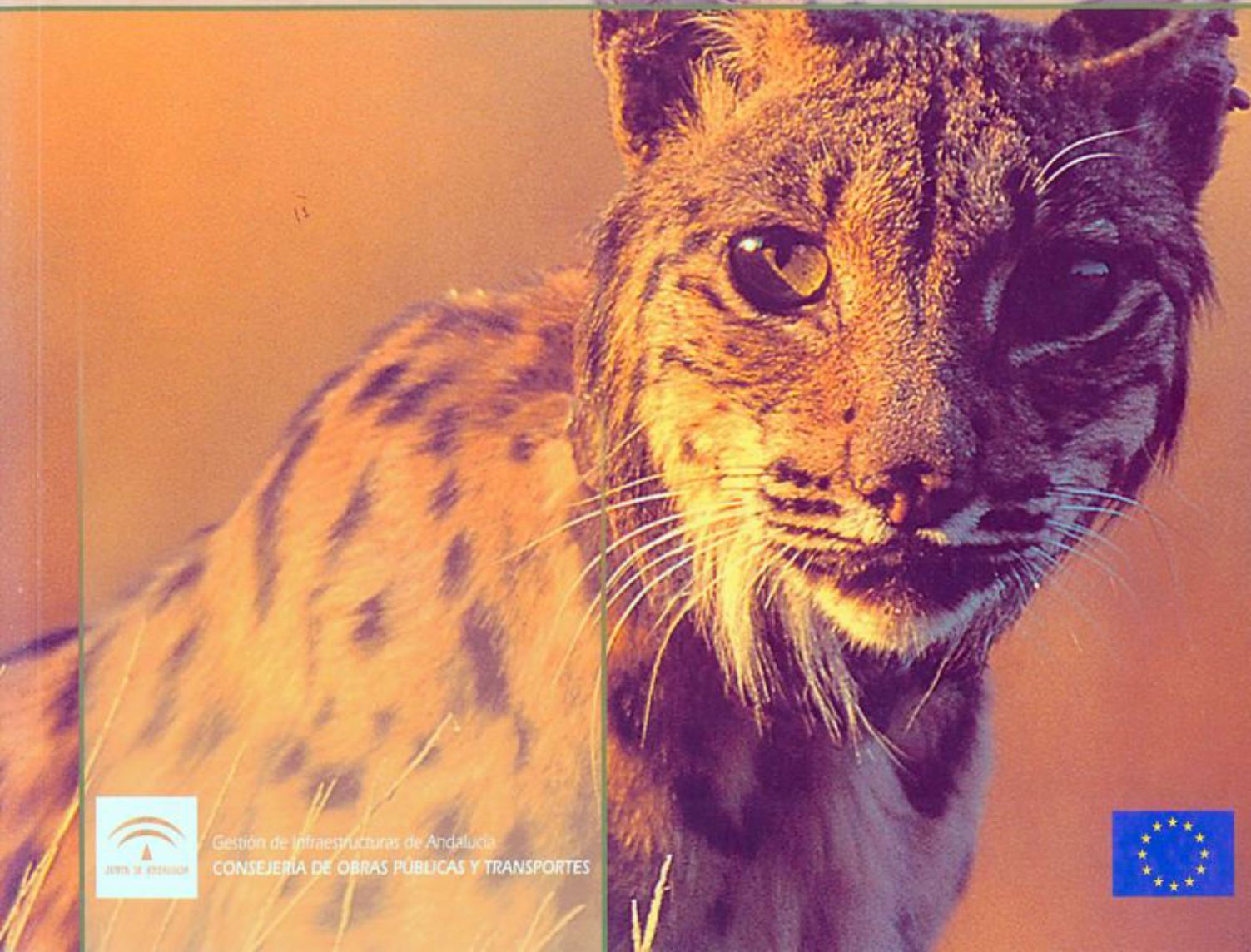


# lince ibérico

**BASES PARA SU REINTRODUCCIÓN  
EN LAS SIERRAS DE CÁDIZ**



Gestión de Infraestructuras de Andalucía  
CONSEJERÍA DE OBRAS PÚBLICAS Y TRANSPORTES







# **lince ibérico**

BASES PARA SU REINTRODUCCIÓN  
EN LAS SIERRAS DE CÁDIZ

Alejandro Rodríguez

Miguel Delibes

Francisco Palomares

*Departamento de Biología Aplicada, Estación Biológica de Doñana, CSIC,  
Avda. María Luisa s/n, 41013 Sevilla.*

