proliferação afeta sensivelmente as populações de coelho e, como consequência, as de lince ibérico.
- d. Pelas alterações no habitat que provocam as diferentes densidades das espécies cinegéticas, que afetam tanto o coelho como a vegetação.
- e. Pelas modificações do habitat do lince que possam provocar as atuações de melhoria dos caçadores.
- f. Pelos derivados das atividades de controlo de predadores generalistas.
- g. Pela transmissão de doenças ao lince como, por exemplo, a tuberculose (Gortázar *et al.*, 2005) ou a leptospirose (Millán *et al.*, 2009).

Todo o exposto evidencia que o lince ibérico pode ver-se afetado com certa intensidade pela atividade cinegética (Virgós e Travaini, 2005), mas demonstrou-se que não é incompatível com ela. Boa prova disso é que o lince aparece em Serra Morena quase exclusivamente em quintas de caça, principalmente maior, e de facto, um dos principais obstáculos para a conservação do felino é a percepção de proprietários de quintas, gestores e caçadores de que a presença dessa espécie implica irremissivelmente importantes medidas restritivas para a atividade cinegética (Fundação CBD-Habitat, 2006c), situação que não tem por que apresentar-se. De facto, as primeiras reintroduções da espécie (na Andaluzia desde 2010 e na Extremadura e Castilla-La Mancha em 2014) levaram-se a cabo em zonas onde a caça menor é um dos aproveitamentos principais, sem que tal implique uma restrição ao dito uso até ao momento (Simón *et al.*, 2012). Entre outras coisas, porque as zonas escolhidas albergam densidades do lagomorfo suficientes para manter o aproveitamento e alimentar o felino. Nesse sentido é importante manifestar que, se para conseguir a conservação do lince for necessário aplicar alguma medida restritiva, estas devem limitar-se ao imprescindível. Além disso, é necessário desenvolver campanhas de comunicação com os titulares das coutadas a que se restringe aproveitamentos, para que saibam identificar que restrições derivam diretamente da presença do lince e quais de outros instrumentos legais, para evitar culpabilizar injustamente a espécie. Por tudo isso, considerámos necessário dedicar um capítulo deste Manual a analisar as atividades relacionadas com a gestão cinegética que afetam o lince ibérico ou o seu habitat, assim como destacar as que consideramos mais adequadas para a sua conservação. Não obstante, tendo em conta de que num trabalho anterior (González e San Miguel, 2004) seleccionámos e descrevemos algumas boas práticas de gestão do habitat tanto para a caça menor como maior, agora centramo-nos mais nas interações da própria atividade cinegética com o lince ibérico.

8.2. CAÇA MENOR

É compatível a prática da caça menor com a presença de lince ibérico? Provavelmente esta é uma das perguntas que com maior frequência se colocam os proprietários de quintas e os cientistas e técnicos envolvidos na conservação do felino. Se tivermos em conta que atividade cinegética foi praticada durante séculos nos territórios de lince, é evidente que essa compatibilidade foi possível. Agora, é-o atualmente tendo em conta as difíceis situações do lince ibérico e do coelho-bravo? É-o com as atuais apresentações da caça menor, que em muitos casos não coincidem, nem em métodos nem em intensidade, com os tradicionais? A Estratégia para a Conservação do Lince Ibérico em Espanha (Direção Geral para a Biodiversidade, 2006) manifesta que uma atividade cinegética responsável é perfeitamente compatível com a conservação do felino, e por isso, apoia a mesma. No entanto, existem muitas questões de detalhe que ainda continuam a ser objeto de estudo e discussão. Por isso, considerámos conveniente analisá-las com determinada precaução.



Figura 8.1 A perdiz (*Alectoris rufa*) é uma espécie de caça menor que se vê claramente beneficiada pela presença do lince ibérico. De facto, nas quintas de lince, embora o habitat não seja especialmente adequado para a perdiz, a sua abundância costuma ser alta, e por isso costuma-se caçar com chamariz.

A todos os que não conhecem com certa profundidade a problemática do lince ibérico parecerá que, dada a sua condição de predador, a presença do felino numa quinta de caça menor é prejudicial tanto para as espécies objeto de caça como para os caçadores. Felizmente, conforme indicámos anteriormente, os trabalhos científicos realizados sobre o particular (Valverde, 1963, 1967; Palomares *et al.*, 1995; Fedriani *et al.*, 1999; Palomares, 1999; Fundação CBD-Habitat, 2006a, 2006b) e a própria experiência dos proprietários de quintas em que vive e se reproduz o lince permitem afirmar perentoriamente que a sua presença favorece o coelho e outras espécies de caça menor (Figura 8.1) e que, desse modo, se cria uma relação de mútua dependência entre predador e presas. O conhecimento dessa relação é transcendental para a conservação do lince ibérico, e assim se reconheceu recentemente, quando foram as próprias associações de caçadores que solicitaram colaborar nos projetos de conservação do lince ibérico. Agora, também é obrigatório assinalar que para que tanto caçadores como proprietários de quintas vejam o lince como aliado é imprescindível que as Administrações (europeia, espanhola e autonómicas) façam tudo o que é possível para evitar que a presença do felino numa quinta se torne num inconveniente ou incómodo; para que, pelo contrário, seja considerada como uma verdadeira sorte e um motivo de orgulho, porque representará um maior apoio e reconhecimento por parte dessas Administrações.

Nesse sentido, é fundamental evitar que a presença do lince se traduza apenas em proibições ou limitações de uso e gestão e que se estas forem imprescindíveis, se vejam compensadas largamente de algum outro modo: através de ajudas económicas, apoio técnico e reconhecimento, por exemplo. De facto, se existir presença de lince na Serra Morena é porque bastantes proprietários levaram a cabo uma boa gestão. Como consequência, são as Administrações encarregadas de garantir a conservação do lince as primeiras interessadas em manter ou melhorar essa gestão. Apenas desse modo será possível vencer completamente os lógicos receios de proprietários e caçadores e avançar-se-á tanto no conhecimento da distribuição do lince ibérico como na ampliação dos seus territórios e populações.

Já se manifestou que existe uma relação de mútuo benefício entre o lince ibérico e as populações de espécies de caça menor, especialmente de coelho. Agora, o que acontece com a atividade cinegética? Prejudica o felino? Essas perguntas podem ser analisadas a partir de dois pontos de vista: **a) é prejudicial para o lince a extração de espécies de caça menor que implica a caça? e b) a atividade cinegética incomoda ou prejudica o lince?**

A resposta à primeira pergunta pode parecer óbvia, porque é evidente que a extração das suas presas reduz a oferta de alimento para o lince. No entanto, a questão não é tão simples, porque também é preciso ter em conta que, como todas as variantes da gestão florestal, a atividade cinegética racional implica necessariamente a conservação ou aumento dos recursos que gere, neste caso peças de caça menor. Desse modo, a questão pode ser vista de um modo completamente diferente, porque é precisamente essa atividade que garante o fornecimento continuado de presas para o felino. Como dissemos anteriormente, os caçadores, pelo seu próprio benefício, são os primeiros interessados em manter as populações de espécies de interesse cinegético nos maiores níveis possíveis, e desse modo tornam-se aliados do lince. Essa é, precisamente, a posição que adota, face à atividade cinegética, a Estratégia para a Conservação do Lince Ibérico em Espanha (Direção-geral para a Biodiversidade, 2006).

O declive das populações de coelho na sua área de distribuição natural levou-o às categorias *Quase Ameaçado* a nível mundial (IUCN) (Smith e Boyer, 2008), *Vulnerável* em Espanha (Villafuerte e Delibes-Mateos, 2007) e *Quase Ameaçada* em Portugal (Cabral *et al.*, 2005). Por isso, há cada vez mais vozes que reclamam uma revisão do seu estatuto de conservação e da gestão da sua caça em muitos aspetos: censos, modalidades, quotas e sobretudo períodos de caça (Angulo e Villafuerte, 2004; Virgós *et al.*, 2008; Consexería de Agricultura e Desarrollo Rural de Castilla-La Mancha, 2009). A maior parte destas vozes consideram que as normas que regem a caça do coelho em muitas Comunidades Autónomas correspondem a critérios anteriores à irrupção da DHV e não refletem adequadamente a atual situação populacional.

Atualmente, muitas populações de coelho mostram uma abundância muito variável entre anos. Já se assinalou no capítulo anterior que muitas destas populações serão caçáveis uns anos e outros, pelo contrário, a extração de exemplares (inclusive através da caça) não beneficia em nada a população. Portanto, a consideração das dinâmicas populacionais será fundamental na hora de se efetuar uma gestão adequada.

Em relação à segunda pergunta, a resposta não é tão simples, porque depende dos métodos que se utilizam, da sua intensidade e do comportamento pessoal dos caçadores. Em geral, pode afirmar-se que o lince ibérico requer tranquilidade nos seus territórios, e que os disparos, a atuação dos cães e os restantes aspetos relacionados com a atividade cinegética perturbam-no, além das possíveis mortes acidentais se se confundir o felino com uma raposa ou um javali. Não obstante, se o habitat proporcionar refúgio suficiente ao felino, e se a caça não se praticar de forma nem muito frequente nem muito intensa, e todos os participantes nela forem conscientes da possível presença da espécie, o lince ibérico tolera com certa facilidade essa atividade.



Figura 8.2 Participante numa montaria consulta um tríptico sobre o lince ibérico e o seu papel ecológico durante o pequeno-almoço anterior à jornada de caça numa quinta com presença da espécie.

Uma das variantes de caça menor que com maior frequência se praticam nos atuais territórios de lince é a caça de perdiz com chamariz. Trata-se de uma atividade que praticamente não provoca perturbações ao lince ibérico: não implica a utilização de cães, não produz ruídos, os disparos são escassos e a extração de peças é muito moderada. No entanto, realiza-se na primavera, uma época especialmente sensível para o lince, e em especial para as fêmeas com crias, e traz um perigo: que seja o próprio lince a tentar atacar o chafariz. Por isso, é absolutamente imprescindível que os caçadores que praticam esta modalidade de caça, os denominados “cuquilleros” na Serra Morena que geralmente são homens de campo com uma grande afeição por essa modalidade cinegética, estejam perfeitamente informados da presença do “gato” na sua zona de caça, sejam conscientes da enorme importância da sua conservação e saibam como atuar para evitar acidentes ou atos irresponsáveis.

A caça a olho também não altera com intensidade o lince ibérico porque, pelo menos na sua variante tradicional, realiza-se com pouca frequência, embora implique a extração de um grande número de peças. Não obstante, a imensa maioria destas peças são perdizes, não coelhos, e para poder praticar essa modalidade é necessária uma grande abundância de caça, o que beneficia o lince ibérico. Em geral, pode afirmar-se que é uma modalidade cinegética compatível com a presença do felino embora, como assinalámos no parágrafo anterior, é provável que este possa chegar a aproximar-se de algum dos caçadores em posição, e por isso é absolutamente imprescindível informar os caçadores da presença do felino na zona de caça.

Pelos mesmos motivos expostos nos casos anteriores, a caça do coelho com furão, quando se realiza com licença legal e de acordo com o estipulado pela normativa, também é compatível com a presença do lince ibérico. É preciso lembrar que a captura através de furões

foi o método mais utilizado para reduzir as populações de coelho, ao afetar mais as fêmeas. Portanto, é imprescindível garantir que essa modalidade cinegética não implique reduções significativas das populações de coelho.

Para finalizar, a caça à mão é a modalidade cinegética que mais intensamente pode afetar o lince ibérico, não pelo número de extrações nem pela intensidade das perturbações que provoca, mas pela frequência com que se pode chegar a praticar. Apesar disso, trata-se de uma forma de caça que é compatível com a presença do lince, dadas as características do seu habitat, em especial a abundância de matagal e arbústeo. Por outra parte, muitos dos problemas que chega a apresentar podem paliar-se de forma significativa planificando adequadamente a atividade cinegética, reduzindo, na medida do possível, o número de dias de caça e deixando de caçar quando o número de peças capturadas evidencie uma descida excessiva das populações de espécies de interesse cinegético (método de estimativa do número de capturas por unidade de esforço; Krebs, 1999).

Em relação à caça específica do coelho, existem alguns aspetos que convém tratar em detalhe. O primeiro é, obviamente, se se deve caçar o coelho nas quintas de lince. A resposta que os especialistas dão é que, de acordo com o estabelecido pela já referida Estratégia para a Conservação do Lince ibérico em Espanha (Direção-geral para a Biodiversidade, 2006), pode levar-se a cabo uma atividade cinegética responsável sobre populações com densidade suficientemente alta para poder recuperar-se durante o período de defeso; no entanto, não deve se realizar quando essa densidade for excessivamente baixa. Nesse sentido, estima-se (Sáenz de Buruaga, 2005) que o coelho não deve ser objeto de caça quando a sua densidade populacional anual for inferior a 1 indivíduo/ha de média, embora as fêmeas de lince não se reproduzam com menos de 2-4 coelhos/ha (Simón et al., 2012), que poderiam ser os valores mínimos de caça sustentável em zonas de lince, e com quotas sempre inferiores a 20% da população nestes casos. Em relação às da-

tas, se as populações não são especialmente densas, recomenda-se concentrar a caça antes do início dos períodos de reprodução, com o objetivo de evitar perturbações nessa atividade tão transcendental para a sobrevivência do lagomorfo. Deste modo, nas populações que se pretenda fomentar deverá vedar-se a caça quando apareçam coelhas prenhes. Para finalizar, também se discute sobre a conveniência de praticar o denominado “descaste” do coelho durante o período estival. Embora existam motivos tanto para justificar essa possibilidade como para recusá-la, os especialistas (Sáenz de Buruaga, 2005) recomendam evitá-la e, até, substituí-la por extrações de coelhos vivos que possam ser utilizados para translocações.



Figura 8.3 Quadrilha de caça com cães.

Uma boa ordenação cinegética é básica para a conservação do lince ibérico. Na maior parte das quintas de lince já existe essa ordenação, o que, ao garantir uma oferta abundante de espécies presa, em especial coelho, torna possível a presença do felino. Além dos períodos de defeso e do estabelecimento de quotas, convém considerar a possibilidade de delimitar áreas de reserva em zonas com presença mais intensa do felino. A sua finalidade é dupla: por um lado, garantir a tranquilidade do predador nas denominadas Áreas Sensíveis (González e San Miguel, 2004) e, por outra, estabelecer uma área “fonte” de espécies-presa, cuja elevada densidade populacional permita a sua dispersão para o resto da quinta (Mykytowycz e Gambale, 1965).

A maioria das atividades orientadas para melhorar o habitat para a caça menor, que já foram descritas no capítulo 6 deste Manual, repercutem-se positivamente na conservação do lince ibérico.

8.3. CAÇA GROSSA

As relações do lince com as espécies de caça grossa e com essa própria modalidade cinegética são menos claras. O lince ibérico pode atuar como predador das espécies de caça grossa, especialmente crias, jovens e fêmeas. No entanto, fá-lo apenas de forma muito eventual em momentos de densidades excepcionalmente baixas de coelho, pelo que nem o seu efeito sobre essas populações se pode considerar apreciável nem se pode estimar que os ungulados possam contribuir de forma substancial para satisfazer as necessidades alimentares do lince, como indicado no capítulo dedicado à biologia da espécie. Apesar disso, ajudam algo, sobretudo se se tratar de espécies de tamanho relativamente pequeno, como o muflão (*Ovis ammon musimon*) ou o gamo (*Dama dama*). Agora **como as espécies de caça grossa afetam o lince?** Em geral, pode afirmar-se que a influência de cervos e bovídeos é pequena se as suas densidades populacionais forem razoáveis, até 15-20 indivíduos/km² ou até ligeiramente maiores se a oferta de alimento herbáceo de qualidade é significativa. **Podem competir em alguma medida com o coelho-bravo pelos pastos**, mas acreditamos que não de forma substancial. Fazemo-lo, em primeiro lugar, porque tanto o coelho como o lince ibérico conviveram durante séculos com rebanhos de ovelhas e cabras, cuja concorrência era, com segurança, mais intensa. Por outro lado, esses ruminantes consomem pasto, mas ao fazê-lo também o melhoram, com o que até certo ponto compensam esse consumo se as densidades forem, como dissemos, razoáveis (Rueda, 2006). Por último, não parece que a quantidade de pasto seja um fator limitante para as populações de coelho, e menos ainda quando estas apresentam níveis populacionais baixos ou muito baixos.

No entanto, não se pode afirmar o mesmo do **javali** (Figura 8.4). De facto, esse suídeos preda com frequência sobre caçapeiras de coelho, pelo que o aumento das suas populações, promovido pela prática totalidade das quintas de caça grossa, é uma circunstância muito desfavorável para o lince, e muito especialmente quando os substratos litológicos não facilitam a construção de vivares, como acontece com os constituídos por quartzites e xistos (Cabezas-Díaz et al., 2011). Além disso, a presença do javali é desfavorável para as restantes de espécies de caça grossa e para o gado, tanto por ser um transmissor de doenças

como pela redução de disponibilidade de alimento ao foçar. De facto, a presença do javali relaciona-se com piores pastos tanto em cobertura como em qualidade (Carpio *et al.*, 2014).

Outro dos efeitos que a caça grossa provoca sobre o lince é o derivado da sua forma de gestão do território. Em geral, dedicar uma quinta à caça grossa, em comparação com fazê-lo à menor, pode traduzir-se numa menor intensidade e diversidade de atuações. As consequências podem ser um maior fecho da vegetação lenhosa, redução da heterogeneidade das coberturas vegetais ou abandono do controlo de predadores generalistas, tudo o que, talvez possa ser prejudicial para o lince ibérico.

Também é um aspeto de relevância o relacionado com o **sistema de aproveitamento cinegético** que se escolha. A caça por perseguição tem um efeito muito moderado, quase desenhável, sobre o lince ibérico, porque realiza-se de forma pontual, em épocas muito pouco perigosas e com um risco muito moderado de acidentes ou imprudências. No entanto, não acontece o mesmo com a **montaria**, especialmente com as variantes atuais, que requerem altas densidades de reses e a utilização de um grande número de matilhas, ou com as batidas de raposas. É verdade que, em muitas das quintas onde o lince vive e se reproduz, pratica-se a montaria, e também que os guardas com maior experiência afirmam que o felino tem recursos sobrados para livrar-se de cães e caçadores. No entanto, também é evidente que os cães podem perturbar, às vezes com certa intensidade, ao felino, em especial aos indivíduos jovens, e também que o facto de algum exemplar possa aproximar-se dos caçadores em posição implica sempre um determinado risco de acidentes ou imprudências. Por isso, acreditamos que é necessário recordar que a caça por perseguição é muito mais indicada que a montaria para as quintas de lince e que, no caso de praticar esta última, é imprescindível informar detalhadamente os caçadores da presença do felino e reduzir, na medida do possível, a utilização de matilhas, ou pelo menos controlar muito estreitamente o seu comportamento no campo.



Figura 8.4. O javali (*Sus scrofa*), espécie de caça grossa cuja densidade populacional aumentou fortemente em muitas quintas de lince, é um importante predador de caçapeiras. Por isso, a sua abundância é muito prejudicial para o felino.

A presença do lince ibérico e a participação nos seus trabalhos de conservação (como acontece com outras espécies ameaçadas) deve ser considerada como aspeto favorável na hora de certificar a **qualidade cinegética de uma coutada**. Embora exista atualmente uma importante dispersão de critérios e carimbos, todos eles deverão considerar a presença de superpredadores e necrófagos como sintomas de um ecossistema vivo e equilibrado.

8.4. GESTÃO SANITÁRIA

Um aspeto muito importante da gestão cinegética que afeta o lince ibérico é a **gestão sanitária** das espécies cinegéticas, porque demonstraram que são transmissoras de doenças que afetam o lince. A gestão cinegética tem capacidade de influir no estado sanitário da fauna, tanto de forma positiva (regulação de populações, eliminação de exemplares doentes, etc.) como negativa (introdução de agentes patogénicos através das repopulações, sobreabundância, etc.). A gestão intensiva da caça está mais estendida na metade sul peninsular, a área de distribuição real e potencial do lince ibérico, e é mais propensa à emergência de problemas sanitários.