Abril de 2002



## Índice

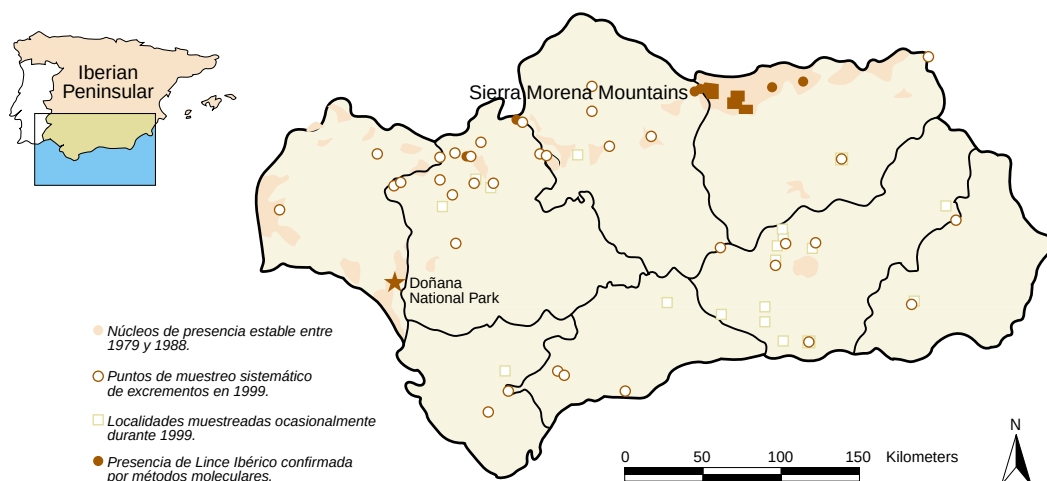
|                                                                                        |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Introducción.....                                                                      | 5  |
| 1. Antecedentes de la presencia del lince ibérico en las sierras de Cádiz .....        | 8  |
| 1.1. Datos sobre distribución del lince en Cádiz .....                                 | 8  |
| 1.2. Valoración de la información disponible .....                                     | 13 |
| 1.2.1. Citas.....                                                                      | 13 |
| 1.2.2. Situación de las poblaciones más cercanas y conectividad .....                  | 15 |
| 1.2.3. Idoneidad del hábitat .....                                                     | 19 |
| 1.3. Conclusiones.....                                                                 | 21 |
| 2. Bases para diseñar un plan de reintroducción del lince en las sierras de Cádiz..... | 22 |
| 2.1. Recursos humanos.....                                                             | 27 |
| 2.2. Estudio de viabilidad del programa de reintroducción.....                         | 29 |
| CUESTIONES BIOLÓGICAS .....                                                            | 29 |
| 2.2.1. Conocimiento científico básico .....                                            | 29 |
| 2.2.2. Crear modelos de la reintroducción .....                                        | 31 |
| 2.2.2.1. Características de la población fundadora .....                               | 31 |
| 2.2.2.2. Viabilidad de la población reintroducida.....                                 | 32 |
| 2.2.3. Estudio de las experiencias previas .....                                       | 34 |
| 2.2.4. Elección y evaluación del área de suelta .....                                  | 35 |
| 2.2.4.1. Dentro del área de distribución y hábitat históricos .....                    | 35 |
| 2.2.4.2. Mejor si no quedan restos de la antigua población .....                       | 35 |
| 2.2.4.3. Protección a largo plazo del área de reintroducción.....                      | 36 |
| 2.2.4.4. Desaparición de los factores que causaron la extinción .....                  | 37 |
| 2.2.4.5. Calidad de hábitat suficiente para albergar una población viable.....         | 38 |
| 2.2.4.6. Ambiente político, social y cultural adecuado.....                            | 40 |
| 2.2.5. Disponibilidad de animales para reintroducir .....                              | 41 |
| 2.2.5.1. Origen preferiblemente silvestre.....                                         | 41 |
| 2.2.5.2. Proximidad genética.....                                                      | 43 |
| 2.2.5.3. Efectos mínimos sobre la población donante .....                              | 43 |
| 2.2.5.4. Disponibilidad cualitativa y cuantitativa .....                               | 44 |
| 2.2.5.5. Equilibrio demográfico y genético de la población cautiva .....               | 44 |
| 2.2.5.6. Los excedentes no justifican la reintroducción.....                           | 45 |

|                                                                                                 |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| ASPECTOS LEGALES Y SOCIOECONÓMICOS .....                                                        | 46 |
| 2.2.6. Soporte legal y administrativo .....                                                     | 46 |
| 2.2.7. Soporte político y financiero .....                                                      | 46 |
| 2.2.8. Estima del impacto social y económico de la reintroducción sobre el área de suelta ..... | 47 |
| 2.2.9. Compensación de daños .....                                                              | 48 |
| 2.2.10. Actitud de la población local .....                                                     | 48 |
| 2.2.11. Información y educación de la opinión pública .....                                     | 51 |
| 2.2.12. Impacto fuera del área de suelta .....                                                  | 53 |
| VIABILIDAD DE UNA POTENCIAL REINTRODUCCIÓN DEL LINCE EN CÁDIZ .....                             | 55 |
| 2.3. Planificación y preparación .....                                                          | 55 |
| 2.3.1. Decisión de llevar a cabo la reintroducción .....                                        | 55 |
| 2.3.2. Objetivo de la reintroducción .....                                                      | 55 |
| 2.3.3. Chequeo veterinario .....                                                                | 57 |
| 2.3.4. Caracterización genética .....                                                           | 58 |
| 2.3.5. Entrenamiento conductual .....                                                           | 59 |
| 2.3.6. Plan de transporte .....                                                                 | 62 |
| 2.3.7. Estrategia de suelta .....                                                               | 63 |
| 2.3.8. Diseñar el programa de seguimiento .....                                                 | 67 |
| 2.4. Actividades posteriores a la suelta .....                                                  | 68 |
| 2.4.1. Seguimiento de la población reintroducida y de la eficacia de los métodos .....          | 68 |
| 2.4.2. Causas de mortalidad .....                                                               | 71 |
| 2.4.3. Intervención .....                                                                       | 72 |
| 2.4.4. Revisión o fin del programa .....                                                        | 72 |
| 3. Acciones encaminadas a la reintroducción del lince ibérico en Cádiz .....                    | 73 |
| 3.1. Justificación .....                                                                        | 73 |
| 3.2. Requisitos .....                                                                           | 75 |
| 3.3. Actuaciones .....                                                                          | 77 |
| 3.3.1. Definición del programa y recursos humanos .....                                         | 77 |
| 3.3.2. Cuestiones legales y compromisos financieros .....                                       | 79 |
| 3.3.3. Elección y preparación del área de suelta .....                                          | 79 |
| 3.3.4. Cuestiones socioeconómicas .....                                                         | 80 |
| 3.3.5. Investigación .....                                                                      | 81 |
| 3.3.6. Técnicas de suelta .....                                                                 | 82 |
| Literatura citada .....                                                                         | 67 |
| Agradecimientos .....                                                                           | 79 |

## Introducción

En menos de veinte años, el lince ibérico (*Lynx pardinus*) ha pasado de ser una especie cuya biología era apenas conocida a convertirse en un centro de atención de científicos, gestores del medio ambiente y conservacionistas. El estudio intensivo de la población de linces que habita en el Parque Nacional de Doñana y su entorno ha originado importantes avances en la comprensión de las relaciones del lince con su medio físico y biótico, y del funcionamiento de su dinámica poblacional (Delibes 1980, 1987, Aldama et al. 1991, Palomares et al. 1991, 1995, 1996, 2000, 2001, Beltrán et al. 1992, Ferreras et al. 1992, 1997, 2001, Beltrán y Delibes 1994, Gaona et al. 1998, Fedriani et al. 1999, Fernández y Palomares 2000, Delibes et al. 2001, Ferreras 2001, Palomares 2001). Por otro lado, estudios en España y Portugal han puesto de manifiesto que la especie ha sufrido una fuerte contracción de su área de distribución, contracción que ha derivado en la división de las antiguas poblaciones grandes y continuas, dando lugar a múltiples núcleos más pequeños y aislados (Rodríguez y Delibes 1990, 1992, 2002, Castro y Palma 1996). Datos recientes no publicados sugieren que sólo en Sierra Morena oriental y Doñana existirían poblaciones reproductoras de la especie bien identificadas.

FIGURA 1  
Datos Actuales de distribución del lince ibérico en Andalucía.