A esse respeito, Armenteros e outros autores (2013) identificam as seguintes debilidades da gestão cinegética em Espanha do ponto de vista sanitário:

1. Deficiente aplicação da legislação sobre controlo sanitário em deslocações e repopulações.
2. Indefinição do estatuto das quintas cinegéticas. Muitas instalações nas quais se produzem espécies cinegéticas e coutadas onde se capturam ungulados selvagens para a sua deslocação em vivo não constam como explorações pecuárias no Registo Geral de Explorações Pecuárias (REGA). Em muitas ocasiões a informação só está disponível para a administração pecuária; não para a cinegética.
3. Ausência de um registo de cercas interiores e das práticas fraudulentas associadas aos mesmos.
4. Falta de classificação correta dos terrenos cinegéticos com base nas medidas que se aplicam e que têm implicações na sanidade das populações (alimentação suplementar com concentrados, agregação animal em pontos concretos, sobreabundância, etc.)
5. Acompanhamento inadequado do tamanho das populações e os seus efeitos no meio.
6. Falta de regulação do contributo artificial de alimento, que tem riscos por agregação animal excessiva, aumento das taxas de contato e contágio e derivar em sobreabundância populacional.
7. Falta de consideração pelos riscos sanitários derivados da sobreabundância, como (Caughley, 1981): afeção ao bem-estar humano, afeção à condição corporal da espécie sobreabundante, redução da densidade de espécies com valor económico ou estético e disfunções no ecossistema. Requerem-se definições realistas das densidades populacionais e das quotas de extração.
8. Conflitos pela gestão de resíduos de caça. Deve compatibilizar-se a eliminação destes resíduos com a conservação de espécies, fundamentalmente aves necrófagas, através de práticas sustentáveis. Nos terrenos cinegéticos com um grande número

de capturas de mamíferos, onde se geram quantidades importantes de resíduos, e portanto um elevado custo se a sua eliminação faz-se através de empresas de gestão de resíduos, da utilização de estações de alimentação suplementar de aves necrófagas através de cercas de exclusão de mamíferos parece uma medida efetiva e sustentável (Moreno-Opo *et al.* 2012).

9. Deficiente inspeção sanitária dos animais caçados. O desenvolvimento de protocolos para realizar a tomada de amostras de uma maneira estandardizada aumentaria a efetividade do Plano de Vigilância Sanitária da Fauna Silvestre (PVS; Ministério da Agricultura, Alimentação e Meio Ambiente, 2011a).
10. Ausência de regulação dos tratamentos farmacológicos em espécies cinegéticas, fundamentalmente antibióticos e antiparasitários. Em sentido inverso, é necessária mais atenção às afeições dos tratamentos farmacológicos pecuários sobre as espécies silvestres. Por exemplo, em 2014 autorizou-se em Espanha o uso do diclofenaco como anti-inflamatório do gado. Este fármaco provocou uma enorme mortalidade de abutres na Índia (Margalida *et al.* 2014) e já se comprovou um caso em Espanha (Zorrilla *et al.*, 2014). Outras espécies, incluindo mamíferos necrófagos como o urso (*ursus artos*) ou o lobo (*Canis lupus*) também poderiam ser afetados.
11. Falta de intercâmbio de informação dentro da Administração Pública e a necessidade de avaliação e aprovação do plano técnico de caça pela autoridade de sanidade animal.

8.5. CONTROLO DA PREDACÃO

8.5.1. Introdução

Num Manual sobre a gestão do habitat do Lince ibérico é obrigatório abordar a problemática relacionada com o controlo de predadores. Como mencionado em capítulos anteriores, as zonas com presença atual ou potencial de lince ibérico contam com espécies de caça menor objeto de aproveitamento cinegético. Esta realidade foi constatada durante o processo de seleção de áreas para os programas de reintrodução, que mostraram que as zonas com suficiente superfície e densidade de coelho tinham entre seus usos principais a caça menor.

Entre as atuações de melhoria das populações de caça menor (coelho e perdiz vermelha) levadas a cabo nas coutadas espanholas é habitual o controlo de predadores generalistas, principalmente raposas (Figura 8.5). Em geral, os gestores cinegéticos consideram uma ferramenta de gestão imprescindível para garantir os rendimentos cinegéticos (Delibes-Mateos *et al.*, 2008b). De facto, alguns proprietários de quintas de caça menor que passaram à caça maior alegam que um dos motivos que os levaram a fazê-lo foi a dificuldade de controlo seletivo de predadores generalistas por meios legais.



Figura 8.5. Raposa (*Vulpes vulpes*): exemplo paradigmático de predador generalista.

Por outra parte, os efeitos derivados de inadequados trabalhos de controlo do canídeo são responsáveis pelo maior número de conflitos com a fauna silvestre não cinegética, podendo ter repercussões especialmente negativas sobre espécies em perigo crítico de extinção como o lince ibérico. Finalmente, a presença do felino numa quinta percebe-se ainda como um obstáculo para levar a cabo um eficaz controlo de predadores generalistas, e de raposa em particular, e como um prejuízo em relação às quintas que não contam com a sua presença.

A raposa é uma espécie caçável, e portanto objeto de aproveitamento cinegético ordinário. Os exemplares abatidos ao ir em busca de outras espécies não se consideram suficientes para controlar as suas populações. Em algumas comarcas, principalmente durante a época de cio e criação, pratica-se uma caça especializada ajudando-se de cães treinados (principalmente das raças: *Jagd Terrier*, *Fox Terrier* e *Teckel*) para introduzir-se nas raposeiras, provocando a saída das raposas, que são abatidas pelos caçadores que esperam no exterior. Os dois métodos historicamente mais utilizados para a captura de raposas em Espanha foram as caixas armadilha com cebo vivo e os laços com trava. As caixas armadilha demonstraram a sua baixíssima seletividade e efetividade (Herranz *et al.*, 1999; Duarte e Vargas, 2001; Ferreras *et al.*, 2003; Monleón *et al.*, 2003) e atualmente não estão autorizadas (não são um método homologado). Em relação aos laços há diferenças normativas conforme as Comunidades Autónomas (na Andaluzia, por exemplo, não se autorizam com caráter geral), mas recentes alterações (Ministério da Agricultura, Alimentação e Meio Ambiente, 2011b) recomendam os tipos e as situações em que se podem usar (ver ponto 8.4.3). Algumas CA já legislaram em consonância com estas recomendações.

8.5.2. Enfoque global: integração de métodos

Para tentar analisar esta questão, em primeiro lugar é preciso recordar que a predação é um processo natural que contribui para manter a funcionalidade dos ecossistemas de que as populações cinegéticas também fazem parte. Tem um efeito sanitário (eliminando exemplares doentes), reduz a concorrência pelos recursos entre as populações presa, minimiza os danos que superpopulações de presas podem causar, regula a população de predadores (por exemplo, o caso do lince ibérico outros carnívoros de menor tamanho), etc. Além disso, os ecossistemas mediterrâneos onde pode habitar o lince são especialmente complexos e tratar de eliminar completamente os predadores e os necrófagos conduziria a uma simplificação primeiro, e a uma alteração irreversível se se extremar, que implica uma perda de património e uma artificialização dos cenários da caça.

Em segundo lugar, o controlo de predadores como medida para aumentar as populações de coelho é realmente eficaz apenas nas populações em que a predação é o principal fator regulador do seu crescimento (Calvete, 2008). Infelizmente, no contexto histórico e epidemiológico do coelho-bravo na Península Ibérica é quase impossível determinar se a predação é o principal fator limitante ou se o são a falta de qualidade do habitat, as doenças ou as complexas relações entre todos estes fatores. Neste cenário, atuar apenas sobre a predação é uma estratégia de resultados incertos.

Por isso, para abordar esta questão são necessárias apresentações globais. A maioria dos especialistas no tema aceitam que o sacrifício de indivíduos deve constituir o último passo nos planos de controlo das populações de raposa; e que possivelmente é mais rentável, especialmente a médio ou longo prazo, investir em controlar a predação sobre as espécies presa do que nos contínuos esforços de captura (Fernández-Olalla, 2011). Na Figura 8.6 repassam-se as diferentes ferramentas que se podem utilizar para mitigar os efeitos da predação (a partir de Benito, 2008).

Uma das principais ferramentas para minimizar o impacto da predação sobre as populações presa é a melhoria do habitat destas últimas. Assim, atuações como as descritas neste Manual, destinadas a melhorar as condições de alimentação e refúgio de coelhos e perdizes, ao aumentar as suas taxas de reprodução e supervivência, conduzirão necessariamente a reduzir o impacto dos predadores sobre o rendimento cinegético final.

No outro extremo, técnicas de controlo da predação que não requerem o sacrifício de animais são a imunização (em que através de vírus modificados pode-se induzir esterilidade dos indivíduos infetados –Hardy *et al.*, 2006–), ou o desenvolvimento de mecanismos de repulsão que evitem a aproximação do predador à zona desejada (Shivik, 2006). Estas técnicas, ainda em fase experimental, poderiam constituir num futuro próximo excelentes ferramentas de controlo da predação por raposas.

PRINCIPAIS MÉTODOS DE CONTROLO DA PREDACÃO E DOS PREDADORES

1. **Métodos preventivos.**
2. **Proteção (por ex. cercas).**
3. **Manuseamento de habitat (por ex. refúgios).**
4. **Métodos de controlo:**
 - 4.1. **Indiretos:**
 - **Redução da capacidade de carga do meio (gestão de lixeiras e aterros).**
 - **Fomento das espécies súper-predadoras (por ex. lince ibérico).**
 - **Fomento das presas alternativas.**
 - 4.2. **Diretos:**
 - **Caça.**
 - **Armadilha.**

Figura 8.6. Classificação de métodos para controlar a predação e os predadores.

Outra questão fundamental é se a teórica capacidade de carga de raposas de um território depende exclusivamente da abundância de espécies de caça ou se é artificialmente aumentada por fontes suplementares de alimento como lixeiras ou aterros. Devido ao seu caráter generalista e às suas altas taxas de reprodução, as raposas adaptam a sua dieta aos alimentos mais abundantes, sendo capazes de aproveitar situações de fácil acesso a este tipo de recursos para aumentar as suas populações (Ferrerias *et al.*, 2003). Nestas circunstâncias, embora a incidência individual sobre espécies de caça menor não pareça importante, o efeito acumulado de altas densidades populacionais geradas artificialmente pode chegar a sê-lo.

Finalmente, outra situação que contribui para a presença de altas densidades populacionais de predadores generalistas é a frequente ausência de superpredadores e o consequente desequilíbrio ocasionado às cadeias tróficas. No âmbito de aplicação deste Manual, meio mediterrâneo com certa abundância atual ou potencial de coelhos e perdizes, o superpredador é o lince ibérico. De diferentes setores, não só conservacionistas, mas também da gestão cinegética, reco-



Figura 8.7. Raposa morta por lince, observar as marcas no pescoço. Estava situado num ponto visível (caminho).

nhece-se o lince ibérico como “o melhor aliado do caçador”. De facto, trabalhos científicos desenvolvidos em Doñana (Palomares *et al.*, 1995, 1996) e experiências próprias levadas a cabo na Serra Morena destacam a escassa presença em áreas de lince de outros predadores terrestres, tanto generalistas (raposas ou saca-rabos), como mais especializados (gatos monteses, gatos-bravos, foinhas ou furões). Se a estas evidências acrescentarmos o carácter específico do lince ibérico, predador especializado na captura de coelhos adultos (Palomares *et al.*, 2001), é evidente a necessária boa relação que deveria existir entre caçadores e o emblemático felino.

8.5.3. Métodos de controlo direto

8.5.3.1. Quadro normativo

Do ponto de vista legislativo, o controlo direto de predadores em Espanha é regulado por quatro ordenamentos: internacional, comunitário, estatal e autonómico. A normativa vigente permite controlar quatro espécies silvestres: raposa (*Vulpes vulpes*), pega-rabuda (*Pica pica*), Gralha-de-nuca-cinzenta (*Corvus monedula* e gralha-preta (*Corvus corone*) e, de forma excepcional, duas espécies domésticas silvestres: gato (*Felis catus*) e cão (*Canis lupus familiaris*). Pelo seu interesse para a conservação do lince ibérico, neste manual trataremos do que se refere ao controlo de raposas, e cães e gatos silvestres, começando por resumir as principais normas que regulam a matéria.

8.5.3.1.1. Convenções internacionais

- **Convenção de Berna:** *Convenção sobre a conservação da vida silvestre e do meio natural na Europa* (Berna, 19 de setembro de 1979). Foi ratificado por Espanha em 1986 (BOE de 1 de outubro de 1986). No seu artigo 8 este convénio estabelece que “as Partes contratantes proibirão a utilização de todos os meios não seletivos de captura e morte (...)”, em particular dos meios enumerados no Anexo IV”. No referido anexo figuram, para os mamíferos, as armadilhas em geral desde que se utilizem para a captura ou morte massiva ou não seletiva.
- **Acordo entre a Comunidade Europeia, Canadá e a Federação Russa sobre normas internacionais de captura não cruel** (Decisão 98/142/CE do Conselho, de 26 de janeiro de 1998; DO L 42 de 14/2/1998). Aplica-se de forma provisória entre a União Europeia e o Canadá desde 1999, à espera da sua entrada em vigor, para o qual se requer a sua ratificação pela Federação Russa.

- **Acordo internacional entre a Comunidade Europeia e os Estados Unidos de América em matéria de captura não cruel** (Decisão 98/487/CE do Conselho, de 13 de julho de 1998; DO L 219 de 7/8/1998).

Ambos acordos reúnem por um lado, estabelecer normas de captura não cruel com o objetivo de garantir um nível suficiente de bem-estar aos animais capturados; e por outro, proibir, no prazo acordado, todas as armadilhas destinadas a matar ou a reter que não cumpram as normas de captura não cruel.

Complementariamente, o primeiro exige às partes assinantes estabelecer procedimentos de certificação das armadilhas em conformidade com as normas. Outro aspeto destacado deste acordo é que insta as autoridades competentes a garantir a adequada qualificação dos utilizadores das armadilhas nos seus respetivos territórios.

8.5.3.1.2. União Europeia

- **Diretiva 92/43/CEE de 21 de maio de 1992, relativa à conservação dos habitats naturais da fauna e flora silvestres** (DO L 206 de 22/7/1992), proíbe a utilização de métodos e meios de captura e de sacrifício não seletivos de mamíferos (na letra “a” do seu Anexo VI proíbe expressamente as “armadilhas não seletivas no seu princípio ou nas suas condições de utilização”).
- **Regulamento (CEE) nº 3254/91 do Conselho, de 4 de novembro de 1991, relativo ao uso de cepos na Comunidade Europeia e a introdução de peles e outros produtos manufacturados de certas espécies capturadas noutros países através cepos ou outros métodos de captura que não cumpram os standards internacionais de captura não cruel** (DO L 308 de 9/11/1991), pelo que se proíbe o uso de cepos na Comunidade Europeia.

Relacionado com este pode consultar-se também o Regulamento (CE) nº 35/97 da Comissão, de 10 de janeiro de 1997, *pelo que se estabelecem as disposições da certificação das peles e mercadorias*; o Regulamento (CE) nº 1771/94 da Comissão, de 19 de julho de 1994, *pelo qual se estabelecem disposições sobre a introdução na Comunidade de peles e produtos manufacturados de várias espécies animais selvagens*; e a Decisão do Conselho, de 22 de julho de 1997, relativa à lista citada no parágrafo segundo do ponto 1 do artigo 3 do regulamento (CEE) nº. 3254/91 e na letra a) do ponto 1 do artigo 1 do Regulamento (CE) num. 35/97 da Comissão.

8.5.3.1.3. Legislação nacional

- **Lei n.º 42/2007, de 22 de dezembro, sobre o Património Natural e a Biodiversidade**

Trata desta questão no Título III. Capítulo IV – *Da proteção das espécies em relação à caça e à pesca continental*:

- » **Artigo 62.3a:** *proíbe, com carácter geral, a posse, utilização e comercialização de todos os procedimentos massivos ou não seletivos para a captura ou morte de animais, em particular os enumerados no Anexo VII (meios massivos ou não seletivos: armadilhas não seletivas no seu princípio ou nas suas condições de utilização, redes, laços (só para aves), cepos, armadilhas-cepo, venenos, cebos envenenados ou tranquilizantes.).*

Em particular estão incluídas no parágrafo anterior a posse, utilização e comercialização dos procedimentos para a captura ou morte de animais e modos de transporte proibidos pela União Europeia, que se enumeram, respetivamente, nas letras a) e b) do anexo VII.

Desde que não exista outra solução satisfatória alternativa esta proibição poderá não ser de aplicação se se cumprirem estes dois requisitos (exceções):

1.º Que concorram as circunstâncias e condições enumeradas no artigo 58.1, e

2.º que se trate de espécies de animais de interesse comunitário não consideradas de proteção estrita na normativa da União Europeia.

- » **Artigo 62.3g:** *os métodos de captura de predadores que sejam autorizados pelas Comunidades autónomas deverão ter sido homologados com base nos critérios de seletividade e bem-estar animal fixados pelos acordos internacionais. A utilização destes métodos só poderá ser autorizada, através de uma acreditação individual outorgada pela Comunidade autónoma. Não poderão ter consideração de predador, para efeitos deste parágrafo, as espécies incluídas na lista de Espécies Silvestres em Regime de Proteção Especial.*

- Diretrizes técnicas para a captura de espécies cinegéticas predadoras: homologação de métodos de captura e acreditação de utilizadores (aprovadas pela Conferência Setorial do Meio Ambiente a 13 de julho de 2011)

Recolhem os critérios que as Comunidades Autónomas devem utilizar para desenvolver legislativamente o estabelecido pela Lei 42/2007 em relação à homologação de métodos de captura e acreditação dos seus utilizadores, tendo também em conta as recomendações das estratégias de conservação da águia imperial ibérica, do lince ibérico e a relativa à luta contra o uso ilegal de cebos envenenados no meio natural. O documento inclui:

- A. Diagnóstico da situação e síntese normativa.
- B. Recomendações técnicas para a homologação de métodos de acreditação de utilizadores e para o procedimento administrativo do regime de exceções. Para definir estas recomendações, as diretrizes tiveram por base os acordos

internacionais sobre métodos de captura sem crueldade e uma Norma ISO (10990-5) sobre a avaliação dos métodos de captura e retenção de mamíferos (International Organization for Standardization, 1999). Para uma revisão crítica desta norma consulte Iossa *et al.* (2007).

De acordo com as normas que servem de base às diretrizes, **os métodos de captura homologáveis devem ser seletivos, não massivos nem cruéis.** E devem ser avaliadas de acordo com as variáveis que se seguem:

- » **Efetividade:** medida em termos de Taxa de captura da espécie-alvo e Eficiência de captura (referido como unidade de esforço).
- » **Bem-estar animal:** conforme a norma ISO 10990-5.
- » **Seletividade mecânica ou de captura:** medida em termos de Seletividade ISO, Seletividade específica negativa, Taxa de captura de exemplares-alvo e Eficiência negativa (referido como unidade de esforço).
- » **Impacto sobre as espécies não alvo capturadas:** em termos de bem-estar das espécies capturadas e de readaptação destas ao habitat após a libertação.
- » **Segurança para o utilizador.**

Do mesmo modo, as diretrizes estabelecem as características gerais de utilização e os conteúdos do exame de acreditação.

- C. Anexos à informação disponível sobre ensaios de métodos realizados em Espanha classificados em: métodos cuja utilização é recomendada preferencialmente (IA: laço do tipo *Collarum* ou de características semelhantes e caixa metálica para pegas) e métodos recomendados apenas sob um rigoroso plano de acompanhamento (IB: laço com trava e fecho livre disposto em alar, laço tipo *Wisconsin* ou semelhante disposto em alar e laço tipo *Wisconsin* ou semelhante disposto em passagens). Relativamente **ao lince ibérico, as diretrizes excluem a utilização destes métodos em zonas com presença estável e com populações reprodutoras da espécie** e recomendam o ensaio dos métodos homologados nestas zonas.

8.5.3.1.4. Comunidades autónomas

Até ao momento desenvolveram legislação a este respeito:

- **Castela-La Mancha: Ordem de 18/06/2013**, do Departamento de Agricultura, *através da qual se definem as normas para a homologação de métodos de captura de espécies cinegéticas predadoras e cães e gatos selvagens, bem como para a homologação dos métodos de controlo denominados de laço tipo Collarum, laço com trava*

e fecho livre disposto em alar, laço tipo Wisconsin em alar, laço tipo Wisconsin em passagens e armadilha metálica para pegas em Castela-La Mancha. [2013/8376].