La distribución del lince en la comarca de Doñana se conoce con precisión gracias a muestreos regulares (Ferreras et al. 2001). Figura tomada de Palomares et al. (2002)



Aunque hasta los años 80 no se ha estimado con cierto rigor el tamaño de las poblaciones de lince y, en consecuencia, no existen valores anteriores de referencia, la magnitud de la reducción en el área de distribución sugiere que esta especie ha experimentado un declive pronunciado al menos desde 1950 (Rodríguez y Delibes 2002). Además, muchas de las poblaciones pequeñas resultantes del proceso de fragmentación corren el riesgo de desaparecer en un futuro más o menos próximo (Rodríguez y Delibes 2003), si no han desaparecido ya en algunos casos. Todo ello ha despertado preocupación tanto en las administraciones competentes en la conservación de la naturaleza como en la sociedad, lo que a su vez ha movilizó recursos para tratar de cumplir con el mandato legal de conservar esta especie. Por otra parte, los conocimientos acumulados sobre el lince ibérico han permitido comparar su situación con la del resto de los felinos del mundo, lo que le ha valido el dudoso honor de encabezar la lista de especies vulnerables dentro de este grupo de mamíferos carnívoros (Nowell y Jackson 1996).

FIGURA 2

*Estima del área de distribución del lince ibérico en España hacia 1960 (de Rodríguez y Delibes 1990).*



Recientemente se han elaborado los primeros planes de recuperación del lince ibérico. Algunos se han redactado pensando en la conservación global de la especie (Delibes et al. 2000), otros se enfocan a escala nacional (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 1999) y, finalmente, existen Planes de Recuperación Autonómicos como el que se ha realizado en Andalucía (Ferrerías 1999), aún no publicado. Todos los planes contemplan, con mayor o menor énfasis, la posibilidad de restaurar antiguas poblaciones extintas, o reforzar poblaciones que perviven de manera inesta-

ble, mediante la translocación de ejemplares procedentes bien de poblaciones en mejor estado, bien de los potenciales programas de cría en cautividad que se establezcan en el futuro. Cabe preguntarse cuáles son las posibles poblaciones silvestres donantes. A la espera de un nuevo inventario sistemático que precise dónde persisten los lince, actualmente sólo se tiene certeza absoluta de la existencia de dos poblaciones, como ya hemos dicho. Una estaría en Doñana y su entorno (Huelva) y la otra en Sierra Morena oriental (Jaén y Córdoba). La población de Doñana es suficientemente pequeña y fragmentada como para que su riesgo de extinción a medio plazo sea apreciable (Gaona et al. 1998, Delibes et al. 2001, Ferreras et al. 2001). Pese a situarse en espacios naturales protegidos, la tendencia del número de lince en los últimos diez años no ha sido creciente, sino estable o ligeramente decreciente. Se desconoce el tamaño, la estructura y la tendencia de la población de Sierra Morena oriental, aunque se supone que su viabilidad es mayor sólo por ocupar una región más extensa y continua (Rodríguez y Delibes 2003). El declive de las poblaciones silvestres se atribuye a la interacción de múltiples factores y, entre ellos, a unas condiciones ambientales adversas (Delibes et al. 2000).

FIGURA 3

*Estima del área de distribución del lince ibérico en España con datos del período 1979 a 1988  
(de Rodríguez y Delibes 1990).*



La mera sospecha de la vulnerabilidad de estas poblaciones a la aleatoriedad ambiental aconseja intervenir para aumentar el número de poblaciones silvestres estables con demografías independientes, con objeto de reducir el riesgo de extinción de la especie (Rodríguez et al. 2001). En este contexto, recientemente se ha planteado como medida de conservación la identificación de áreas que reúnan condiciones ecológicas especialmente favorables para la generación asistida de nuevas poblaciones (Rodríguez et al. 2001). En consecuencia, en el caso del lince ibérico el acento se pone no tanto en el restablecimiento de cualquier población extinta en el pasado reciente, hecho habitual en los proyectos de reintroducción, como en la “garantía” de que la nueva población a crear sea viable a largo plazo.

Junto a otras áreas de la mitad sur de la península Ibérica, las sierras de Cádiz se nombran con cierta frecuencia como comarca cuyas condiciones pueden ser adecuadas para albergar lince translocados. En dicho caso, es interesante saber si en la zona han existido lince previamente e incluso si pueden estar presentes aún en la actualidad, pues ello podría afectar al éxito y a las condiciones en que debería llevarse a cabo una eventual reintroducción. En este documento se abordan, por tanto, dos cuestiones. En primer lugar, se valora la fiabilidad de los antecedentes existentes sobre la presencia del lince en las sierras de Cádiz, y se comentan las implicaciones que tendrían estos antecedentes ante una hipotética translocación. En segundo lugar, en base a la información disponible discutimos los elementos que habrían de tenerse en cuenta y el procedimiento ideal a seguir en el caso de que el Parque Natural de los Alcornocales, u otras áreas de la sierras de Cádiz, se considerasen adecuadas y necesarias por parte de las administraciones competentes para restablecer una población estable de lince. Naturalmente, reconocemos que cualquier proyecto es singular y su puesta a punto deberá afinarse de acuerdo con sus objetivos particulares y los medios y metodologías disponibles. No obstante, creemos que una revisión de la bibliografía como la que se ha llevado a cabo es muy útil para definir el marco general en el que debe inscribirse cualquier proyecto de reintroducción de un felino silvestre.

#### **Nota:**

*Estando ya compuesto este libro, entre el 29 y el 31 de octubre de 2002 se ha celebrado en Andújar (Jaén) un seminario internacional sobre el lince ibérico, auspiciado por el Ministerio de Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Los informes presentados allí confirman que tan sólo existen dos poblaciones silvestres de lince ibérico donde aparentemente ocurra de forma regular la reproducción (Doñana y Sierra Morena oriental). Según esos mismos informes, las estimas del tamaño de población mundial de la especie no llegan a 300 ejemplares. Todo ello justifica la reciente declaración del lince ibérico como especie en peligro crítico de extinción, la máxima categoría de amenaza establecida por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). El declive del lince continúa, pues, a un ritmo preocupante. Para neutralizar esta tendencia es urgente desplegar todas las técnicas de conservación a nuestro alcance, entre ella las reintroducciones que son objeto de análisis en este libro.*

## Capítulo 1

### ANTECEDENTES DE LA PRESENCIA DEL LINCE IBÉRICO EN LAS SIERRAS DE CÁDIZ





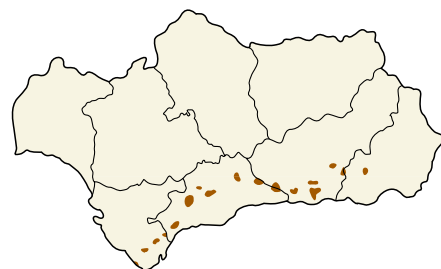
En esta sección se recopilan las observaciones de lince en las sierras Subbéticas de Cádiz y áreas próximas, se discute si los datos más recientes sugieren que exista una población ya establecida en la actualidad, y se muestran los resultados de análisis preliminares a gran escala sobre el grado de idoneidad del hábitat en la comarca.

### 1.1. Datos sobre distribución del lince en Cádiz

Actualmente, el lince se puede encontrar sólo en el cuadrante suroccidental de la península Ibérica (Rodríguez y Delibes 1990). Sin embargo, existen indicios de que ha ocupado en el pasado toda la península (Delibes 1979, Rodríguez y Delibes 2002). Rodríguez y Delibes (1990) revisan la literatura que documenta la distribución de fósiles, subfósiles y citas de animales avistados o cobrados en puntos del norte, centro y sur de la península, fuera del área de distribución actual. Dos localidades donde la presencia de lince resultaría hoy sorprendente ilustran los extremos del largo periodo durante el cuál la especie parecía estar muy extendida. En el pasado remoto (hace aproximadamente un millón de años), se han encontrado restos fósiles del inmediato precursor de la forma actual de lince ibérico (*Lynx pardinus spelaeus*) en los yacimientos de Atapuerca (Burgos), en niveles correspondientes al Pleistoceno Medio (García et al. 1997, García y Arsuaga 1998). En el pasado reciente, el ejemplar que utilizó Temminck (1827) para describir la especie fue colectado en Salvaterra de Magos, una localidad situada en la ribera del Tajo a unos 50 km de Lisboa (Almaça 1992), con un ambiente más húmedo de lo habitual en el ecosistema mediterráneo al que el lince se circunscribe en nuestros días.

Por lo que respecta a las Subbéticas, Kurtén (1968) menciona fósiles procedentes de Gibraltar. Se han encontrado restos subfósiles de lince en numerosos yacimientos arqueológicos de las provincias de Almería, Granada y Málaga (Lauk 1976, Dr. A. Morales *in litt.*). Durante el siglo XIX Brehm (1880) considera que el lince es común en Sierra Nevada, y existen datos de ejemplares colectados en entornos predominantemente esteparios como la Hoya

FIGURA 4  
Estima de la distribución del  
lince ibérico al sur del Guadalquivir en 1930  
(de Rodríguez y Delibes 1990)



de Guadix (Sánchez 1885). En la provincia de Cádiz, un acta municipal del ayuntamiento de San Roque documenta que un lince fue capturado en 1913. Rodríguez y Delibes (1990) resumen la información contenida en los archivos de Eduardo Trigo, naturalista y directivo de la Federación Española de Caza, relativa a la distribución del lince al sur del Guadalquivir. Según esta fuente, el lince habría persistido hasta aproximadamente 1930, en un rosario de 16 poblaciones, a lo largo de las montañas del sur de Andalucía, desde la Alpujarra almeriense hasta las sierras gaditanas (Tabla 1; ver también la Figura 11 en Rodríguez y Delibes 1990). Curiosamente, la cita más reciente de ese archivo corresponde a los alrededores de Jimena de la Frontera (Tabla 1), no lejos de donde se han localizado posteriormente nuevas citas.