De aplicação às espécies cinegéticas predadoras e a cães e gatos selvagens. Considera homologados no seu território os cinco métodos indicados nos Anexos das Diretrizes com restrições territoriais. Nestas áreas de presença estável e com populações reprodutoras de lince ibérico e de lobo ibérico só podem ser autorizados os métodos mencionados quando existam convénios específicos sobre esta matéria celebrados com a Direção-Geral competente. As armadilhas metálicas para pegas podem ser utilizadas em todo o território regional, sem restrições territoriais. Estabelece os ensaios que se devem exigir para que se possam homologar outros métodos (reproduz as recomendações definidas pelas Diretrizes).

Estabelece, igualmente, as autoridades acreditadas para a realização de provas de homologação (organismos públicos de carácter técnico ou científico). Será habilitado um registo de especialistas acreditados.

- Estremadura:
 - » **Decreto 91/2012** de 25 de maio, *através do qual se regula a gestão cinegética e o exercício da caça, alterado pelo Decreto 89/2013 de 20 de maio.*

No seu **artigo 44** estabelece as condições gerais para a acreditação como especialista em controlo de predadores (tipo de licença Bt; acreditação mediante exame teórico-prático, curso homologado ou outros sistemas homologados; obrigadoriedades de identificar todas armadilhas com o respetivo número de licença).

O **artigo 91** é dedicado ao controlo de predadores e estabelece as condições para a autorização de métodos homologados (ainda que não conte com uma norma específica a este respeito): depois de ter utilizado outras modalidades (cão de caça, caça à raposa ou outras modalidades arma de fogo), depois de ter adotado outras medidas para a recuperação das espécies de caça menor (redução da pressão cinegética, melhoria no habitat ou introduções) ou onde se registem vastas populações de caça menor, conforme os planos técnicos, as partes de captura ou o relatório técnico.

Estabelece, igualmente, as condições a reunir pelo instalador, o conteúdo do pedido, a obrigadoriedade de apresentar uma parte de resultados e a necessidade de comunicar a atividade aos agentes da autoridade com antecedência.

- » **ORDEM de 4 de dezembro de 2013** *através da qual se regula a obtenção de aptidão e conhecimentos necessários à prática da caça, a acreditação como especialista no controlo de predadores e a acreditação como auxiliar*

dos agentes do meio natural (2013050268): regula, entre outros, a forma de obtenção da acreditação como especialista no controlo de predadores.

- **Catalunha: Decreto 56/2014 de 22 de abril**, *relativo à homologação de métodos de captura de espécies cinegéticas predatórias vivas e espécies exóticas invasoras e predatórias e a acreditação dos utilizadores destes métodos.*

Também neste caso são homologados os cinco métodos referidos no Anexo I das Diretrizes. Do mesmo modo, definem-se as condições de desenvolvimento de ensaios de novos métodos homologáveis, a acreditação de utilizadores e o regime de autorização excepcional através do qual se podem utilizar estes métodos.

8.5.3.2. Métodos homologados em Espanha

Devemos recordar que, de acordo com as Diretrizes nacionais, estes métodos não podem ser autorizados em áreas de presença estável e com reprodução do lince ibérico enquanto não forem realizados os ensaios pertinentes recomendados pelas próprias Diretrizes. As mesmas diretrizes recomendam que todas as armadilhas sejam identificadas com o número de utilizador e sejam removidas do campo nos períodos não estabelecidos na sua autorização e proponham que o incumprimento seja considerado uma infração grave.

1. Laço de tipo *Collarum*

É um laço de aço ativado ou propulsado que retém o animal pelo pescoço (ver Figura 8.8). A armadilha é ativada pelo próprio animal. É composto pelo mecanismo lançador do cabo e pelo próprio cabo de retenção, que tem um comprimento de 25 cm, o que determina um diâmetro mínimo de 8 cm. Além disso, incorpora um elo móvel na extremidade e uma mola cuja finalidade é atenuar os impulsos do animal para se tentar libertar. O cabo de retenção está preso ao solo por uma das extremidades e possui uma mola lateral instalada no chassis metálico referido anteriormente.

É colocado ligeiramente enterrado, em locais de passagem de raposa, afastado de elementos nos quais o cabo se possa enredar e à sombra. Deve ser inspecionado pelo menos uma vez por dia.



Figura 8.8. Imagem da armadilha *Collarum*®

2. Laço com trava e fecho livre disposto em alar

Constituído por um cabo de secção igual ou superior a 2,44 mm e 1,50 m de comprimento, aproximadamente, com dois elos móveis (intermédio e extremo), com limite fixo (anilhas ou rebites) que determinam o diâmetro mínimo que não deve ser inferior a 6,5 cm e que deve ter no máximo entre 20 e 25 cm, um antirretorno e um ponto de rutura (50 kg).

É instalado em aberturas ou lucarnas com uma largura de 0,4 m com um alar seguramente preso ao solo, em locais afastados de elementos nos quais possa enredar-se e à sombra. Deve ser inspecionado pelo menos uma vez por dia.

3. Laço do tipo *Wisconsin* disposto em alar

Constituído por um cabo de secção igual ou superior a 1,75 mm e 1,65 m de comprimento, aproximadamente, com dois elos móveis (intermédio e extremo) e dois limites fixos (anilhas ou rebites) que determinam o diâmetro mínimo que não deve ser inferior a 8 cm e que deve ter no máximo entre 20 e 25 cm.

É instalado em aberturas ou lucarnas com uma largura de 0,4 m com um alar seguramente preso ao solo, em locais afastados de elementos nos quais possa enredar-se e à sombra. Deve ser inspecionado pelo menos uma vez por dia.

4. Laço do tipo *Wisconsin* disposto em passagens

Tem um cabo semelhante ao anterior, mas é instalado em zonas de passagens de fauna com indícios de raposa (rastros, excrementos, etc.). O laço deve estar firmemente preso ao solo através de uma ancoragem específica para o solo e equipado com uma estaca que o mantenha na posição em que foi instalado. É colocado em locais afastados de elementos nos quais o cabo se possa enredar e à sombra. Deve ser inspecionado pelo menos uma vez por dia.

8.5.4. Perspetivas futuras para o controlo da predação

Dado que a seleção de muitos dos métodos de captura referidos depende da qualificação do instalador, avançar para a profissionalização dos utilizadores é uma medida fundamental. Deveriam ser peritos nas espécies de fauna selvagem na respetiva zona de trabalho, adequadamente instruídos no emprego de armadilhas certificadas e no manuseamento dos animais capturados (sacrificando, através de métodos não cruéis, as espécies-alvo e libertando ou providenciando os cuidados necessários às não alvo) e em contacto direto e fluido com a administração.

Outras linhas de investigação em marcha, muito mais complexas em termos de aplicação no campo e de repercussões ecológicas, são (Ferrerias, 2008): fornecimento de presas alternativas aos predadores, aversão condicionada pelo sabor e métodos de controlo da natalidade.

Relativamente aos aspetos gerais ecológicos da gestão de predadores generalistas, Díaz-Ruiz y Ferreras (2013), numa revisão dos estudos técnico-científicos sobre a matéria, consideram insuficiente a informação disponível sobre três aspetos fundamentais: o efeito do controlo direto sobre as próprias populações (não é claro qual o efeito nas populações de raposa), o efeito sobre as populações de presas (nem os resultados sobre o efeito positivo nesta são conclusivos) e o efeito sobre outras espécies (ainda que hajam indícios de afeção quando se utilizam métodos não seletivos). Portanto, seria aconselhável aprofundar estas linhas.

8.6. A GESTÃO CINEGÉTICA PARA O FOMENTO DO COELHO-BRAVO

8.6.1. Introdução

De acordo com Covisa (1998), entende-se como ordenação cinegética o processo de análise diagnóstico e planeamento de um território que leva à programação de atuações para conseguir a máxima rentabilidade sustentada, económica e ecológica, em peças de caixa e conservação e melhoria do meio, respetivamente. E será a gestão cinegética posta em prática da ordenação. Portanto, se o objetivo é fomentar as populações de coelho-bravo de modo a permitir a subsistência do lince ibérico, um dos aspetos fundamentais será a ordenação cinegética do lagomorfo.

Nos capítulos anteriores e no presente, revimos as principais medidas relacionadas com o fomento do coelho para a sua adequada gestão cinegética. Mas a sua gestão cinegética tem um interesse que vai além da própria espécie. Já se comentou que o coelho é a peça fundamental para o lince ibérico. Mas, este tem também um interesse fundamental como espécie escudo para a perdiz vermelha. Considera-se que atua como espécie escudo, porque concentra a predação em vez de se centrar sobre as perdizes, como revelaram estudos recentes (Moleón *et al.*, 2012). Desta forma, a gestão cinegética para o fomento do coelho-bravo favorecerá outras espécies de grande interesse cinegético, como a perdiz vermelha.

8.6.2. Os aspetos básicos da gestão cinegética

Ao longo deste manual já analisamos a maior parte dos aspetos da gestão do meio que pode ser adequado ao fomento das populações de coelho-bravo. Na secção 8.2. deste capítulo analisamos, também, numerosos aspetos da atividade cinegética compatíveis com a conservação do lince ibérico, como as modalidades e as épocas. Ainda assim, há alguns aspetos da própria atividade cinegética que devem ser analisados.

O principal aspeto que falta analisar é qual a quantidade a caçar, ou seja, o estabelecimento de quotas. Dada a oscilação interanual das populações de coelho, o estabelecimento

de quotas rígidas para um período superior a um ano não faz sentido. Pelo que, o primeiro passo para a realização de uma atividade cinegética que permita fomentar o coelho será o de efetuar um acompanhamento continuado e sistemático das populações, de modo a que possamos estabelecer limites de alerta em cada coutada. O acompanhamento mínimo recomendado é a realização de itinerários nos finais da primavera (época de máximo populacional do coelho), antes do início da temporada cinegética (independentemente de qual seja, “desgaste” ou geral) e semanalmente após o arranque desta.

Outra forma de acompanhamento complementar ao anterior é o controlo de capturas, ainda que isto seja mais complicado que a realização de amostras, especialmente no caso das coutadas com um grande número de sócios e com uma participação muito variada.

Caso se realize um acompanhamento detalhado e continuado poderão estabelecer-se quotas adequadas e compatíveis com o fomento da espécie. De forma geral, e pressupondo uma coutada média, teremos (segundo Lucio, 1991):

- A quota para conseguir a manutenção das populações em anos normais de criação do coelho será de aproximadamente 30% da população pré-caça.
- Em anos de uma criação muito boa, a quota será de aproximadamente 40% da população pré-caça.
- Em anos de uma criação excepcionalmente boa, a quota será de aproximadamente 45-50% da população pré-caça.
- Em anos de fraca criação, a quota será inferior a 20% da população pré-caça, pelo que se recomenda que não se cace ou que se cace muito pouco.

Para desenvolver uma atividade cinegética responsável, a caça ao coelho deve ser fechada quando se deteta uma redução na quantidade de coelhos ligeiramente inferior às percentagens expressas em função da reprodução, de modo a permitir um aumento das populações de coelho.

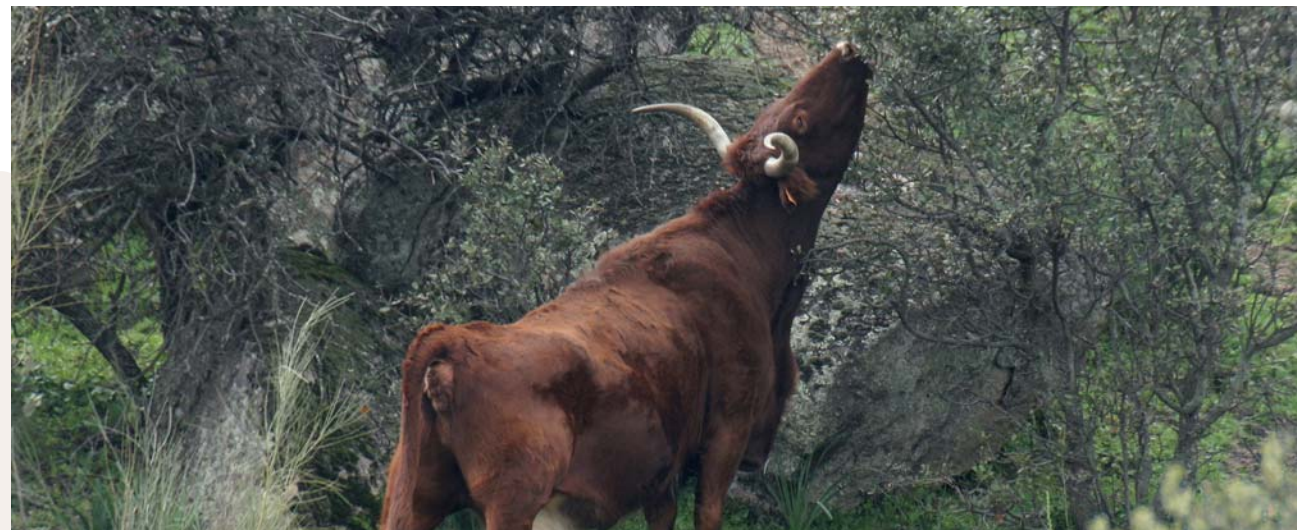
Outro aspeto fundamental no momento de realizar uma gestão cinegética que favoreça o coelho é o estabelecimento de uma divisão em zonas. O estabelecimento de áreas de reserva é uma medida muito prática e cómoda, obrigatório em algumas Comunidades Autónomas, deve ser feito para que se definam áreas que alimentem o resto da coutada de coelhos de modo natural. Para que as áreas de reserva funcionem devem ter uma superfície suficiente (pelo menos 5% da coutada), coincidir com as zonas de melhores populações (sempre que estas contem com a possibilidade de serem expandidas) e, preferencialmente, situarem-se nas zonas centrais da coutada. Mas, a base fundamental para que funcionem é serem respeitadas por todos os caçadores, pelo que devem estar corretamente assinaladas e terem uma vigilância adequada. Desta forma, as áreas de reserva funcionarão como áreas mãe (ou fonte) para o resto da coutada, contribuindo para o seu repovoamento de forma natural.

DECÁLOGO DE BOAS PRÁTICAS CINEGÉTICA PARA O FOMENTO DO COELHO-BRAVO

Para alcançar uma adequada gestão cinegética das populações de coelho-bravo podem ser propostas diversas medidas, que podem ser resumidas nas 10 que se seguem:

1. O fomento do coelho como aspeto transversal na gestão. Integrar o fomento do coelho nas restantes atuações levadas a cabo no espaço, adequando as restantes práticas quando necessário.
2. As boas práticas funcionam, mas não da mesma forma em todos os lugares. Incorporar gradualmente na gestão intervenções com vista ao fomento do coelho de modo a que se possa fazer uma avaliação da efetividade de cada prática e estabelecer as correções necessárias para melhorar a sua efetividade.
3. O acompanhamento é a chave. Levar a cabo um acompanhamento continuado e metódico, incluindo a recolha e entrega de cadáveres de coelho às autoridades ambientais e a análise das peças de caça.
4. Ser rigoroso nas quotas. Fechar a temporada do coelho quando as populações baixam aproximadamente à percentagem correspondente à qualidade do ano.
5. Evitar caçar quando se causam prejuízos. Parar a caça quando se detetam as primeiras fêmeas prenhes ou quando se detetam focos de doença.
6. Evitar as modalidades que causam prejuízos. Evitar a caça com furões, incluindo nas zonas com populações mais densas e nunca durante a temporada de reprodução.
7. As áreas de reserva funcionam. Estabelecer áreas de reserva com superfícies suficientes, com boas populações e uma boa qualidade de habitat envolvente.
8. Coerência. Evitar o fomento de espécies concorrentes e predadoras que tenham interesse cinegético, como o javali.
9. Evitar a concorrência. Evitar densidades excessivas de gado ou ungulados selvagens, que condicionam a dieta do coelho e degradam as moitas onde se refugiam.
10. Evitar uma predação excessiva. Evitar os efeitos provocados pelas densidades excessivas de predadores generalistas, para o que se podem efetuar diversas intervenções, sendo a última e mais completa o estabelecimento de um programa de controlo direto de predadores.

Capítulo 9



A gestão pecuária

A gestão pecuária



9.1. INTRODUÇÃO

Uma das características diferenciais dos ecossistemas circum-mediterrâneos é a sua longa história de influência antrópica. Desde o seu longínquo aparecimento na Península Ibérica (*Homo antecessor* no Paleolítico Médio, há 780.000 anos), o homem moderno agiu com intensidade crescente sobre os seus ecossistemas. Parece que começou a utilizar o fogo há aproximadamente 200.000 anos (Arsuaga e Martínez, 1998) e iniciou as primeiras atividades agrícolas e pecuárias há cerca de 10.000, embora os primeiros jazigos neolíticos espanhóis datem do quinto milénio a.C. (Maroto, 1998). A descoberta da agricultura e a pecuária tornou possível um brusco aumento das populações humanas e, por conseguinte, da extensão e intensidade dos seus efeitos sobre o meio natural. Desse modo, o homem, com o seu fogo, a sua agricultura e o seu gado, foi transformando e modelando os ecossistemas primários para os tornar cada vez mais eficazes na satisfação das suas principais necessidades. Consequentemente, ao longo do Holoceno, a Península Ibérica sofreu alterações consideráveis na estrutura e na composição das suas comunidades florísticas e faunísticas, e hoje é impossível entender —e portanto conservar— as nossas paisagens e a nossa biodiversidade sem ter em conta a enorme influência do homem, do fogo, da agricultura e da pecuária.

Como é lógico, a transformação antrópica das nossas paisagens afetou, e com intensidade, a maioria das espécies de flora e fauna. Algumas, como a pequena cabra balear *Myotragus balearicus*, desapareceram (Terradas, 2001), enquanto outras chegaram a adaptar-se a essas alterações e até se viram beneficiadas por eles. Provavelmente, uma delas foi o coelho-bravo, cujas populações parecem ter beneficiado da transformação antrópica das paisagens mediterrâneas. De facto, parece que o desaparecimento da dispersa presença humana que havia até há poucas décadas na maioria dos nossos montes,

das suas pequenas hortas, cultivos extensivos e gado, contribuiu para facilitar a drástica regressão das populações do lagomorfo provocada, primeiro, pela mixomatose e, posteriormente, pela Doença Hemorrágica Viral (DHR). Algo parecido aconteceu com outras espécies faunísticas, em especial com aquelas em cuja alimentação o coelho-bravo desempenha um papel essencial, como águia imperial ibérica, a águia-perdigueira e, claro, o lince ibérico, que se adaptaram perfeitamente a ecossistemas mediterrâneos com um moderado nível de transformação antrópica.

Pelo exposto anteriormente pode deduzir-se que, durante muitos séculos, o lince ibérico foi capaz de conviver com a pecuária extensiva que aproveitava os recursos do seu habitat, em especial com pequenos rebanhos de cabras de carácter estante e com outros de maior tamanho de ovino transumante. Agora qual é o papel da pecuária no habitat do lince, é possível manter essa convivência na perigosa situação atual do felino? E se for, como é que o gado deve ser gerido no habitat do lince? Neste capítulo tentaremos responder de forma breve e simples a essas perguntas.

9.2. EFEITOS DO GADO SOBRE O HABITAT DO LINCE

A atividade pecuária produz efeitos muito diversos sobre o habitat do lince ibérico: alguns podem ser considerados positivos para o felino, outros de escassa ou nula importância e outros claramente prejudiciais. Em todo o caso, essa atividade implica sempre perturbações e incómodos para a espécie, pelo que parece evidente que a presença de gado não é necessária para o lince e que só algumas formas de pecuária extensiva são compatíveis com a sua conservação.

O principal efeito favorável da pecuária extensiva sobre o habitat do lince ibérico é o trabalho de melhoria dos pastos arvenses, da qual também beneficia o coelho. Uma pastagem relativamente intensa, sem ser excessiva, e continuada faz com que os pastos arvenses ganhem em cobertura, densidade de plantas, em qualidade bromatológica e em produção (San Miguel, 2001). Por isso, embora o gado compita com o coelho pelo alimento, tendo em conta as baixas necessidades de matéria seca do lagomorfo e a importância da qualidade na sua dieta e na sua reprodução, é muito provável que o efeito final da pastagem do gado seja positivo para o coelho. Por outro lado, o gado, através das suas dejeções, transporta fertilidade e sementes (em particular das espécies de maior qualidade) (Figura 9.1), acelera os ciclos dos nutrientes e reduz as deficiências que a escassez de alguns elementos limitantes, como o fósforo possa provocar. Desse modo, mesmo sobre solos ácidos, a pastagem favorece as leguminosas que, como já dissemos no capítulo 6, contribuem para aumentar a oferta de proteína do pasto. Também, caso se realize com uma intensidade moderada, é positiva a sua função de diversificação das estruturas vegetais, e em especial a abertura e conservação de pequenas clareiras em matagais e arbústeos, que também pode beneficiar o lagomorfo e melhorar as possibilidades de caça do felino.