TABLA 1  
*Últimas citas conocidas en distintas áreas de las sierras subbéticas, según Rodríguez y Delibes (1990)*

| COMARCA                      | PROVINCIA      | AÑO  |
|------------------------------|----------------|------|
| Sierra Nevada                | Amería/Granada | 1890 |
| Las Alpujarras               | Amería/Granada | 1890 |
| Montes de Antequera          | Málaga         | 1880 |
| Serranía de Ronda            | Málaga         | 1925 |
| Sierra Bermeja               | Málaga         | 1930 |
| Sierra de Tolox              | Málaga         | 1930 |
| Sierra de las Nieves         | Málaga         | 1930 |
| Sierra Blanca                | Málaga         | 1910 |
| Sierras de Tejada y Almijara | Málaga/Granada | 1895 |
| Sierra de Frigiliana         | Málaga         | 1905 |
| Sierra de Jimena             | Cádiz          | 1945 |

Según los mapas elaborados durante la segunda mitad del siglo XX, la provincia de Cádiz no forma parte del área de distribución reciente del lince (Valverde 1963, Garzón 1978, Delibes 1979, Rodríguez y Delibes 1990). Además, los tres primeros trabajos citados coinciden en señalar la ausencia de la especie al sur del río Guadalquivir, exceptuando un posible lince cazado en la provincia de Cádiz, mencionado por Delibes (1979). Sin embargo, en búsquedas más sistemáticas se han hallado indicios de al menos tres poblaciones distintas al sur del río, en la provincia de Granada y en las Subbéticas de Jaén (Rodríguez y Delibes 1990, Sánchez et al. 1998).

En áreas más occidentales de estas montañas, dentro de las provincias de Málaga y Cádiz, Rodríguez y Delibes (1990) también registraron algunas citas recientes que resultaron poco consistentes. La escasez de las citas impedía que pudieran concentrarse en el tiempo o en el espacio, de forma que con la metodología que emplearon estos autores las áreas involucradas hubieron de adscribirse a la categoría de “presencia no confirmada”. Durante este estudio, quince informes de taxidermistas, sociedades de cazadores y grupos de naturalistas locales, recogidos a principios de 1988, afirmaban que no había lince en la provincia de Cádiz, ni los hubo en el pasado. Otras dos asociaciones (de Jerez y Bornos) manifestaron haber oído de su presencia actual (sin referencia a un área concreta) o pasada (citando las localidades de Ubrique y Grazalema, pero sin referencia temporal). Las únicas citas que merecieron consideración, por tratarse de contactos con fecha y localización, no fueron sin embargo avistamientos directos de los informadores, sino testimonios de conocidos (Tabla 2). Por su escaso número y relativa imprecisión, en aquel momento no se intentó su verificación contactando con el observador original.

TABLA 2  
*Citas indirectas (no verificadas) en las sierras de Cádiz y áreas adyacentes, recogidas durante la realización del Inventario nacional de lince ibérico de 1988 (Rodríguez y Delibes 1990).*

| AÑO  | CITA                    | LOCALIDAD              | TÉRMINO     | COORD. UTM   |
|------|-------------------------|------------------------|-------------|--------------|
| 1978 | Cachorro muerto en cepo | Sambana / El Tesorillo | Jimena      | 30S TF 88 28 |
| 1978 | Avistamiento            | La Almoraima           | Castellar   | 30S TF 79 23 |
| 1980 | Abatido                 | Zanona                 | Los Barrios | 30S TF 61 13 |
| 1986 | Avistamiento            | P.N. Grazalema         | Cortes      | Imprecisa    |

TABLA 3  
*Citas inéditas recibidas por Rodríguez y Delibes tras el Inventario nacional de lince ibérico de 1988.*

| AÑO  | CITA               | LOCALIDAD                   | TÉRMINO   | COORD. UTM   |
|------|--------------------|-----------------------------|-----------|--------------|
| 1952 | Avistamiento       | La Almoraima                | Castellar | 30S TF 79 23 |
| 1983 | Muertos en un lazo | Río del Padrón              | Estepona  | 30S UF 08 40 |
| 1988 | Avistamiento       | Puerto de las Palmas        | Estepona  | 30S UF 07 40 |
| 1988 | Avistamiento       | Estepona-Jubrique           | Estepona  | 30S UF 05 42 |
| 1994 | Avistamiento       | Ventorrillo de las Canillas | Jimena    | 30S TF 75 44 |



Una vez terminados los trabajos del Inventario nacional, recibimos algunas referencias más, localizadas en la provincia de Cádiz y áreas próximas de Málaga (Tabla 3). Estos datos venían mucho más detallados que los que se obtuvieron durante el Inventario. La cita más reciente, datada en 1994 cerca del río Hozgarganta (Tabla 3), fue comunicada directamente por la persona que observó al animal.

A principios de 1993, la comunicación de nuevos avistamientos a la Dirección Provincial de la Agencia de Medio Ambiente por parte de varios naturalistas, despertó el interés por confirmar si realmente persistía una población de linces en Cádiz. El grueso de las citas fueron proporcionadas en un informe de Javier Rodríguez fechado en octubre de 1993 (Tabla 4). En 1995, por encargo de la Junta de Andalucía, una metodología similar a la empleada en el Inventario nacional se aplicó al área de procedencia de estas citas (estudio realizado por Luis Barrios para la Estación Biológica de Doñana, recogido en Palomares et al. 1997). Se entrevistó a los observadores y al personal que trabajaba en las fincas donde se produjeron los avistamientos, con objeto de obtener nuevas citas. Se buscaron en el campo rastros y excrementos, y se hizo una valoración somera de la calidad del hábitat para el lince. Las citas que se consideraron fidedignas se muestran en la Tabla 4. En este informe también se da cuenta de otros datos que, tras ser investigados, fueron considerados como equivocaciones, o como indicios o testimonios no suficientemente claros.

TABLA 4  
*Citas aceptadas como fidedignas en Palomares et al. (1997).*

| 1. Observaciones directas de J. Rodríguez Piñero |              |                    |          |              |
|--------------------------------------------------|--------------|--------------------|----------|--------------|
| AÑO                                              | CITA         | LOCALIDAD          | TÉRMINO  | COORD. UTM   |
| 1986                                             | Avistamiento | Cerro Arrayanosa   | Jerez    | 30S TF 65 62 |
| 1987                                             | Avistamiento | Llanos de Palomino | Arcos    | 30S TF 67 65 |
| 1993                                             | Avistamiento | El Higuerón        | Benaocaz | 30S TF 78 66 |
| 2. Otras citas                                   |              |                    |          |              |
| AÑO                                              | CITA         | LOCALIDAD          | TÉRMINO  | COORD. UTM   |
| 1970                                             | Avistamiento | El Palmito         | Jerez    | 30S TF 61 54 |
| 1991                                             | Avistamiento | Pico del Montero   | Alcalá   | 30S TF 67 40 |
| 1992                                             | Avistamiento | Los Halayos        | Arcos    | 30S TF 67 66 |
| 1993                                             | Avistamiento | Cortijo de la Vega | Algar    | 30S TF 65 59 |

La única evidencia irrefutable de la presencia reciente del lince en Cádiz proviene de un hecho singular. El 2 de diciembre de 1998 un ejemplar marcado con un radioemisor fue capturado en una jaula para control de depredadores cerca de la Cañada del Valle, término de Medina-Sidonia, coordenadas UTM 30S TF 54 19. Aproximadamente un año antes, este individuo, originario de la población de Doñana, había sido intervenido de heridas en una mano causadas por un cepo y trasladado al Centro de Recuperación de Fauna Amenazada de Los Villares (Córdoba). El 20 de abril de 1998 fue liberado en el Parque Natural de Hornachuelos, en la Sierra Morena cordobesa. Tras vagar durante varias semanas por el borde de la sierra, desde Adamuz (Córdoba) hasta Lora del Río (Sevilla), cruzó la campiña del valle del Guadalquivir de norte a sur durante el mes de julio. El 4 de agosto fue localizado en la laguna del Taraje, término de Las Cabezas de San Juan (Sevilla), donde permaneció varios días. El día 8 de agosto se perdió su pista hasta cuatro meses después, cuando fue capturado en Medina Sidonia (Cádiz), 70 km al sur de la última localización. El lince fue trasladado de nuevo a Sierra Morena.