Ao contrário do que acontece com o lobo, o lince ibérico não costuma predar sobre as crias do gado doméstico, embora o faça sobre as de outros ungulados silvestres. Não obstante, nas Serras de Andújar e Cardêña registaram-se ataques pontuais a aves (78%) e cordeiros em extensivo (22%) em episódios de muito baixa densidade de coelho (Garrote *et al.*, 2013). A maioria destes ataques foi resolvida de forma satisfatória com medidas preventivas de proteção do gado (pastores elétricos, fecho de galinheiros, aumento da vigilância dos pastores, etc.) ou com compensações justificadas, pois em vários casos comprovou-se que por detrás dos ataques estavam outras espécies que não o lince.



Figura 9.1. Bosta de vaca mostrando a importância do seu trabalho dispersor de sementes de leguminosas por endozoocoria.

O gado menor (ovino e caprino), que foi o utilizado tradicionalmente no habitat do lince, é, se os sistemas tradicionais continuarem a ser utilizados, o que melhor desempenha esse trabalho benéfico de melhoria dos pastos herbáceos e de abertura de pequenos claros na vegetação lenhosa arbustiva e subarbustiva (Figura 9.2). No entanto, necessita pastor e habitualmente cães, e isso pode provocar moléstias de certa consideração ao felino. O gado maior, pelo contrário, não necessita pastor, mas tem um trabalho menos eficaz de melhoria dos pastos herbáceos e pode chegar a provocar danos consideráveis sobre a vegetação lenhosa. Por outra parte, requer maiores níveis de suplementação, e isso implica concentrações de reses que são dificilmente compatíveis com a presença do lince ibérico.



Figura 9.2. Rebanho de gado ovino de raça merina a pastar sobre um terreno de pasto de *Poetalia bulbosae* numa quinta de lincos de Serra Morena.

Um último aspeto que não podemos deixar de mencionar é o sanitário, porque a presença de gado e a sua interação com os ungulados silvestres podem chegar a aumentar a prevalência de doenças que se comprovou afetarem o lince ibérico: tuberculose, brucelose bovina, leptospirose e pasteurelose (Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de Andalucía, 2013).

9.3. PAUTAS GERAIS DE GESTÃO DO GADO NO HABITAT DO LINCE

Como já dissemos anteriormente, acreditamos que só uma pecuária extensiva manuseada cuidadosamente é compatível com a presença e reprodução do lince ibérico. Em relação às espécies, é mais recomendável a presença de gado menor do que a de maior, tanto pelo seu efeito sobre as comunidades vegetais como por serem espécies que requerem pastor, ou cercas, e, por conseguinte, podem evitar com maior facilidade as Áreas Sensíveis para a espécie, sobretudo as de criação e alimentação.

As cargas pecuárias devem ser moderadas, situando-se no máximo em 0,2-0,3 UGM/ha. Além disso, deve tentar conseguir-se que a sua divisão seja o mais homogêneo possível, evitando concentrações pontuais que possam provocar degradações da vegetação ou do solo (Figura 9.3), moléstias para o lince ibérico ou aumentos na prevalência de doenças infecciosas. Nesse sentido, é especialmente importante garantir que existe uma adequada oferta de pontos de água durante todo o ano.

Os pontos de divisão de alimento suplementar para o gado devem ser suficientemente numerosos para evitar altas concentrações de reses e devem estar em sítios suficientemente afastados das Áreas Sensíveis do lince ibérico.



Figura 9.3. A concentração pontual do gado pode provocar a degradação da vegetação lenhosa e até do solo, como se vê nesta fotografia de uma antiga quinta de lince.

Se for possível, convém conservar e aumentar a superfície dos terrenos de pasto de *Poetalia bulbosae* –os melhores pastos mediterrâneos, que cera e mantém o gado e que também seleciona muito positivamente o coelho (Figura 9.4)–através de técnicas tradicionais, como o instalação de redil no seu perímetro, preferencialmente depois de o gado ter pastado sobre pastos de qualidade já florescidos e em fruto (redil semeado) e acompanhado por uma ligeira fertilização fosfórica.



Figura 9.4. Detalhe de um terreno de pasto de *Poetalia bulbosae* criado pelo pastoreio de gado ovino. A alta densidade de dejeções de coelho manifesta a seleção positiva faz o lagomorfo.

Para finalizar, indicaremos que é conveniente a prática de rotações de pastoreio, modificando a cada época os percursos efetuados pelos pastores ou movendo a reses de zonas das quintas a outras através da utilização de grandes cercas. Em todo o caso, é imprescindível evitar perturbações nas Áreas Sensíveis de criação, alimentação e dispersão.

Na mesma linha podem recordar-se as recomendações da Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de Andalucía para o setor pecuário dentro do LIFE+ IBERLINCE no seu tríptico “Proteção sanitária do lince ibérico: manuseamento do gado e saneamento dos animais de produção” (Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de Andalucía, 2013):

- Manutenção das cercas e instalações que dificultem o contacto entre o gado e o lince.
- Adequada manutenção dos pontos de abastecimento de água para o gado. Correta higiene e desinfecção periódica dos bebedouros.
- Cumprimento das campanhas de saneamento pecuário.
- Correta gestão de cadáveres e restos de caça no campo. Não abandonar no campo.
- Manutenção de densidades razoáveis de ruminantes nas áreas de distribuição do lince.
- Vacinação e desparasitação dos gatos domésticos e dos cães de matilha.

Capítulo 10



**Gestão genética e imunológica
para o manuseamento das
translocações e reintroduções de
coelho em Espanha**

Gestão genética e imunológica para o manuseamento das translocações e reintroduções de coelho (*Oryctolagus cuniculus* L., 1758) em Espanha

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

10.1. INTRODUÇÃO

Tendo em conta a importância que os aspetos genético-epidemiológicos podem ter sobre a viabilidade das populações e translocações de coelhos, considerou-se adequado elaborar um capítulo específico a esse respeito neste manual.

As características genéticas e a ecologia epidemiológica das populações de coelhos na Península Ibérica são, ainda hoje, objeto de estudo científico por diferentes grupos de investigação. Como tal, antes da exposição das recomendações propriamente ditas, e como base para as mesmas, apresenta-se uma revisão dos conhecimentos científicos existentes até ao momento. Tendo em conta o projeto de investigação desenvolvido pela nossa equipe, esta revisão foi estruturada em duas partes. Uma primeira de compilação e síntese dos conhecimentos prévios ao desenvolvimento do nosso projeto e uma segunda de exposição e divulgação das contribuições específicas da nossa investigação e dos avanços realizados que condicionam as recomendações de manuseamento subsequentes.

Devido à relativa complexidade, conceptual e terminológica, da matéria objeto de exposição, a leitura das bases científicas das recomendações de manuseamento pode tornar-se difícil para leitores pouco familiarizados na matéria, pelo que queremos pedir desde já desculpas e compreensão. A já referida complexidade dos temas tratados, sobre muitos dos quais continua a existir controvérsia a nível científico, aconselha a expor com certa profundidade e dialeticamente o estado de conhecimentos existente, para que aqueles técnicos ou gestores mais especializados possam avaliar por si mesmos as recomendações de manuseamento realizadas.

A parte de recomendações propriamente dita é estruturada em relação ao Capítulo 7 deste manual “Fomento das populações de coelho”; capítulo onde, entre outras atuações, se descrevem as técnicas mais comuns desenvolvidas no momento de realizar translocações de coelhos, quer sejam reforços populacionais, quer sejam reintroduções.

10.2. REVISÃO DE CONHECIMENTOS

10.2.1. Introdução à revisão

O coelho (*Oryctolagus cuniculus* L., 1758) é uma espécie-chave nos ecossistemas mediterrânicos. A sua abundância e ampla distribuição fazem com que existam na Península Ibérica mais de 39 espécies de aves e mamíferos predadores de coelhos (Moreno *et al.*, 1996) das quais, quase uma dezena se alimentam quase exclusivamente deles. (Moreno *et al.*, 1996, Gortázar *et al.*, 2000). Além disso, dada a sua abundância e a excelente qualidade da sua carne, o coelho foi consumido de forma regular pelo homem, principalmente nas zonas rurais, constituindo-se historicamente a peça mais comum de caça pequena em Espanha. O coelho é capaz de suportar esta grande pressão de predadores e cinegética graças à sua grande capacidade de adaptação a diversas condições ecológicas e a uma alta produtividade (Soriguer, 1981), o que, por sua vez, propiciou que esta espécie apresente uma elevada diversidade e complexa estrutura genética na Península Ibérica (Branco *et al.*, 2000, Queney *et al.*, 2000, Queney *et al.*, 2001, Branco *et al.*, 2002).

No entanto, o panorama do coelho em Espanha mudou drasticamente no início da década de 1950 com a chegada da mixomatose que reduziu até 90% as populações de coelho (Bárcena *et al.*, 2000). Quando parecia que as populações estavam a recuperar desta epidemia, o coelho sofreu um novo revés nos finais da década de 1980, com o aparecimento da doença hemorrágica do coelho (RHD, *Rabbit haemorrhagic disease*) que produziu uma mortalidade de cerca de 60% da população peninsular (Argüello *et al.*, 1998).

No total, a redução do coelho pode ter sido superior a 80% nos últimos 30 anos (Virgós *et al.*, 2005). Muitas populações extinguiram-se e outras apresentam tendências negativas e apenas nalgumas zonas com habitats de boa qualidade, ainda é possível encontrar populações recuperadas ou com altas densidades. Apesar desta situação, o coelho continua a sofrer uma elevada pressão cinegética, temporadas de caça não adequadas (Angulo e Villafuerte 2004), e manuseamentos do habitat para usos agrários ou para favorecer outras espécies cinegéticas que o prejudicam. Embora seja verdade que existem atuações locais para promover a espécie (Ex. Organizações não-governamentais, Federações de Caça, Comunidades Autónomas, etc.), não se elaborou, até ao momento, um plano de ação ou Estratégia à escala nacional, embora ao nível regional algumas comunidades como Castela La Mancha contem com Planos de Gestão para a espécie, nos quais se inclui as diretrizes sobre como se deve conservar e gerir. Do ponto de vista da gestão, deve-se dizer que nos últimos anos

se observaram localmente novas tendências populacionais, que talvez num futuro imediato nos poderiam dar uma visão mais otimista (sobretudo visto o que aconteceu em cada vez mais lugares de Espanha, como por exemplo o sul de Castela e Leão, vale do Ebro, comunidade de Valencia, ou Madrid), onde algumas populações de coelho parecem ser numerosas, observando-se com maior frequência queixas dos agricultores.



Figura 10.1. O coelho-bravo é um integrante fundamental dos ecossistemas mediterrâneos.

10.2.2. Origem do coelho

Os restos fósseis permitiram determinar que há cerca de 3,6 milhões de anos, no Plioceno Médio, já existiam duas espécies do género *Oryctolagus*, uma no sul de França e no-roeste de Itália e outra na Península Ibérica (*O. laynensis*). Desta última espécie, acredita-se que descendem todos os coelhos modernos (López-Martínez, 1989). O coelho ficou isolado na Península Ibérica durante o período Quaternário em dois refúgios, um no nordeste e outro no sul, o que fez com que se diferenciasses duas linhagens. Posteriormente, durante o último período pós-glacial, os coelhos recolonizaram a Península Ibérica formando uma zona de contacto, entre as duas linhagens, no centro da Península (Branco *et al.*, 2000). Por conseguinte, o coelho é um endemismo da Península Ibérica e talvez do mediterrâneo francês e a sua distribuição natural, até à Idade Média, limitava-se a estas zonas (Callou, 1995). Foi a partir de então que o homem introduziu o coelho por toda a Europa e daí para o resto do mundo, dando lugar às raças domésticas.

A partir das duas populações diferenciadas em refúgios quaternários, por causa das glaciações, surgiram as duas subespécies descritas: *Oryctolagus cuniculus algirus* (Loche,

1858) presente exclusivamente no sul de uma faixa imaginária que se estende da Galiza até Almería na Península Ibérica e *Oryctolagus cuniculus cuniculus* (L., 1758) distribuído naturalmente pelo norte desta faixa, na Península Ibérica e sul de França (para mais pormenores, ver posteriormente a “Estrutura genética da população da Península Ibérica”). É esta última subespécie que se propagou com a ajuda do homem por quase todo o Planeta e que deu origem a todas as raças domésticas (Biju-Duval *et al.*, 1991). As raças domésticas e populações europeias apresentam uma menor diversidade genética devido à manipulação e seleção por parte do homem, enquanto as populações do sul mostram valores mais altos de diversidade genética (Branco *et al.*, 2000). Do mesmo modo, é de destacar que as características genéticas das populações da Península Ibérica se mantiveram apesar de fenómenos históricos tão importantes como as glaciações, ou a incidência das graves doenças que reduziram e reduzem os tamanhos populacionais.

Os coelhos da Península Ibérica representam as populações originais e devem ser conservadas pelo seu valor cultural, patrimonial e importância para o funcionamento dos nossos ecossistemas.

10.2.3. Importância do coelho

A problemática do coelho é diferente consoante o país. Nalgumas zonas, o coelho é uma espécie invasora e graças à sua grande capacidade de adaptação e produtividade e em ausência de predadores, é capaz de constituir pragas e causar graves danos. Estima-se que na Grã-Bretanha e Austrália se investiram por ano cerca de 170 e 310 milhões de dólares respetivamente para o seu controlo (Angulo e Cooke, 2002). Na Austrália, calcula-se que o coelho é uma das principais causas da extinção de animais e plantas autóctones (Robinson *et al.*, 1997, Fenner e Fantini, 1999). Por isso, a maioria da literatura que existe sobre o coelho e principalmente sobre as suas doenças provem de países onde o coelho é uma espécie artificialmente introduzida, sendo muito inferior ao número de estudos sobre as doenças do coelho realizados com as populações da Península Ibérica.

Ao contrário de outros países, onde a gestão do coelho se centra no controlo das suas populações, em Espanha os esforços destinam-se à conservação e fomento do mesmo. A sua abundância e ampla distribuição históricas fazem com que faça parte da dieta de um grande número de predadores e, muito significativamente, na dieta de espécies emblemáticas e endémicas da Península Ibérica como são o lince ibérico e a águia-imperial ibérica (Moreno *et al.*, 1996, Gortázar *et al.*, 2000). Além disso, o coelho exerce uma grande influência no habitat para outras espécies devido ao consumo da vegetação, dispersão de sementes e construção de tocas (Delibes e Hiraldo, 1981, Soriguer 1986, Gómez-Sal *et al.*, 1999).

O grande número de espécies que predam sobre o coelho, embora não sejam responsáveis pelo declínio da espécie visto que suportaram historicamente esta pressão, impede que o coelho recupere, especialmente nas zonas com baixa densidade de coelhos. É o que se conhece como “armadilha do predador” (Reddiex *et al.*, 2002).



Figura 10.2. O pombo-torcaz é uma espécie de caça em ascensão.

A esta grande pressão de predadores há que acrescentar a atividade cinegética. Em Espanha, o coelho é uma das espécies de caça pequena mais importantes. Tradicionalmente, o coelho tem sido apreciado como alimento e pelas suas peles. Atualmente, a sua importância económica deve-se principalmente ao seu valor como espécie cinegética. Em Espanha, cerca de 70% do território são áreas cinegéticas, nas quais caçam mais de um milhão de caçadores por ano, número que duplicou nos últimos 50 anos (REGHAB, 2002). Embora o coelho tenha perdido a relevância face a outras espécies de caça pequena como a perdiz ou o pombo-torcaz e face à cada vez mais difundida caça grande, este continua a ser uma peça apreciada, cobrando-se aproximadamente 4 milhões de coelhos por ano (Ministério de Agricultura, Pesca e Alimentação 2006, Virgós *et al.*, 2005).

O facto de que o coelho é uma espécie tradicionalmente explorada a nível cinegético dificulta a proteção desta espécie. Teoricamente apenas aquelas populações com uma tendência demográfica positiva deveriam ser exploradas visto que a caça implica uma redução da abundância das populações (Bennet e Robinson, 2000, Sutherland, 2001). As populações pequenas são mais suscetíveis de sofrer processos estocásticos, os quais aumentam com a caça, uma vez que esta provoca uma redução da estabilidade da população, pelo que a caça não é aconselhável abaixo de um limite de densidade (Lande *et al.*, 1997).

Em Espanha, as Comunidades Autónomas determinam os métodos de caça, a temporada e os dias em que é permitido caçar. Posteriormente são os titulares cinegéticos que fixam as cotas de caça para regular. Os critérios seguidos baseiam-se normalmente na sua opinião e experiência sobre a densidade e tendência das populações e, poucas vezes, em critérios

científicos. Na verdade, a normativa legal relativa aos períodos úteis para a caça do coelho em Espanha não foi alterada desde 1902, contemplada na atual lei de caça de 1970 (RE-GHAB 2002). Estas normas foram estabelecidas como a medida de controlo do coelho em resposta às enormes perdas económicas que se registaram na agricultura. O atual período de caça coincide com a melhor época para o controlo da população, quando esta apresenta uma menor densidade dentro do ciclo anual e as fêmeas reduzem a capacidade reprodutiva para o período de reprodução seguinte. No entanto, os estudos empíricos sobre estas questões ainda continuam pendentes, pelo que talvez só localmente se poderia pensar em mudanças nas normativas acima indicadas, tudo isso enquadrado numa situação, muitas vezes alterável mas nos dias de hoje, de aparente recuperação num número crescente de lugares (Muñoz 2007, com. pess.).

10.2.4. Aspetos genéticos

Existem dois “tipos” de coelhos a partir do ponto de vista do ADN mitocondrial. Diferenciam-se coelhos Tipo A e coelhos Tipo B. A denominação Tipo A ou B faz referência às linhagens maternas identificadas a partir de polimorfismos no ADN mitocondrial (Ennafa *et al.*, 1987, Biju-Duval *et al.*, 1991). A linhagem A encontra-se no sudoeste da Península Ibérica (Figura 1) e a linhagem B no resto da Europa, incluindo o norte da Península e as raças domésticas. A distribuição geográfica destes grupos pode sobrepor-se, quase sem exceções, com a distribuição das duas subespécies definidas pela taxonomia clássica. De modo que a linhagem ou tipo A corresponde com a subespécie *O. c. algirus* e a linhagem ou tipo B com a subespécie *O. c. cuniculus*.



Figura 10.3. Mapa com a distribuição das linhagens mitocondriais de coelho (extraído Branco *et al.* 2000). Demonstra-se a existência de uma faixa de contacto entre as duas linhagens que atravessa a Península de noroeste a sudeste.

Além disso, realizaram-se estudos mais aprofundados que demonstraram a existência de uma faixa de contacto entre as duas linhagens que atravessa a Península de noroeste a sudeste (Figura 10.3, Branco *et al.*, 2000).

A diferenciação dos coelhos em A e B, embora seja um bom começo para a escolha de populações dadoras e recetoras, pode tornar-se um pouco simplista porque se baseia apenas na discriminação de duas linhagens maternas através do ADN mitocondrial. No entanto, estudos com marcadores de ADN nuclear, com um maior poder de resolução que o ADN mitocondrial, corroboraram a existência destes dois grandes grupos (van der Loo *et al.*, 1991, 1999, Ferrand, 1995) e também revelaram uma complexidade evolutiva e de estrutura genética muito maior (Gerald *et al.*, 2005, 2006). Além disso, os genes que codificam para caracteres de eficácia biológica encontram-se no núcleo, de modo que o uso deste tipo de marcadores seria mais adequado para a seleção de indivíduos, já que poderiam estar a indicar possíveis adaptações às diferentes condições ambientais.

10.2.5. Doenças

As doenças responsáveis pela diminuição do coelho nas últimas décadas são duas: a mixomatose e a doença hemorrágica viral (Muñoz-Goyanes, 1960; Villafuerte *et al.*, 1995; Fenner e Fantini, 1999).

10.2.5.1. Mixomatose

A mixomatose apareceu em Espanha em 1954. O vírus que a produz provém dos coelhos americanos do género *Sylvilagus* aos quais não causa a morte. Os vírus presentes em Espanha provém de uma estirpe original denominada Lausanne que foi isolada no Brasil e libertada na Austrália na década de 1950 para controlar as populações de coelhos europeus, onde provocou uma mortalidade de quase 99%. Posteriormente, o vírus da mixomatose foi introduzido deliberadamente em França e daí estendeu-se amplamente por toda a Europa e chegou a dizimar as populações até 90% (Bárcena *et al.*, 2000).

O vírus mixoma (MV) pertence à família Poxviridae, género Leporipoxvirus (Murphy *et al.*, 1995). Esta família inclui os vírus animais mais complexos e de maior tamanho que se conhecem. O seu genoma é constituído por uma molécula de ADN bicatenário com um tamanho de 163 Kb. A doença começa com uma lesão nodular no ponto de inoculação (principalmente produzida por picadas de pulga) bem como com inflamação das pálpebras e evolui até ao aparecimento de múltiplos nódulos por todo o corpo do coelho. A morte ocorre, consoante a virulência da estirpe, entre 9 e 35 dias pós-infeção.

O vírus da mixomatose está pouco estudado a nível molecular. Apenas alguns trabalhos, levados a cabo na Austrália estudaram a sua variação, através da análise de fragmentos com enzimas de restrição, demonstrando a baixa variabilidade deste vírus (Fenner y Fantini, 1999). O maior número de estudos desta doença foi realizado para se conhecer o modelo da

coevolução entre o vírus da mixomatose e os coelhos. Em Inglaterra, estudaram-se a forma como as oscilações na incidência da doença se devem ao aparecimento de estirpes de vírus atenuadas depois de uma primeira infeção de estirpes de vírus muito virulentas. Esta diminuição deu tempo aos coelhos para criar resistência ao vírus e à medida que a resistência aumentou também aumentou novamente a virulência do vírus (Ross *et al.*, 1989).



Figura 10.4. e 10.5. Sintomas externos das doenças da Mixomatose (esquerda) e a Doença Hemorrágica Viral do Coelho (direita).

10.2.5.2. Doença Hemorrágica Viral do Coelho

A doença hemorrágica viral (RHD) é ainda mais recente. A teoria mais difundida sobre a sua origem é que foi detetada pela primeira vez no ano de 1984 na China (Liu *et al.*, 1984) e entre 1987 e 1989 dispersou-se pela Ásia até aos países continentais europeus, até que em 1989 o vírus já se encontrava amplamente distribuído pela Europa (Morisse *et al.*, 1991). Em 1988 chegou a Espanha, produzindo mortalidades de aproximadamente 60% da população peninsular (Argüello *et al.*, 1998). No entanto, estudos filogenéticos e serológicos demonstraram que a RHDV já se encontrava presente nos coelhos europeus, numa forma não virulenta, décadas antes da grande epidemia dos finais da década de 1980 (Forrester *et al.*, 2006). Embora tenha sido na China que se tenha constatado o primeiro caso de vírus altamente virulento, de acordo com as evidências filogenéticas, este não foi o único foco de dispersão da doença, mas sim que a RHDV apareceu em mais de uma ocasião e em diferentes lugares (Forrester *et al.*, 2006). Posteriormente, a RHD foi utilizada como método de controlo na Austrália, Nova Zelândia, Argentina e Chile.

O vírus da doença hemorrágica viral (RHDV) pertence à família Caliciviridae. Os vírus têm um genoma de ARN de cadeia simples de 7,4Kb. O vírus é transmitido pelo ar

ou por transmissão oro-fecal. Os sintomas observados nos animais doentes são: anorexia, prostração, sinais nervosos, sinais respiratórios, etc. Exceto na forma superaguda da doença em que os animais morrem subitamente, a viremia provoca uma falência múltipla dos órgãos que provoca hemorragias e congestões em muitos órgãos. Tem uma evolução muito rápida e quase sempre fatal. No entanto, os coelhos jovens sofrem uma forma da doença muito menos grave, de modo que a mortalidade é reduzida ou chega mesmo a ser inexistente.

Em relação à RHD, existem modelos matemáticos que preveem a dinâmica das populações face a uma epidemia (Calvete, 2006b). Estes modelos demonstram que a doença não afeta da mesma forma todas as populações. Nas populações com uma elevada densidade de coelhos, o vírus transmite-se muito facilmente e os coelhos ficam imunizados em idades muito jovens, quando a doença não os afeta tanto. Nas populações com baixa densidade de indivíduos, os vírus não podem ser transmitidos de forma eficaz pelo que o impacto da doença também é baixo. O maior impacto é sofrido pelas populações com densidades intermédias, nas quais o vírus consegue transmitir-se entre indivíduos, mas estes contagiam-se em idades mais avançadas em que a doença é letal (Calvete, 2006a, 2006b).

Ainda há muito por investigar sobre o efeito das doenças sobre as populações de coelho. Embora existam modelos epidemiológicos para a mixomatose e RHD, são poucos os trabalhos que incluem informação genética dos vírus.

No caso da RHD, a literatura é um pouco mais extensa que no caso da mixomatose. Mas, a maior parte da mesma foca-se em estudos de epidemiologia molecular em áreas como Austrália e Nova Zelândia, onde o RHDV foi utilizado como controlo biológico (Asgari *et al.*, 1999, Barlow *et al.*, 2002, Cooke e Fenner, 2002). Não existem estudos sobre a RHD em Espanha, apenas um estudo sobre a filogenia do vírus na Europa onde se incluíram as sequências de RHDV, isolando alguns exemplares espanhóis (Collery *et al.*, 1995, Chasey *et al.*, 1997, Nowotny *et al.*, 1997, Le Gall Recule *et al.*, 2003). Estes estudos chegaram à conclusão que existem atualmente 7 grupos de vírus, em dois dos quais se encontraram vírus de Espanha. Em países como a França e a Hungria, onde se estudou a evolução do vírus durante longos períodos de tempo, demonstrou-se que os grupos presentes em cada zona não se mantêm ao longo do tempo, mas extinguem-se e aparecem outros novos, derivados dos já existentes ou através da chegada de novas estirpes (Forrester *et al.*, 2006). Apesar da elevada taxa de mutação do vírus e do grande número de genótipos existentes, não existe uma relação geográfica entre os vírus de diferentes grupos, nem mesmo diferenças significativas entre os vírus encontrados em animais saudáveis, doentes, selvagens ou domésticos (Le Gall Recule *et al.*, 2003, Matiz *et al.*, 2006). Isto indica que o responsável pela enorme área de distribuição do vírus são os movimentos de coelhos por parte do homem com fins comerciais ou cinegéticos.

NOVA ESTIRPE DA RHD

Em 2011, detetou-se na Península Ibérica uma nova estirpe da RHD (Le Gall-Reculé *et al.*, 2011; Dalton *et al.*, 2012; Lavazza *et al.*, 2013), denominada RHD-Vb (ou 2) e inicialmente localizada no norte da Península e Aragão. Caracteriza-se por ter o RNA 20% diferente da estirpe clássica (e possivelmente com genética próxima dos calicivírus apatógenos). Poderia ser uma variante ou a mesma estirpe francesa original detetada em 2010 em França (Le Gall-Reculé *et al.*, 2013).

Ao contrário da RHDV, que afeta coelhos com mais de 6-8 semanas, a nova RHDVb produz mortalidades de 40-50% aos coelhos jovens de 11-30 dias (Dalton *et al.*, 2012 y 2014, em cunicultura), pelo que se poderia esperar um menor recrutamento das classes adultas e reprodutoras dos coelhos. Apresenta uma variante antigene diferente, porque os coelhos infetados com uma estirpe não estariam protegidos da outra (os coelhos iriam carecer de imunidade gerada pelo contacto com a estirpe contrária). E a vacinação contra a clássica não protegeria da nova (Dalton *et al.*, 2014).

A nova estirpe espalhou-se por toda a Península, sem aparente intervenção de vetores (Abrantes *et al.*, 2013; Dalton *et al.*, 2014). Por exemplo, 12 dos 14 coelhos-bravos recolhidos em 2013 no âmbito do Projeto Life+ IBERLINCE em áreas de distribuição do lince ibérico de Jaén, Sevilha e Huelva deram positivos à nova estirpe, e haveria mais províncias separadas geograficamente afetadas.

As duas estirpes pareciam coexistir ao irromper a nova, mas atualmente poderia haver um domínio da nova sobre a clássica (Calvete *et al.*, 2014). O mesmo autor sugere que a RHVDb poderia ser o principal, se não o único, fator causal apenas envolvido nos surtos de RHD em cunicultura no futuro próximo. Na cunicultura, a vacina que se utiliza para a nova estirpe parece funcionar, mas ainda falta estudar se a circulação rápida do vírus em populações selvagens densas (o mecanismo que poderíamos considerar “equivalente” à vacina nestas populações) funciona (Calvete, 2006b). Especialmente porque a nova estirpe parece fixar-se facilmente (Calvete, com. pes.).

Tudo isto faz com que possamos estar perante a terceira grande crise epidemiológica do coelho-bravo. Assim, alguns dados sugerem fortes declínios, como em Aragão, Serra de Andújar e Doñana ou nas bolsas dos caçadores de várias províncias, mas também existem populações que parecem não ter sido afetadas (Delibes-Mateos, 2014). À data de publicação deste Manual, não se conhece bem como evoluirá a nova estirpe, nem como irão interagir ambas as estirpes, e ainda menos nas populações selvagens, pelo que ainda é prematuro elaborar

recomendações específicas para os gestores. Não obstante, há especialistas que consideram que esta nova variante não altera o cenário global de precauções que devem ser tidas em conta no momento de abordar translocações ou outras manipulações de populações de coelho e que foram amplamente difundidas (Villafuerte, com. pessoal).

No Grupo de Trabalho sobre a saúde das populações do III Seminário Internacional sobre coelho-bravo-I Seminário Internacional LIFE+ Iberlince (Beja, Portugal, outubro 2013), foram propostas algumas recomendações no âmbito das ações do projeto:

- Desencorajar a translocação de coelhos a não ser por motivos de força maior (como é o caso dos programas de conservação do lince ibérico).
- No caso de realização de movimentos, não vacinar os coelhos contra a nova estirpe com a vacina francesa (a imunização requer duas doses e aplicá-las seria inviável nas translocações).
- Estudar as estirpes circulantes e o estado imunitário das áreas fonte e recetora.
- Realizar uma autovacina para imunizar os coelhos na área fonte (poderia ser pouco viável, porque os coelhos são selvagens e são capturados mesmo antes da translocação).
- Realizar IKAs a partir do mês de fevereiro (época em que afeta a estirpe clássica) para detetar coelhos-bravos que possam ser afetados pela doença e recolher amostras de fígado para análise. Estas datas foram escolhidas porque é a época em que as populações de coelho são afetadas pela estirpe clássica.

Na mesma linha, recomendamos aos gestores de coutos que comuniquem a deteção de coelhos mortos com sintomas de RHD, especialmente coelhos jovens e, se possível, entregá-los às mesmas autoridades para a sua análise e contribuição para o conhecimento da evolução da nova doença.



Figura 10.6. Coelho jovem morto que, após análise, apresentava a nova estirpe da EHV (primavera de 2012).

10.3. CONTRIBUIÇÕES DO PROJETO DE INVESTIGAÇÃO “ESTUDO GENÉTICO E IMUNOLÓGICO DO COELHO-BRAVO:” IMPLICAÇÕES EPIDEMIOLÓGICAS E POPULACIONAIS DAS TRANSLOCAÇÕES E REINTRODUÇÕES”

10.3.1. Aspectos genéticos

10.3.1.1. Linhagens genéticas

No âmbito do nosso trabalho, a proporção da subespécie *O.c.cuniculus* (linhagem B) foi maior para todas as populações do norte e centro da Península, enquanto no sul predominou a subespécie *O.c.algirus* (linhagem A, Figura 10.6). Não se encontrou em nenhuma das populações do sul populações que tiveram exclusivamente coelhos da subespécie *O.c.algirus*, todas elas apresentaram, embora em baixa proporção, coelhos da subespécie *O.c.cuniculus*. No entanto, no norte e centro foram encontradas populações nas quais apenas se encontrava presente a subespécie *O.c.cuniculus*.

O fato de que os coelhos por si só se dispersem pouco atesta a teoria de que o aumento de coelhos de tipo B nas populações receptoras da metade sul da Península se deve a translocações realizadas pelo homem.

Se compararmos a análise de ADN mitocondrial realizada no projeto com o de Branco *et al.* (2000) realizado nas mesmas populações mas seis anos que anteriores (Figura 10.3.) obtêm-se resultados semelhantes, mas com algumas diferenças. As populações do norte e nordeste da Península apresentam nos dois trabalhos um modelo muito semelhante com a presença da subespécie *O.c.cuniculus* (haplótipo ou linhagem B) com alguma introgressão do haplótipo presente em *O.c.algirus* (A). Já no estudo de Branco *et al.* (2000) pode-se observar como a expansão natural de *O.c.cuniculus* parece mais bem-sucedida visto que ocorreu de forma natural uma maior parte da área de distribuição.

No entanto, no que se refere às populações da metade sul no nosso trabalho, aumentou significativamente a percentagem de indivíduos com o haplótipo B presente em *O.c.cuniculus*, em relação ao trabalho de Branco *et al.* (2000).

Em Toledo, a zona de contacto entre as linhagens A e B, a proporção que existia há seis anos atrás entre as duas foi invertida. Atualmente, dois terços dos indivíduos analisados apresentam o haplótipo mitocondrial B, enquanto a linhagem mais abundante há seis anos era a A. Um aumento menos acentuado deste haplótipo ocorreu nas populações de Cidade Real. Em nenhuma das populações analisadas se encontra apenas o haplótipo A. de *O.c.algirus*. Em Cádiz, onde há seis anos não se encontraram haplótipos mitocondriais B, foram detetados por nós, embora em baixa proporção. Este aumento em termos da área de distribuição da subespécie *O.c.cuniculus* pode ter sido causado por dois fatores: o primeiro é uma possível adaptação e maior resistência a doenças que justifique o maior número de pragas de coelho no norte e facilite a colonização de novos habitats para o sul, como pode ser o caso das populações de Toledo; e o segundo é pelas campanhas de reintrodução de coelhos que se realizam no sul da Península, principalmente assumindo como doadores populações do haplótipo B ou de zonas com mistura dos dois haplótipos como é o caso de Toledo, o que explicaria o aumento desta subespécie em Cidade Real e Jaén. No entanto, a presença em Cádiz, uma população doadora, de haplótipos B deve ser explicada porque no trabalho de Branco *et al.* (2000) não se detetaram por estar em baixas frequências ou porque são favorecidas pela sua maior resistência a doenças ou melhor adaptação ao habitat disponível.



Figura 10.7. Mapa com as frequências obtidas pelo projeto em cada população de coelhos de linhagem mitocondrial A (a preto) e B (a branco). A proporção da subespécie *O.c.cuniculus* (linhagem B) foi maior para todas as populações do norte e centro da Península, enquanto no sul predominou a subespécie *O.c.algirus* (linhagem A).

10.3.1.2. Variabilidade genética

Para o presente estudo, analisaram-se coelhos provenientes de 19 áreas geográficas:

1. Lérida (correspondente a populações do sudeste da província de Lérida, principalmente da área de L'Urgell e La Segarra).
2. La Rioja (T.M. Logronho)
3. Valladolid (correspondente às populações da bacia do rio Eresma e rio Cega no sul da província)
4. Madrid 1 (T.T.M.M. Colmenar del Arroyo, Navalagamella e Quijorna, com uma população próxima da bacia do rio Guadarrama)
5. Madrid 2 (T.M. Ajalvir)
6. Toledo 1 (T.M. Toledo, Bargas e 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. Cidade Real 3 (T.T.M.M. Almodôvar del Campo e Brazatortas)
11. Albacete
12. Jaén 1 (T.M. Andújar)
13. Jaén 2 (T.M. Vilches)
14. Cáceres 1 (T.M. Valencia de Alcântara)
15. Cáceres 2 (T.M. Cáceres)
16. Cádiz (T.M. Medina Sidónia)
17. Valencia (correspondente às populações em Vall d'Albadia e da quinta de caça "La Amistad" no T.M. de Buñol)
18. Maiorca
19. Galiza (esta população só é incluída nas análises de MV)

Há populações que apresentam maior variabilidade do que outras, embora, de modo geral, todas as populações tenham apresentado valores elevados de diversidade, com altos

valores de heterozigidade observada (Alda *et al.*, 2006). De modo geral, a variabilidade genética, obtida em todas as populações de coelho tem sido muito elevada e muito semelhantes às obtidas por outros autores (Queney *et al.*, 2001) que aplicaram nove dos 11 marcadores analisados por Alda *et al.*, 2006, para populações semelhantes às nossas, populações do nordeste e sudoeste da Península Ibérica.

De modo geral, assume-se que as populações ancestrais apresentam uma diversidade maior do que aquelas que evoluíram ou se dispersaram a partir das mesmas (Hewitt, 2000). Isto também foi demonstrado nos coelhos, considerando que todos os coelhos evoluíram de um ancestral no sul da Península Ibérica (López-Martínez, 1989; Callou, 1995), uma vez que as populações do sudoeste demonstraram maior diversidade genética tanto nos marcadores nucleares (Branco *et al.*, 1999, Queney *et al.*, 2001) como mitocondriais (Branco *et al.*, 2000). Isto foi atribuído ao facto de que os maiores tamanhos populacionais permitiram que se tenham mantido alelos em baixa frequência, enquanto no norte, onde as populações são mais heterogéneas e sofreram mais mudanças demográficas, estes alelos raros desapareceram. (Branco *et al.*, 2000).

Estas diferenças de diversidade entre áreas geográficas são muito maiores ao analisar exclusivamente marcadores mitocondriais, já que eles evoluem mais lentamente e, portanto, refletem uma situação mais ancestral do que, por exemplo, marcadores com taxas de mutação muito mais elevadas, como os microssatélites. Estudos anteriores apoiaram esta teoria visto que obtiveram valores superiores de diversidade para as populações do sul da Península (Queney *et al.*, 2001). No entanto, estes estudos não incluíram as populações do centro da Península ou a zona de contacto entre as duas linhagens mitocondriais.

No nosso estudo (Alda *et al.*, 2006), concentrado principalmente no centro da Península Ibérica, obtiveram-se precisamente os maiores índices de diversidade para as populações presentes nesta faixa de contacto entre as duas linhagens mitocondriais identificadas, o que faz sentido se tivermos em consideração que estas populações possuem características genéticas das duas populações ancestrais.

Algumas populações apresentam menores diversidades por razões diferentes. A população de Maiorca é um exemplo de efeito fundador numa ilha na qual o isolamento e a ausência de fluxo génico produzem uma diminuição da diversidade. As populações de Cáceres e Jaén, pelo contrário, além de contarem com poucos indivíduos analisados, são populações em regressão, em que a baixa diversidade terá sido provavelmente causada por congestionamentos e nas quais a introdução de exemplares de outras populações não parece ter efeito positivo sobre a diversidade total.

As características genéticas, que apresentam as populações da zona de contacto entre as duas linhagens, parecem indicar que aquilo que se está sendo a considerar como uma única população, na verdade são várias. No nosso caso, encontraram-se dois grupos de coelhos bem diferenciados nalgumas destas populações provenientes de duas quintas diferentes.

As populações em aumento e em regressão apresentam poucas diferenças nos seus níveis de variabilidade genética, apresentando em ambos os casos elevados níveis de heterozigosidade. Da mesma forma, a riqueza alélica é muito semelhante nos dois tipos de populações.

No momento de determinar a compatibilidade das populações dadoras e recetoras, os parâmetros gerais de variabilidade genética não são suficientes, porque embora as heterozigosidades esperadas e os números de alelos sejam semelhantes, estes alelos não são os mesmos em todas as populações nem estão presentes na mesma frequência. Algumas destas populações têm alelos exclusivos, ou seja, alelos que só se encontram nessa população. De modo geral, estes encontram-se em baixa frequência. Estes alelos caracterizam geneticamente as populações e, portanto, devem ser conservados. Por exemplo, a população de Toledo1 tem 7 alelos exclusivos em 5 loci, Ciudad Real1 (Sta. Cruz de Mudela) tem 6 alelos exclusivos 4 loci, Cádiz tem 5 alelos exclusivos em 4 loci e em Jaén1 encontrou-se 1 alelo exclusivo (Alda *et al.*, 2006).

10.3.2. Estrutura genética da população da Península Ibérica

Todas as análises realizadas para determinar a estrutura genética das populações de coelho indicaram que existe efetivamente uma estruturação e, portanto, uma diferenciação significativa das populações de coelho. Em geral, observa-se que há uma maior diferenciação entre as populações do norte e sul da Península do que dentro delas (Alda *et al.*, 2006).

Maiorca é a população que apresenta maiores valores significativos de diferenciação para todas as populações, especialmente para as populações do sul da Península. Como já tínhamos referido, o isolamento geográfico da ilha de Maiorca favorece e acelera essa diferenciação genética. Por outro lado, a população de La Rioja, não tem, aparentemente, nenhuma barreira geográfica que explique os elevados valores de diferenciação que mostra com todas as populações. Não conhecemos quais os motivos que propiciaram a singularidade genética desta população.

Em geral, diferenciam-se dois tipos de populações de coelhos, aquelas que são geneticamente homogêneas e diferenciadas do resto (Maiorca, Lérida, La Rioja e Cádiz, as quais, com exceção de Maiorca, se poderiam encontrar em expansão demográfica) e que são resultados da mistura de populações ancestrais ou por translocações ou reintroduções mais recentes. Dentro destas populações “mistura”, poderia considerar-se dois grupos. O primeiro incluiria as populações do centro e nordeste da Península: Valencia, Valladolid, Madrid1, Madrid2 (Ajalvir), Toledo1 e Toledo2 (Argés) e o segundo grupo abrangeria as populações do centro e sudoeste ibéricos: Ciudad Real1 (Sta. Cruz de Mudela), Ciudad Real2 (Torre de Juan Abad), Ciudad Real3 (Almodôvar del Campo), Albacete, Cáceres, Jaén1 (Andujar) e Jaén2 (Vilches) (Alda *et al.*, 2006).

O fator que parece explicar melhor a elevada estrutura genética encontrada nas populações de coelho é a baixa taxa de dispersão da espécie. Isto é indicado pelo elevado nível de significância para o isolamento por distância, no qual se revela que a maior condicionante para a diferenciação genética das populações é a distância geográfica a que se encontram.

Através do programa *Structure* (Pritchard *et al.*, 2000) estimou-se um número de oito populações teóricas, as quais podem ser agrupadas de um ponto de vista genético. Apenas algumas populações geográficas, os indivíduos são atribuídos com uma probabilidade $\geq 70\%$ apenas a uma das populações inferidas. O resto das populações está formado por uma mistura de outras populações ancestrais.

Não existe uma correlação entre genótipos puros (com uma elevada percentagem de alocação) e populações em expansão e populações dadoras ou recetoras.

A análise realizada (Alda *et al.*, 2006) verificou que, globalmente, existem diferenças significativas nas populações de coelho de Espanha. Ao separar os indivíduos das linhagens mitocondriais A e B de cada população também se verifica uma estrutura genética significativa entre os Tipos A e B de coelho. No entanto, ao analisar apenas os coelhos da zona de contacto (Madrid, Toledo1 e 2, e Ciudad Real 1, 2 y 3), entre as duas linhagens, o resultado não foi significativo, pelo que se comprova que existe uma homogeneização das características genéticas ao misturar-se os dois tipos de coelho).

É demonstrado que existe uma correlação altamente significativa entre as distâncias genéticas e geográficas das populações analisadas.



Figura 10.8. Coelho com mixomatose, cego e muito magro.

10.3.3. Doenças

10.3.3.1. Mixomatose

Os resultados das serologias indicam uma elevada prevalência de animais positivos (com elevado número de anticorpos) (Alda *et al.*, 2006). Um animal positivo pode estar afetado pela doença no momento da colheita do soro ou então ter anticorpos por vacinação ou por contactos prévios com o vírus. Os testes serológicos só podem ser feitos a partir de animais vivos, o que reduz o número das populações analisadas. Observam-se diferenças notáveis no número de positivos de MV nas diferentes populações (Alda *et al.*, 2006).

A pressão seletiva existente pela presença do vírus provocou o aparecimento das populações de coelhos com alguma resistência a mixomatose, especialmente contra estirpes de virulência baixa ou moderada. Além da resistência de determinadas populações, existem outros fatores como a idade e o estado imunitário individual que fazem variar o curso da doença e as manifestações clínicas.

Os dados obtidos a partir das análises serológicas (apoiados no estudo de Alda et al., 2006, que é resumido a seguir) indicam um grande número dos coelhos ter sido exposto de alguma forma ao vírus. Nalgumas populações, a percentagem de indivíduos com anticorpos face ao MV é muito elevada, indicando que praticamente todos eles estiveram em contacto com a doença e sobreviveram. Noutras populações, o número de indivíduos positivos é muito inferior, sendo a incidência da mixomatose nestas populações menor (Alda et al., 2006). O número de indivíduos nos quais se deteta anticorpos face à RHDV é menor comparativamente com a mixomatose, e também se encontram diferenças nos graus de exposição ao vírus em diferentes populações. De modo geral, o menor número de coelhos com anticorpos face à RHDV pode ser devido à menor incidência desta doença ou ao facto de a maior virulência deste vírus fazer com que poucos indivíduos sobrevivam e, portanto, apresentem anticorpos.

Os resultados obtidos demonstram que o MV é um vírus com uma variabilidade genética muito baixa, como é de esperar num vírus ADN. Isto explica por que é que não se obteve uma estrutura na árvore filogenética nem na rede de haplótipos (Alda et al., 2006).

A variação das estirpes dentro e entre populações é baixa. Apesar de se observarem diferenças significativas entre populações, a ausência de uma estrutura genética nas árvores ou a falta de correlação entre as distâncias genéticas e geográficas fazem pensar que o MV em Espanha se comporta como uma única população. Isto é apoiado pelo facto que 10 dos 24 haplótipos encontrados estavam presentes em mais de um indivíduo e quatro deles também estavam em mais de uma população.

Também existem tipos de vírus que só apareceram numa única população, entre os quais cabe destacar os vírus de Maiorca e Galiza que foram exclusivos dessas populações e também idênticos entre todos os indivíduos da população, o que poderia indicar um maior isolamento destas populações. Este isolamento e diferenciação, lógico no caso de Maiorca, devem ser tidos em conta no momento de conceber as translocações, já que os vírus podem ter determinadas características que não se sabe como podem afetar outras populações de coelho, não se devendo transladar essas populações para outras regiões. Do mesmo modo, esta precaução deve ser tida em conta no caso de se introduzirem coelhos da Península em Maiorca, visto que se desconhece a resposta que os indivíduos residentes podem ter a estirpes de vírus da Península.

Das populações estudadas, o MV é detetado em indivíduos distribuídos por todas elas. As sequências obtidas são pouco variáveis entre populações e muito similares entre si e a estirpe Lausanne. Entre todos os fragmentos do MV amplificados, encontraram-se apenas 14 posições variáveis.

Os haplótipos encontrados são muito semelhantes entre si, diferindo em muito poucos pares de bases. No entanto, nenhum deles é idêntico ao da estirpe Lausanne, que foi teoricamente a causadora da primeira infeção de mixomatose na Península Ibérica. Na verdade, algumas estirpes de MV de Espanha são mais diferentes entre si do que em relação à estirpe Lausanne, porque houve um tempo suficiente para que os vírus que circulam em Espanha difiram mais diferem entre si no que em relação à estirpe original. Isto deve-se provavelmente à grande expansão que o MV teve em Espanha, a qual é apoiada pelos testes demográficos realizados.

Esta diferenciação dos vírus poderia ser tida em conta no momento de realizar as vacinações, visto que as estirpes espanholas não têm motivo para serem iguais às estirpes europeias ou à estirpe Lausanne, pelo que este tipo de vacinas deveria ser obtido a partir de vírus que circulem de forma natural nas populações autóctones de coelho.

Os haplótipos de vírus diferenciam-se entre 1 e 7 bases, o que representa uma similaridade superior a 99.99%. A estirpe original Lausanne diferencia-se dos vírus de Espanha entre 1 e 5 bases.

Entre as 80 sequências de vírus analisadas encontraram-se 24 haplótipos de vírus diferentes. Dez destes haplótipos foram encontrados em mais de um indivíduo e quatro deles foram também encontrados em diferentes populações. Os outros seis haplótipos divididos entre vários indivíduos eram exclusivos de uma única população (como ocorreu em populações de Madrid, Jaén1 Albacete e Ciudad Real3. Em Ciudad Real3 (Almodóvar del Campo) encontraram-se 3 destes haplótipos exclusivos, enquanto em Maiorca e Galiza todos os vírus analisados eram idênticos entre si e encontrados exclusivamente nessas localidades. O tipo de vírus mais frequente (MV1) foi encontrado em 32,5% do total, a maioria delas pertencentes à localidade de Almodóvar del Campo e amostras de Andújar (Jaén). O segundo tipo de vírus mais frequente (MV2) foi encontrado em 17,5% do total, procedentes de Madrid e Toledo1.

A população que mais diversidade de tipos de vírus apresentou foi Jaén1 (Andújar), na qual todas as amostras resultaram ser haplótipos diferentes (dois deles também presentes em Ciudad Real3), seguida do sul de Ciudad Real (Ciudad Real3, Almodóvar del Campo) com 16 tipos de vírus. Em qualquer caso, as diferenças entre os tipos de vírus encontrados dentro de cada população são muito baixas.

Nos parâmetros demográficos estimados para o MV, demonstra-se que os dados se ajustam a um modelo de população em crescimento e que não existem várias linhagens de MV. Do mesmo modo, não há correlação entre distâncias geográficas das populações com presença de vírus e distâncias genéticas dos vírus.

10.3.3.2. Doença hemorrágica viral

A variabilidade encontrada neste vírus é mais elevada do que para o MV. Nem tão pouco se encontra em alguma população o mesmo haplótipo em todos os exemplares. A maioria das populações mostra valores elevados de diversidade de haplótipos. No total, encontra-

ram-se 16 haplótipos diferentes para o RHDV. No sudoeste de Madrid (Madrid1) foi encontrada a única população que não partilhou nenhum dos seus haplótipos com o resto das populações.

O fragmento do gene VP60 do RHDV mostra uma maior variabilidade do que o vírus da mixomatose. Esta maior variabilidade é lógica num vírus de tipo ARN devido ao facto de apresentarem uma maior taxa de mutação. No total, encontram-se 16 tipos de RHDV. O número de tipos de vírus não é muito mais elevado em comparação com aqueles obtidos para o MV, mas a diferença é que os tipos de vírus de RHDV são muito mais diferentes entre si.

A árvore filogenética obtida para os haplótipos de RHDV mostra que os vírus espanhóis formam um grupo monofilético. Ou seja, todos os vírus espanhóis têm uma mesma origem e provêm da mesma infeção. O vírus AST89 isolado nas Astúrias considera-se que provém de um dos primeiros focos de infeção de RHD em Espanha (Boga *et al.*, 1994). A sequência deste vírus na árvore filogenética não rejeita a hipótese que todos os tipos de vírus existentes atualmente em Espanha derivem por mutação do AST89.

Foi observado, tanto na árvore filogenética como na rede de haplótipos, que os vírus obtidos se agrupam, embora sem suporte, em dois clados. O Clado I contém vírus da maioria das populações analisadas, enquanto o Clado II, muito menos frequente, contém apenas 3 haplótipos de vírus procedentes de algumas populações muito concretas. O Clado I representa a variabilidade do RHDV em Espanha, enquanto os tipos de vírus do Clado II são tipos de vírus pouco frequentes que provavelmente foram favorecidos pelas explorações cinegéticas do centro de Espanha.

As translocações poderiam estar a manipular os tipos de vírus presentes nas populações, daí a importância de um controlo sanitário das populações dadoras de coelhos. Assim, por exemplo, é muito provável que nas populações de coelhos dadoras existira este tipo de vírus pouco frequente no sul de Espanha e foi introduzido involuntariamente nestas populações do sul através da translocação de exemplares, onde existem também outros tipos de vírus típicos desta área como os situados no Clado I. Este caso deve ser tido em bastante consideração por dois motivos. Em primeiro lugar, as populações dadoras podem estar a favorecer a permanência na natureza de vírus que, de outra maneira, seriam pouco frequentes daqueles que desconhecemos a sua virulência. Quando seja necessário um reforço de algumas destas populações sugere-se reforça-las com coelhos selvagens de zonas próximas.

Apesar da existência destes dois grupos de RHDV, não existem diferenças significativas entre nenhuma das populações de RHDV, pelo que se pode dizer que todos os vírus se comportam como se pertencessem a uma única população.

Os dados obtidos sobre a tendência demográfica do RHDV desde o seu aparecimento em Espanha sugerem que nem todo o conjunto de dados, nem os clados considerados separadamente se ajustam a um modelo de população em expansão. Isto pode dever-se a várias causas. O tempo decorrido desde o surgimento da RHD em Espanha não é suficiente

para detetar este tipo de eventos. Que realmente se mantém um número mais ou menos constante de vírus circulantes entre as populações de coelho. Ou, o que é mais provável, é que devido às características epidémicas deste vírus, não se ajuste a um modelo clássico de população que aumenta ou diminui de forma contínua no tempo. Isto é devido ao facto de o RHDV produzir surtos epidémicos muito locais e parece desaparecer logo até que se dê outro surto, em contraste com a mixomatose que, embora com picos da doença no verão se mantém durante todo o ano. Ao comparar os dados dos dois clados de vírus, deduz-se que o Clado II teve um aumento do tamanho efetivo de vírus mais baixo desde a expansão, pelo que provavelmente será um tipo de vírus menos difundido que os do Clado I.

10.3.4. Correlação entre vírus e hospedeiro

As diferentes análises factoriais de correspondências realizadas demonstram que não existem diferenças significativas entre os genótipos de coelhos saudáveis e doentes (Alda *et al.*, 2006). Tampouco havia diferenças entre um genótipo determinado de coelho e um haplótipo determinado de RHDV, exceto entre os genótipos dos indivíduos de Maiorca e o tipo de vírus com o qual estavam infetados. Nas redes de haplótipos dos vírus tampouco se observou que havia uma correspondência entre os haplótipos virais e as linhagens mitocondriais do coelho. De modo geral, todas as análises realizadas para tentar revelar uma associação entre os coelhos e os vírus não foram significativas. As características genéticas dos coelhos, em cada população separadamente, não parecem condicionar a sobrevivência ou a suscetibilidade de padecer da doença. Tampouco condicionariam as características genéticas dos coelhos o facto de serem infetados por um determinado tipo de vírus. Todos os tipos de vírus têm a mesma capacidade de produzir doença em todos os coelhos, o que não se sabe é se todos os tipos de vírus identificados produzem uma doença igualmente virulenta. Apenas se observou uma certa correlação no AFC entre os genótipos dos coelhos de Maiorca e o tipo de MV que carregavam. Esta associação desse-se, provavelmente, ao facto de que em Maiorca se encontrou apenas um tipo de MV e os coelhos de Maiorca, devido ao seu isolamento, são muito homogêneos em termos genéticos entre si e, por sua vez, diferentes do resto.

Outras evidências procedentes de outros estudos indicam que, no caso do RHDV, também não existem diferenças entre os vírus encontrados em indivíduos saudáveis e doentes (Moss *et al.*, 2002).

O MV não apresentou nenhuma estrutura genética, nem qualquer associação com as linhagens de coelho. Esta homogeneidade de todos os tipos de vírus nas populações espanholas sugere que o MV está adaptado a uma baixa virulência para produzir uma baixa mortalidade no seu hospedeiro e, assim, proliferar. Ao contrário de Inglaterra, onde depois de um equilíbrio entre a virulência do MV e a resistência dos coelhos se produziram novos picos da doença com estirpes mais virulentas (Best e Kerr, 2000, Forrester *et al.*, 2006), em Espanha, esta situação ainda não ocorreu (Forrester *et al.*, 2007).

O RHDV apresenta uma maior heterogeneidade nos tipos de vírus, mas não há nenhuma estrutura genética. Deve-se destacar a presença de dois grupos de vírus. A presença do mesmo haplótipo de vírus nalgumas populações é uma evidência de que as translocações introduzem tipos de vírus noutras populações.

10.4. RECOMENDAÇÕES DE GESTÃO GENÉTICO-SANITÁRIAS

10.4.1. Noções gerais sobre vacinas e desparasitações

Relativamente ao manuseamento das populações de coelho, a luta contra as doenças desempenha um papel importante em Espanha. Dentro desta estratégia, poderiam incluir-se as desparasitações e vacinações. Tanto as vacinações como as desparasitações (internas e externas) são ferramentas que tendem a associar-se com as translocações de indivíduos e seriam necessárias para evitar a disseminação de agentes patogénicos e os seus vetores de uns lugares para outros (Spalding e Forrester, 1993; Woodford, 1994; Calvete *et al.*, 1997). No entanto, o controlo das doenças através da desparasitação de tocas, que pareceu ser eficaz na Grã-Bretanha (Trout *et al.*, 1992), não foi bem-sucedida em Espanha (Osácar *et al.*, 1996), possivelmente devido a um maior número de vetores nos ecossistemas mediterrânicos e à sua diferente presença e fenologia pelos fatores abióticos que os controlam (Cooke, 1990, 1999).



Figura 10.9. Libertação de coelho-bravo numa toca de tubos.

As campanhas de vacinação são mais dispendiosas e poderiam parecer ser efetivas a curto prazo, em torno de seis meses, evitando o contágio dos animais quando entram em contacto com a doença (Gortázar *et al.*, 2000). Alguns autores consideram não são eficazes para o seu uso no campo, uma vez que os métodos de captura para a vacinação implicam stress e maiores mortalidades na população do que as causadas pela própria doença (Letty *et al.*, 2000). Outros autores estabeleceram efeitos negativos das vacinações sobre estes coelhos. Twigg *et al.* (1998) observaram as reações ligeiras no ponto de inoculação, enquanto outros observaram uma maior mortalidade dos coelhos vacinados durante os primeiros dias após a translocação. Por este motivo, foi testado a

utilização de vírus vivos geneticamente modificados como vacinas recombinantes. A sua dispersão no campo seria em princípio a mesma que o próprio vírus, permitindo teoricamente uma imunização permanente na população e transmissível entre diferentes indivíduos da

população (Bárcena *et al.*, 2000; Torres *et al.*, 2001). Mas esta vacina recombinante acabou por não ser autorizada pela Agência Europeia de medicamentos.

Apesar da elevada carga de parasitas que os coelhos apresentam, isto não parece ter um efeito direto na sobrevivência das populações, uma vez que as desparasitações, tanto internas como externas, não parecem aumentar o sucesso nas campanhas de reintrodução (Osácar *et al.*, 1996).

Também as campanhas de vacinação de animais selvagens requerem que os coelhos sejam capturados de alguma forma, às vezes com furão, cujos efeitos (por exemplo, lesões não detetáveis à primeira vista) devem ser acrescentados aos efeitos secundários da vacina. Isto faz com que o efeito benéfico da vacinação seja posto em causa por alguns autores (Calvete, 2006b).

Atualmente existem dois tipos de vacinas contra a mixomatose:

1. Vacina homóloga: são vacinas obtidas a partir do vírus da mixomatose. A sua eficácia média varia em torno dos 90%. A principal desvantagem que apresenta são os fortes efeitos secundários, provocando às vezes formas leves da doença, o que predispõe os coelhos a ser predados.
2. Vacina heteróloga: é assim denominada porque não se obtém do vírus da mixomatose, mas a partir de um vírus semelhante, mas menos patogénico (Vírus del fibroma de Shope). A sua eficácia da imunização nos coelhos selvagens seria menor do que a das vacinas homólogas (60-70%), mas os seus efeitos secundários também são menores. É a vacina recomendável em caso de vacinação.

O tempo de imunização destas vacinas é limitado e não são transmissíveis aos descendentes e assim, para garantir a sua eficácia, seria necessário vacinar periodicamente (anualmente para a homóloga e semestralmente para a heteróloga) uma elevada proporção da população.

Ao contrário das vacinas da mixomatose que são de vírus vivos, a vacina da RHD é realizada com vírus inativados. Apresentam uma elevada eficácia (80-90%) e poucos efeitos secundários em comparação com aqueles que produzem as vacinas da mixomatose.

Além destas vacinas, desenvolveu-se uma vacina recombinante a partir do vírus da mixomatose que expressa a proteína VP60 presente na cápside do RHDV (Bárcena *et al.*, 2000), de modo que foi possível imunizar os coelhos simultaneamente contra as duas doenças. A administração desta vacina poderia ser realizada através de vetores infetados com o vírus recombinante (ou seja, pulgas), ou administrado o vírus por via parental e quem posteriormente produzirá a imunização de outros coelhos, visto que estaria provada a transmissão horizontal da imunidade (Torres *et al.*, 2001). Seja devido ao facto de



Figura 10.10. A caça com furão ou “bicho” é uma prática habitual para capturar coelhos nas translocações.

que o vírus se espalharia para lugares onde o coelho é uma espécie que produz pragas, pelos efeitos do vírus sobre outras espécies, ou pela possibilidade que o vírus modificado sofra mutação (Angulo, 2001, Angulo e Cooke, 2002) este vírus-vacina recombinante não foi autorizado pela Agência Europeia de Medicamentos. Poderia obter-se um exemplo simples dos problemas que poderiam implicar a libertação de um vírus na natureza a partir de um caso oposto ao que ocorre em Espanha. Na Austrália, como uma medida para o controlo das populações invasoras de coelho, o vírus da mixomatose foi modificado para que expresse um gene responsável pela união do óvulo com o espermatozoide. Uma vez infetado, o coelho

produz anticorpos contra esta proteína provocando infertilidade nas fêmeas. Da mesma forma que a libertação de um vírus deste tipo na Austrália poderia fazer com que chegasse, como já aconteceu anteriormente, à Península Ibérica com efeitos desastrosos, um vírus-vacina poderia ter efeitos igualmente negativos noutros países.

10.4.2. Recomendações concretas sobre translocações e reintroduções de coelhos

10.4.2.1. Translocações dentro de um mesmo couto

No ponto 7.2. capítulo 7 é mencionado que uma prática habitual em coutos com uma distribuição heterogénea de coelho é a translocação de indivíduos entre zonas de alta e baixa abundância.

Deve-se tentar, ao realizar este tipo de ações, que a zona de procedência e as de libertação se encontrem suficientemente próximas entre si para favorecer o fluxo de pessoas entre elas e evitar a fragmentação das populações.

Do ponto de vista genético-epidemiológico, a época mais adequada para a translocação de indivíduos seria no final do verão e início do outono. Desta forma, já teria passado a época mais exigente de verão e os coelhos teriam mais tempo de aclimação antes da chegada do inverno e, posteriormente, os possíveis surtos de RHD.

Dentro de um mesmo couto, a vacinação dos animais não seria necessária. Deste modo, minimiza-se o stress dos coelhos e favorece-se a livre circulação do vírus dentro de uma população e, por conseguinte, a imunização natural dos coelhos.

10.4.2.2. Reintroduções

O ponto 7.4. do capítulo 7 é específico sobre reintroduções de coelho em zonas onde este desapareceu ou as suas densidades são tão baixas que não se espera uma autorrecuperação no curto a médio prazo. No referido ponto, especificam-se as técnicas mais comuns quando se trata de combater estes repovoamentos de coelho: forma de capturar os coelhos na zona dadora, gerindo os mesmos até à libertação na zona recetora, tipo e número de tocas artificiais a construir na zona recetora e posteriores operações de manutenção.



Figura 10.11. Libertação de coelhos num repovoamento em área de presença ocasional de lince.

Em todo este processo e uma vez decididos a repovoar uma zona (chamada recetora), existem decisões do tipo genético-epidemiológico a tomar. A primeira é selecionar a zona “dadora mais adequada”. A recomendação mais consensual seria adotar a zona mais próxima geograficamente da população recetora, mantendo as linhagens mitocondriais A e B. No entanto, deste ponto de vista, esse método não seria inteiramente apropriado, visto que o ADN mitocondrial não contém informações que influenciem a capacidade de adaptação ao ambiente, pelo que seria mais apropriado basear-se noutros tipos de marcadores. Os microssatélites podem dar uma ideia melhor das características genéticas dos coelhos. Se vai proceder a uma translocação, seria melhor fazê-lo de acordo com a estrutura genética baseada numa combinação de ADN nuclear (microssatélites) e mitocondrial.

Geneticamente, os resultados obtidos mostram que existem populações homogéneas e diferenciadas do resto. Nestas populações não é adequada a introdução de coelhos de outras zonas nem a extração e repovoamento de áreas que não sejam geograficamente próximas. Por exemplo, dentro da linhagem mitocondrial B lá existiram 3 populações deste tipo: Maiorca, Lérida e La Rioja. Enquanto dentro da linhagem A, destacaríamos a população de Cádiz. O resto das populações analisadas provinha de uma mistura de diversas populações ancestrais. *De grosso modo*, podemos distinguir dois grupos de populações. 1) Valladolid, Madrid1 e 2 e as duas populações analisadas em Toledo (Toledo e Argés). 2) Albacete, três populações de Ciudad Real (Sta. Cruz de Mudela, Campo de Montiel, Torre de Juan Abad), duas populações de Jaén (Andújar e Vilches) e duas populações de Cáceres (Valencia de Alcântara e Cáceres). Não se deveriam realizar reintroduções nem translocações entre as populações que não pertençam a um mesmo grupo. As ações que são realizadas dentro de um mesmo grupo poderão ser realizadas tendo em conta apenas a linhagem mitocondrial. Sempre que possível, tentar-se-á que a população dadora e recetora estejam o mais próximo possível, visto que estas são mais geneticamente semelhantes.

Dentro deste tipo de populações “mistas” de outros ancestrais, não se aconselha o uso da população de Valencia procedente do Vall d’Albadia como dadora, devido à elevada heterogeneidade genética dos seus indivíduos, provavelmente por ter sofrido sucessivas reintroduções de coelhos domésticos e outras populações.

Do ponto de vista imunológico, deve-se ter em conta que a distribuição geográfica das amostras não é tão completa como para os dados genéticos, pelo que as conclusões devem ser tomadas com cautela, visto que podem não representar toda a diversidade de vírus presente em Espanha.

Comprovou-se, no caso da doença hemorrágica, que os repovoamentos desempenham um papel importante na disseminação dos vírus. Este facto é de uma grande relevância para os efeitos que pode ter sobre a sobrevivência dos coelhos, tanto dos introduzidos como dos residentes. Por exemplo, tanto do ponto de vista genético como imunológico, não se aconselha, tendo em conta os dados do nosso estudo, a utilização de coelhos procedentes de Toledo1 para o repovoamento de zonas fora do grupo mencionado anteriormente (Valladolid, Madrid1 e 2 e Toledo1 e 2). Isto deve-se ao facto de que todos os coutos analisados de Toledo1 não são geneticamente homogéneos, uma vez que se encontraram diferenças genéticas consideráveis entre eles e que estas poderiam estar a favorecer a propagação do vírus, o que se deduz por se ter encontrado em Jaén1 e 2 um tipo de RHDV apenas presente em Toledo1.

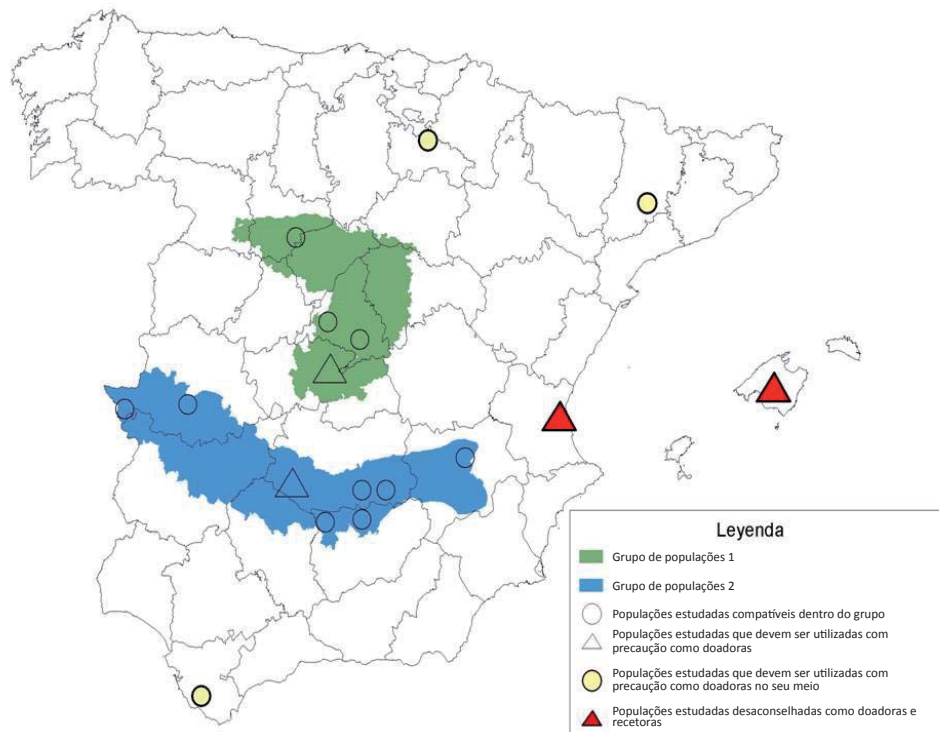


Figura 10.12. Grupos de populações compatíveis estabelecidos durante o estudo.

Da mesma forma, de acordo com os dados imunológicos, o uso da população de Ciudad Real 3 (Almodóvar del Campo) como dadora de coelhos, inclusive dentro do seu mesmo grupo genético, deve ser realizado com cuidado devido às diferenças significativas encontradas entre os tipos de vírus da mixomatose e os de outras populações.

Conhecer o número de indivíduos necessários para formar uma nova população é uma questão difícil. O número inicial de fundadores necessários dependerá da variabilidade genética existente na população dadora. Felizmente, as populações de coelho analisadas apresentam elevados valores de variabilidade, mas isso não significa que não seja um fator a ter em conta no momento de se realizar os repovoamentos. Do mesmo modo, o facto de que existe uma elevada variabilidade genética nas populações de coelho, significa que o número de coelhos necessários para formar uma população que contenha uma percentagem significativa desta variabilidade deverá ser alto. A nova população, além disso, deverá ser capaz de manter esta variabilidade, visto que, no caso em que não haja nenhum contacto com outras populações, se perderá a variabilidade genética em cada geração. Uma estratégia adequada seria a criação de núcleos interconectados, os quais, uma vez assentada a população, alcancem um tamanho efetivo mínimo de 250 indivíduos. Isto significaria 125 casais reprodutores por geração. Agora, se a razão sexual não fosse 1 e um dos sexos fosse mais abundante do que o outro, o número de exemplares necessários seria superior. Além disso, nas populações naturais, o censo real (N) pode ser entre 2 a 5 vezes o do tamanho efetivo (Ne) da população que são aqueles que realmente contribuem para a manutenção da diversidade (Soulé, 1980, Macé, 1986).

A maioria dos estudos em que estes cálculos se baseiam é realizada com populações em cativeiro, nas quais é possível controlar os cruzamentos e a contribuição de cada indivíduo para a geração seguinte. Neste caso, ao tratar-se de populações em liberdade, não é possível controlar estes fatores e, portanto, minimizar o efeito da deriva genética e da perda da diversidade. Como alternativa, recomenda-se que, nos três anos após a primeira libertação, se reintroduzam exemplares suficientes para que se consiga um aglomerado de entre 5 e 6 indivíduos reprodutores por cada núcleo, visto que ficou demonstrado que este tipo de atuações tem um efeito benéfico sobre a manutenção e recuperação da diversidade genética. Do mesmo modo, esta atuação iria favorecer a circulação natural dos vírus, pelo que a vacinação não seria adequada.



Referências bibliográficas

Referências bibliográficas

- Abrantes, J.; Lopes, A.M.; Dalton, K.P.; Melo, P.; Correia, J.J.; Ramada, M.; Alves, P.C.; Parra, F.; Esteves, P.J. 2013. New Variant of Rabbit Hemorrhagic Disease Virus, Portugal, 2012–2013. *Emerging Infectious Diseases* www.cdc.gov/eid Vol. 19, No. 11, November 2013.
- 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.
- Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist*, 26: 130-41.
- Angulo, E. 2001. When DNA research menaces diversity. *Nature*, 410: 739.
- Angulo, E. 2003. Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 148 pp. <http://biblioteca.ucm.es/tesis/bio/ucm-t26821.pdf>
- 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.
- Arenas, R. 1993. La importancia de las mallas cinegéticas en la ecología de la fauna salvaje de Sierra Morena. En Arenas, A. y Perea, A. (eds.): *El ciervo en Sierra Morena*. Universidad de Córdoba, 105-119.

- Arenas, A. J.; Astorga, R. J.; Garcia, I.; Varo, A.; Huerta, B.; Carbonero, A.; Cadenas, R.; Perea, A. 2006. Captive breeding of wild rabbits: techniques and population dynamics. *Journal of Wildlife Management*, 70(6): 1801-1804.
- Arenas, A.; Astorga, R.; Huerta, B.; Borge, C.; Carbonero, A.; Garcia, I.; Perea, A. 2007. Myxomatosis and Rabbit Haemorrhagic Disease in wild rabbit: efficacy of a control program in Mediterranean habitats in southern Spain. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Veterinary Medicine*, 64(1-2): 42-44.
- Argüello, J.L.; Llano, A.; Pérez-Ordoyo García, LL. 1998. Enfermedad vírica hemorrágica del conejo en España. *Medicina Veterinaria*, 5 (12): 645-650.
- Armenteros, J.A., Barasona, J.A., Goadella, M. Acevedo, P., Górtazar, C., Vicente, J. 2013. Una propuesta para considerar aspectos sanitarios en la regulación cinegética. *Ecosistemas*, 22(2):54-60. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.09
- 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.
- Asociación Española de Fotógrafos de Naturaleza. *Decálogo ético*. http://www.aefona.org/quienes_somos/codigo_etico
- 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.
- Barrio, I. C.; Bueno, C. G.; Tortosa, F. S. 2010. Alternative food and rabbit damage in vineyards of southern Spain. *Agriculture, ecosystems & environment*, 138(1): 51-54.
- Basora, X.; Sabaté, X. 2006. Custodia del territorio en la práctica. Manual de introducción a una nueva estrategia participativa de conservación de la naturaleza y el paisaje. Fundació Territori i Paisatge Obra Social Caixa Catalunya y Xarxa de Custòdia del Territori.
- 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.
- Benito, F. 2008. El control de la depredación y el control de los depredadores. Métodos físicos y químicos. En: Garrido, J.L. (ed.). *Especialista en control de predadores*. Col: Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza. FEDENCA-Escuela Española de Caza. Madrid. 285 pp
- 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: origin of systematic heteroplasmy and organization of diversity in European rabbits. *Journal of Molecular Evolution*, 33: 92-102.
- Blanco, J. C. 1994. Influencia de los cercados en la fauna no cinegética. En *Vallados cinegéticos. Incidencia ambiental, social y económica*. CODA nº 1, Madrid.
- 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: 223-233.6
- 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. Resolves 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.
- Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J.; Virgós, E. 2009. The Declines of the Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Spain: Redirecting Conservation Efforts. En: Jason B. Aronoff (Ed.). *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*, pp. 283-310. Editorial Hardcover Nova Science Publishers.
- Cabezas-Díaz, S.; Virgós, E.; Mangas, J.G.; Lozano, J. 2011. The presence of a "competitor pit effect" compromises wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) conservation. *Animal Biology*, 61(3): 319-334.
- Cabral, M. J.; Almeida, J.; Almeida, P. R.; Dellinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M. E.; Palmeirim, J. M.; Queiroz, A. I.; Rogado, L.; Santos-Reis, M. 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- 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. 2008. La predación sobre el conejo de monte. En: Garrido, J.L. (ed.). *Especialista en control de predadores*. Col: Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza. FEDENCA-Escuela Española de Caza. Madrid. 285 pp.
- Calvete, C.; Sarto, P.; Calvo, A.J.; Monroy, F.; Calvo, J.H. 2014. Could the new rabbit haemorrhagic disease virus variant (RHDVb) be fully replacing classical RHD strains in the Iberian Peninsula? *World Rabbit Sci.*, 22: 91-91.
- 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, Nicolás Guzmán, J., Rodríguez, A. 200). *Lynx pardinus* (Temminck, 1827). Pp. 345- 347. En: Palomo, L. J., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. 586 pp.
- 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.
- Carbone, C.; Christie, S.; Conforti, K.; Coulson, T.; Franklin, N.; Ginsberg, J.R.; Griffiths, M.; Holdens, J.; Kawanishi, K.; Kinnaird, M.; Laidlaw, R.; Lynam, A.; Macdonald, D.W. Martyrs, D.; McDougal, C.; Nath, L.; O'Brien, T.; Seidensticker, J.; Smith, D.J.L.; Sunquist, M.; Tilson, R. y Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4: 75-79.
- Carpio, A.J.; Guerrero-Casado, J.; Ruiz-Aizpurua, L.; Vicente, J.; Tortosa, F.S. 2014. The high abundance of wild ungulates in a mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology*, 20():161-166
- Catalán, I.; Rodríguez-Hidalgo, P.; Tortosa, F. S. 2008. Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *European Journal of Wildlife Research*, 54(3), 449-453.
- Caughley, G. 1981. Overpopulation. En: Jewell, P., Holt, S., Hart, D. (eds), *Problems in management of locally abundant wild mammals*, pp.7-19. Academic, New York. USA.
- 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.
- Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. 2004. 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 Agricultura y Desarrollo Rural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 2009. Decreto 10/2009, de 10/02/2009, por el que se declara el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) como especie cinegética de interés preferente y se aprueba el Plan General de la especie en Castilla-La Mancha. Diario Oficial de Castilla-La Mancha, nº 30, de 13 de febrero de 2009: 5708-5753.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de la Junta de Andalucía. 2013. Protección del estado sanitario del lince ibérico: manejo del ganado y sneamiento de los animales de producción. Tríptico divulgativo del proyecto Life+ IBERLINCE.
- 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 road-sides 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 iberica* 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.
- Crooks, K.R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*, 16: 488-502.

- D'Amico, M.; Tablado, Z.; Revilla, E.; Palomares, F. 2014. Free housing for declining populations: Optimizing the provision of artificial breeding structures. *Journal for Nature Conservation*, 22(4): 369-376.
- Dalton, K.P.; Nicieza, I.; Balseiro, A.; Muguerza, M.A.; Rosell, J.M.; Casais, R. 2012. Variant rabbit hemorrhagic disease virus in young rabbits, Spain. *Emerg Infect Dis.* 18:2009–12.
- Dalton, K.P.; Nicieza, I.; Abrantes, J.; Esteves, P.J.; Parra, F. 2014. Spread of new variant RHDV in domestic rabbits on the Iberian Peninsula. *Veterinary Microbiology*, 169 (67–73).
- 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.
- Delibes-Mateos, M., Ramírez, E., Ferreras, P. & Villafuerte, R., 2008a. Translocations as a risk for the conservation of European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* lineages. *Oryx*, 42: 259-264.
- Delibes-Mateos, M.; Ferreras, P.; Villafuerte, R. 2008b. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit hemorrhagic disease in central-western Spain. *Biodiversity and Conservation*, 17: 559-574.
- Delibes-Mateos, M.; Delibes, M.; Ferreras, P.; Villafuerte, R. 2008c. The key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, 22: 1106–1117.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Márquez, A.L.; Vargas, J.M. 2009a. Long-term changes in game species over a long period of transformation in the Iberian Mediterranean landscape. *Environmental Management*, 43(6): 1256-1268.
- Delibes-Mateos M, Ferreras P and Villafuerte R. 2009b. European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review*, 39(2): 124-140.
- Delibes-Mateos, M.; Ferreras, P.; Villafuerte, R. 2009c. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in centralsouthern Spain: why they do not match? *European Journal Wildlife Research*, 55: 65-69.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Vargas, J.M. 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*, 37:169-176.
- Delibes-Mateos, M.; Ferreira, C.; Escudero, M.; Carro, F.; Gortázar, C. 2014. ¿Estamos ante otra crisis del conejo? Revista *Trofeo* junio 2014
- Díaz, E. 2004. Modelización de la calidad del hábitat para la perdiz roja silvestre (*Alectoris rufa*): el caso de Las Enchanchas (Ciudad Real). Proyecto fin de carrera. Universidad de Lleida.
- Díaz-Fernández, S.; Arroyo, B.; Casas, F.; Martínez-Haro, M.; Viñuela, J. 2013. Effect of game management on wild red-legged partridge abundance. *PLoS one*, 8(6): e66671.
- Díaz-Ruiz, F., Ferreras, P. 2013. Conocimiento científico sobre la gestión de depredadores generalistas en España: el caso del zorro (*Vulpes vulpes*) y la urraca (*Pica pica*). *Ecosistemas*, 22(2):40-47. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.07.
- 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: pre-liminary comparison between some domestic and wild animals. *Génet. Sél. Évol.* 19: 279-288.
- Fahrig, L.; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8: 59-59.
- 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.; Aldama, J.J.; Beltrán, J.F. y 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.; 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-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Guil, F.; San Miguel-Ayanz, A. 2010. Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *European Journal of Wildlife Research*, 56(6): 829-837.
- Fernández-Olalla, M. 2011. Seguimiento y gestión de sistemas depredador-presa: aplicación a la conservación de fauna amenazada. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Ferrand, N. 1995. Variação genética de proteínas em populações de coelho (*Oryctolagus cuniculus*). Tesis Doctoral Inédita, Universidade do Porto.
- Ferreira, C.; Célio, P. 2009. Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* algericus) populations in Mediterranean ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 55:487-496.
- Ferreira, C.; Paupério J.; Alves P.C. 2010. The usefulness of field data and hunting statistics in the assessment of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) conservation status in Portugal. *Wildlife Research*, 37: 223-229.

- Ferreira, C.; Touza, J.; Rouco, C.; Díaz-Ruíz, F.; Fernández-de-Simón, J.; Ríos-Saldaña, C. A., et al. 2014. Habitat management as a generalized tool to boost European rabbit *Oryctolagus cuniculus* populations in the Iberian Peninsula: A cost-effectiveness analysis. *Mammal Review*, 44(1), 30–43.
- 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. 2008. Funciones de la depredación en los ecosistemas naturales. En: Garrido, J.L. (ed.). *Especialista en control de predadores*. Col: Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza. FEDENCA-Escuela Española de Caza. Madrid. 285 pp.
- 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.
- Focardi, S.; Capizzi, D.; Monetti, D. 2000. Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *Journal of Zoology*, 250(3): 329-324.
- Forman, R.; Sperling, D.; Bissonette, J.A.; Clevenger, A.P.; Cutshall, C.D.; Dale, V.H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C.R.; Heanue, K.; Jones, J.A.; Swanson, F.J.; Turrentine, T. Y Winter T.C. 2003. Road Ecology. Science and Solutions. Island Press, Washington, DC. 479 pp.
- 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 CBD-Hábitat. 2011. Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo.
- Fundación CBD-Hábitat. 2013. Buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo para la conservación de especies amenazadas. Memoria técnica final inédita. Fundación Biodiversidad-MAVA Fondation pour la Nature.
- 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.
- Fundación Oso Pardo. *Turismo con osos*. Desde <http://www.fundacionosopardo.org/index.php/turismo-con-osos/>
- 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, F.J.; Orueta, F.J.; Aranda, Y. 1998. Permeabilidad de los vallados cinegéticos de caza mayor. Efecto barrera e implicaciones para la conservación de especies amenazadas. *Galemys*, 10: 109-119.
- 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. y Gisbert, J. 1986. Causas de mortalidad del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena. En: *Naturaleza y Sociedad*, pp. 183-185. *Aportaciones a las Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España, Oviedo, 27-29 Noviembre, 1986*. Principado de Asturias.
- García Perea, R. 1997. Phylogeny and conservation of Iberian lynxes. *Cats News*, 27: 23-24.
- García-Perea, R. 2000. Survival of injured Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and non-natural mortality in central-southern Spain. *Biological Conservation*, 93: 265-269.
- Garrote, G.; Perez de Ayala, R.; Pereira, P.; Robles, F.; Guzmán, N.; García, F.J.; Iglesias, M.C.; Hervás, J.; Fajardo, I.; Simón, M.; Barroso, J.L. 2010. Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research*, 57: 355-362.

- Gaudioso, V. R.; Sánchez C.; Prieto, R.; Bartolomé, D. J.; Pérez, J. A.; Alonso, M. E. 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European Journal of Wildlife Research*, 56(4): 591-599.
- 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.
- Gil-Sánchez, J.M.; Ballesteros-Duperón, E.; Bueno-Segura, J.F. 2006. Feeding ecology of the Iberian lynx *Lynx pardinus* in eastern Sierra Morena (Southern Spain). *Acta Theriologica* 51: 85-90.
- Gil-Sánchez, J.M.; Moral, M.; Bueno, J.; Rodríguez-Siles, J.; Lillo, S.; Pérez, J.; Martín, J.M.; Valenzuela, G.; Garrote, G.; Torralba, B.; Simón-Mata; M.A. 2011. The use of camera trapping for estimating Iberian lynx (*Lynx pardinus*) home ranges. *European Journal of Wildlife Research* DOI 10.1007/s10344-011-0533-y.
- Godinho, S.; Mestre, F.; Ferreira, J.P.; Machado, R.; Santos, P. 2013. Effectiveness of habitat management in the recovery of low-density populations of wild rabbit. *European Journal of Wildlife Research*, 59(6): 847-858.
- Godoy, J.A.; Casas-Marce, M.; Fernández, J. 2009. Genetic issues in the implementation of the Iberian lynx *Ex situ* Conservation Programme. En: Vargas, A.; Breitenmoser, C.; Breitenmoser, U. (eds.). 2009. *Iberian Lynx Ex situ Conservation: an interdisciplinary approach*. Fundación Biodiversidad, Madrid, Spain.
- 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-Oreja, J.A. 1998. Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain). *Miscellanea Zoologica* 21: 31-35.
- 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.
- Gortázar, C.; Vicente, J.; Samper, S.; Garrido, J.M.; Fernández-de-Mera, I.; Gavín, P.; Juste, R.A.; Martín, C.; Acevedo, P.; de la Puente, M.; Höfle, U.. 2005. Molecular characterization of *Mycobacterium tuberculosis* complex isolates from wild ungulates in South-central Spain. *Veterinary Research*, 36: 43-52.
- 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.
- Guerrero-Casado, J.; Letty, J.; Tortosa, J.S. 2013a. European rabbit restocking: a critical review in accordance with IUCN (1998) guidelines for re-introduction. *Animal Biodiversity and Conservation*, 36.2: 177-185
- Guerrero-Casado, J.M. 2013b. Restocking a keystone species in a biodiversity hotspot: Recovering the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Sierra Morena (Spain). Tesis doctoral. Departamento de Zoología. Universidad de Córdoba. Córdoba. 190 pp. http://biblioteca.universia.net/html_bura/ficha/params/title/recovering-keystone-species-in-biodiversity-hotspot-the-european-rabbit-oryctolagus/id/57801592.html
- Guil, F.; Higuero, R.; Moreno-Opo, R. 2014a. European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) restocking: Effects on abundance and spatial distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 38(3): 524-528.

- Guil, F.; Fernández-Olalla, M.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Agudín, S.; San Miguel-Ayán, A. 2014b. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>.
- 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.
- Hanophy, W. 2009. Fencing with Wildlife in Mind. Colorado Division of Wildlife, Denver, CO. 36 pp.
- 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 virally vectored immunoneutralization. *Journal of Reproductive Immunology*, 71 (2): 102-111.
- Harrington, J.L.; Conover, M.R.. 2006. Characteristics of ungulate behavior and mortality associated with wire fences. *Wildlife Society Bulletin*, 34(5): 1295–1305.
- 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.
- Herruzo, A. C.; Martínez-Jáuregui, M. 2013. Trends in hunters, hunting grounds and big game harvest in Spain. *Forest Systems*, 22(1): 114-122.
- 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. 2003. International Association of Fish and Wildlife Agencies. Best management practises for trapping coyotes in the eastern 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.
- Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas de Portugal. Rede Natura 2000. <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000>. Consultas en Octubre de 2014.
- International Organization for Standardization, 1999. ISO 10990-5: Animal (Mammal) traps Part 5: Methods for testing restraining traps. Technical Committee 191 (Canada).
- International Union for Conservation of Nature. 2002. 2002 IUCN Red List of Threatened Species. *Species*, 38: 6-7.
- Iossa, G., Soulsbury, C.D., Harris, S. 2007. Mammal trapping: a review of animal welfare standards of killing and restraining traps. *Animal Welfare*, 16:335-352.
- Jiménez, J.; Carrasco, M.; Feliu, J. 2014. Estima de la población de nutria en las Tablas de Daimiel mediante captura-recaptura espacial y muestreo de distancias. *Galemys*, 26.
- 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 arboledos 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.
- Lavazza, A. et al. 2013. Viral diseases update. First LIFE+ Iberlince Workshop. Beja, Portugal, 23-15 octubre 2013.
- Lande, R.; Saether, B.E.; Engen, S. 1997. Threshold harvesting for sustainability of fluctuating resources. *Ecology*, 78: 1341-1350.
- Le Gall-Reculé, 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.
- Le Gall-Reculé, G.; Zwingelstein, F.; Boucher, S.; Le Normand, B.; Plassiart, G; Portejoie, Y.; Decors, A.; Bertagnoli, S.; Guérin, J.L.; Marchandeu, S. 2011. Detection of a new variant of rabbit haemorrhagic disease virus in France. *Vet Rec*, 5:137-138.

- Le Gall-Recule, G.; Lavazza, A.; Marchandeu, S.; Bertagnoli, S.; Zwingelstein, F.; Cavadini, P.; Martinelli, N.; Lombardi, G.; Guerin, J.L.; Lemaitre, E.; Decors, A.; Boucher, S.; Le Normand, B.; Capucci, L. 2013. Emergence of a new lagovirus related to Rabbit Haemorrhagic Disease Virus. *Veterinary Research*, 44:81.
- Letty, J.; Marchandeu, 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.; Marchandeu, 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.; Marchandeu, S.; Claubert, J. 2003. Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalian Biology*, 68: 250-255.
- LIFE+ IBERLINCE. 2013a. Conclusiones del Grupo de Trabajo sobre salud de las poblaciones. III Seminario Internacional sobre el conejo Silvestre Presente y future de las poblaciones de conejo de monte en Portugal y España- I Seminario Life+ Iberlince. Beja (Portugal). 23-25 de Octubre de 2013.
- LIFE+ IBERLINCE. 2013b. Informe de progreso del proyecto Life+10/NAT/E/570 Recuperación de la distribución histórica del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal. Inédito.
- LIFE+ IBERLINCE. 2014. *Noticias*. Página web del proyecto Life+10/NAT/E/570 Recuperación de la distribución histórica del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal. www.iberlince.eu.
- LIFE+ PRIORIMANCHA. 2011a. Trampeo de especies cinegéticas predatoras. Método de captura Collarum. www.priorimancha.es.
- LIFE+ PRIORIMANCHA. 2011b. Manejo de especies cinegéticas predatoras. Método de captura Collarum. www.priorimancha.es.
- Lindenmayer, D.B.; Cunningham, R.B.; Pope, M.L. 1999. A large-scale "experiment" to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation*, 88: 387-403.
- 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.
- Lombardi, L.; Fernández, N.; Moreno, S. 2007. Habitat use and spatial behavior in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology*, 8: 453-463.
- 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.
- López-Ontiveros, A. 1991. Algunos aspectos de la evolución de la caza en España. *Agricultura y Sociedad*, 58: 13-51.
- Lucio, A. 1991. Ordenación y gestión en caza menor. *Manual de ordenación y gestión cinegética*. IFEBA, Badajoz, 219-255.
- Mace, G.M. 1986. Genetic management of small populations. *International Zoo Yearbook*, 25:167-174.
- Mader, H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29: 81-96.
- Margalef, R. 1989. Ecología. Omega. Barcelona.
- Margalida, A.; Sánchez-Zapata, J.A.; Blanco, G.; Hiraldo, F.; Donazar, J.A. 2014. Diclofenac Approval as a Threat to Spanish vultures. *Letter to Conservatio Biology*, 28(3): 631-632.
- Maroto, J.V. 1998. Historia de la agronomía. Mundi-Prensa. Madrid.
- Martins, H.; Barbosa, H.; Hodgson, M.; Borraro, 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.
- Meli, M.I.; Cattori, V.; Martínez, F.; López, G.; Vargas, A.; Simón, M.A.; Zorrilla, I.; Muñoz, A.; Palomares, F.; López-Bao, J.V.; Pastor, J.; Tandon, R.; Willi, B.; Hoffmann-Lehmann, R.; Lutz, H. 2009. Feline Leukemia Virus and other pathogens as important threats to the survival of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *PLoS ONE*, 4: e4744.

- Millán, J.; Candela, M.G.; Palomares, F.; Cubero, M.J.; Rodríguez, A.; Barral, M.; Fuente, J.; Almería, S.; León-Vizcaíno, L. 2009. Disease threats to the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *The Veterinary Journal*, 182: 114-124.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006. Anuario de estadística agroalimentaria (en www.mapa.es).
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2011a. Plan de Vigilancia Sanitaria de la Fauna Silvestre. Madrid
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2011b. Directrices técnicas para la captura de especies cinegéticas predatoras: homologación de métodos de captura y acreditación de usuarios. Documento Aprobado por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente de 13 de julio de 2011. Madrid.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014a. Biodiversidad/Espacios Naturales Protegidos/Red Natura 2000. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_espana.aspx.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014b. Documentos del Grupo de Trabajo sobre fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/fragm-documentos-grupo-trabajo.aspx>
- Moleón, M.; Sánchez-Zapata, J. A.; Gil-Sánchez, J. M.; Barea-Azcón, J. M.; Ballesteros-Duperón, E.; Virgós, E. 2011. Laying the Foundations for a Human-Predator Conflict Solution: Assessing the Impact of Bonelli's Eagle on Rabbits and Partridges. *PLoS one*, 6(7): e22851.
- Monzón, A.; Fernandes, P.; Rodrigues, N. 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, 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.
- Moreno-Opo, R., Margalida, A., Garcia, F., Arredondo, A., Rodriguez, C., Gonzalez, L.M. 2012. Linking sanitary and ecological requirements in the management of avian scavengers: effectiveness of fencing against mammals in supplementary feeding sites. *Biodiversity and Conservation*, 21:1673-1685.
- 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-Cobos, J.; Azorit, C. 1996. Amenazas de los cercados para la fauna. *Ecosistemas*, 16: 22-25.
- 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.
- O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, K.U. 2011. Camera traps in animal Ecology. Methods and Analyses. Springer. 271 pp.
- 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.
- Pedersen, A.B.; Jones, K.E.; Nunn, C.L.; Altizer, S. 2007. Infectious diseases and extinction risk in wild mammals. *Conservation Biology*, 21: 1269-1279.
- Pereira, P.; Rodríguez, J.L. 2003. El lince ibérico. Un tesoro expoliado. Edilesa. León.
- Pineda, F. D. 2001. Intensification, rural abandonment and nature conservation in Spain. In R. G. H. Bunce, M. Pérez-Soba, B. S. Elbersen, M. J. Prados, E. Andersen, & M. Bell, *et al.* (Eds.), Examples of European agri-environment schemes and livestock systems and their influence on Spanish cultural landscapes, *Alterra-rapport* No. 309 (pp. 23-46). Alterra: Wageningen.
- 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 multilocus 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.
- Putman, R.J. 1984. Facts from faeces. *Mammal Review*, 14(2): 79-97.
- 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.
- Rastreo E.U. Código ético de rastreo de fauna. Desde <http://www.rastreo.eu/Portals/0/PDF/C3%B3digo%20C3%A9tico.pdf>.
- 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 game bird hunting and Biodiversity. V Forework Program of the European Union. Proposal number: EKV-2000-00637. Project Coordinator: J. Viñuela.
- Rehr, W. 1989. Investigations into the influence of roads on genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. En: Langton, T.E.S. (Ed.); *Amphibians and Roads. Proceedings of the Toad Tunnel Conference*. ACO Polymer Products Ltd, Shefford, Bedfordshire, Reino Unido. pp: 101-103
- 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, geoserias 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.; Jackson, 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. 2012. Lince ibérico – *Lynx pardinus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., and Salvador, A. (Eds.). Madrid, España: Museo Nacional de Ciencias Naturales. Disponible desde: <http://www.vertebradosibericos.org/>
- 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.
- Román, J. 2009. La gestión forestal en Doñana. Eucaliptos, pinos y monte mediterráneo. Una decidida apuesta por el matorral noble. *Quercus*, 283 (septiembre 2009): 36-41.
- 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.
- Rosell, C.; Alvarez, G. 2003. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España. Informe nacional Acción COST 341. Comisión Europea-DGCN-U. Barcelona. Disponible desde http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/fragm_documentos_grupo_trabajo.aspx.
- Rouco, C. 2008. Restauración de las poblaciones de conejo de monte y mejora de la gestión para su conservación. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha.
- Rouco, C.; Ferreras, P.; Castro, F.; Villafuerte, R. 2008. The effects of exclusion of terrestrial predators on short-term survival of translocated European wild rabbits. *Wildlife Research*, 35(7): 625-632.
- Rouco, C.; Villafuerte, R.; Castro, F.; Ferreras, P. 2011. Effect of artificial warren size on a restocked European wild rabbit population. *Animal Conservation*, 14(2): 117-123.
- 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 Jiménez, G.; López Parra, M.; Fernández Pena, L.; Ramajo Rodríguez, L.; Simón Mata, M.A. 2013. Fundamentos para la toma de decisiones en las adecuaciones para fomentar la conectividad en Doñana-Aljarafe para el lince ibérico: situación previa, planificación de los trabajos y resultados de las actuaciones realizadas en el marco de los proyectos LIFE en Andalucía (2002-2012). Ponencia en: *Grupo de Trabajo de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. Jornadas técnicas sobre conectividad ecológica y vías de transporte*. Cáceres 13-14 de noviembre de 2013. Ruíz-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.
- Sabaté, X.; Basora, X.; O'Neil, C.; Mitchell, B. 2013. Conservar la naturaleza entre todos. La custodia del territorio, una herramienta para implicar la sociedad en la gestión del patrimonio natural en Europa. *Documentos LandLife*. 1ª edición 2013.
- 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.
- Saura, S.; Gurrutxaga, M; Mateo, M.C. 2013. Conectividad ecológica y vías de transporte. Ponencia en: *Grupo de Trabajo de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. Jornadas técnicas sobre conectividad ecológica y vías de transporte*. Cáceres 13-14 de noviembre de 2013.
- 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 comparison: 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: González, 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.
- Simón, M. *et al.* 2012. Diez años de conservación del lince ibérico. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 328 pp.
- Smith, A.T.; Boyer, A.F. 2008. *Oryctolagus cuniculus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 22 October 2014.
- 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.
- Tellería, J.L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Raices, Madrid.
- 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.
- Valladares, F. (ed.). 2005. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Serie Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- 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 apeldoorn, R.C. 1997. Fragmented mammals: What does mean? En Canters, K. (Ed.); *Habitat Fragmentation and Infrastructure*. Maastricht The Hague. pp: 121-126.
- 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.; Mougél, 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.
- Vargas, A.; Breitenmoser, C.; Breitenmoser, U. (Eds.). 2009. Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach. Fundación Biodiversidad. Madrid.
- Vélez, R. (Coord.). 2000. La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid.
- Vercauteren, K.; Lavelle, M.; Hygnstrom, S. 2006. Fences and deer damage management: a review of designs and efficacy. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1) 191-200.
- 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.; Delibes-Mateos, M. 2007. *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). Pp. 490- 491. En: Palomo, L. J. Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM - SECEMU, Madrid.
- 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.; Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J. 2005. El declive del conejo en España. *Quercus*, 236: 16-20.
- Virgós, E.; Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J. 2008. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity and Conservation in Europe*, 7: 247-262.
- 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.
- Virgós, E.; Travaini, A. 2005. Relationship between Small-game Hunting and Carnivore Diversity in Central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3475-3486.
- 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.
- Wyoming Game and Fish Department. 2004. Fencing Guidelines for Wildlife Revised Version. *Habitat Extension Bulletin* No. 53. Wyoming Game and Fish Department. 12pp
- 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.
- Zorrilla, I.; Martínez, R.; Taggart, M.A.; Richards, N. 2014. Suspected Flunixin Poisoning of a Wild Eurasian Griffon Vulture from Spain. *Conservation Biology*, DOI:10.1111/cobi.12417.