## 1.2. Valoración de la información disponible

### 1.2.1. Citas

Descontando los datos que no parecían ofrecer suficiente solidez, durante las últimas dos décadas se han recogido 16 citas en Cádiz y el extremo occidental de Málaga. Hubo sólo una cita comprobada (Medina-Sidonia), y ocho que pueden ser aceptadas (Ventorrillo de las Canillas y las de la Tabla 4). Estas nueve citas quedan incluidas en un polígono cuyos vértices coinciden aproximadamente con las poblaciones de Arcos de la Frontera, Benalup de Sidonia, Los Barrios y Ubrique, y cuya extensión es de unos 15.000 km<sup>2</sup>. Esta densidad de citas a lo largo de un periodo de 20 años es comparable a la obtenida por Rodríguez y Delibes (1990) en áreas que estos autores asignaron a la categoría “baja densidad”. La escasez de evidencias irrefutables (una cita) es también similar a la de áreas con baja densidad relativa de lince identificadas en el Inventario nacional de 1988. La distribución temporal de las citas se muestra en la Tabla 5. Si se consideran todas las citas, desde 1980 hay 6 contactos distribuidos regularmente en cada década, lo que podría sugerir que desde hace unos 20 años existe una población pequeña pero estable. Sin embargo, si se usan sólo las citas contrastadas el patrón cambia. Las citas tienden a concentrarse en los últimos 10 años, si bien durante este periodo están repartidas en 5 años distintos. Esta pauta de distribución temporal es consistente con dos hipótesis no mutuamente excluyentes. La primera es que recientemente haya aumentado la tasa de inmigración desde otras poblaciones y, en consecuencia, se estaría observando un mayor número de individuos transeúntes; esta idea topa con la dificultad de explicar cómo ha podido aumentar la inmigración desde áreas vecinas en tiempos recientes, si todas ellas se encuentran en franco declive (Rodríguez y Delibes 1990, 2002, Delibes et al. 2000). No obstante, la brusca reducción de la disponibilidad de conejos provocada por la enfermedad hemorrágico-vírica EHV (Villafuerte et al. 1995) podría haber provocado una mayor movilidad de los ejemplares previamente establecidos. Una segunda hipótesis sería que a raíz de esa inmigración, no necesariamente más frecuente que en décadas anteriores, algunos individuos hayan tenido la oportunidad de establecerse y tal vez reproducirse, dando lugar a un pequeño núcleo de población asentado en el norte del Parque Natural de los Alcornocales, donde tienden a concentrarse las citas. Una tercera hipótesis, en prin-

cipio menos verosímil pero no del todo descartable, se referiría a una posible suelta clandestina de uno o más ejemplares en las sierras gaditanas.

TABLA 5  
*Distribución temporal de las citas recientes de lince en las sierras gaditanas y áreas limítrofes de la provincia de Málaga.*

|           | Todas las citas | Citas contrastadas |
|-----------|-----------------|--------------------|
| <1970     | 1               | 0                  |
| 1970-1979 | 3               | 1                  |
| 1980-1989 | 6               | 2                  |
| 1990-1999 | 6               | 6                  |

1.2.2. Situación de las poblaciones más cercanas y conectividad

Según el último mapa de distribución publicado, las poblaciones de lince más cercanas a las sierras de Cádiz son las de Doñana hacia el oeste, Sierra Morena central hacia el norte, Sierra Morena oriental hacia el noreste y Sierras Subbéticas hacia el este (Rodríguez y Delibes 1990). La probabilidad de recibir inmigrantes desde estas hipotéticas poblaciones fuente depende al menos de tres factores: la frecuencia con que se producen juveniles dispersantes, la distancia que han de recorrer y la resistencia que los dispersantes encuentran a su paso debido a la calidad del hábitat.

La frecuencia con que se producen dispersantes sólo se conoce en la población de Doñana. Prácticamente todos los machos juveniles y la mayor parte de las hembras se alejan de su área natal. Sin embargo, se producen relativamente pocos establecimientos de emigrantes, en parte debido al reducido tamaño de la población de Doñana (Tabla 6) y en parte porque muchos jóvenes mueren durante el proceso de dispersión (Ferrerías et al. 1992, Ferreras 1994). La máxima distancia entre el área natal y el área donde se acaban estableciendo los lince jóvenes se conoce como distancia de dispersión. La mayoría de los individuos se establecen a distancias de dispersión inferiores a los 15 km, y son raros los que superan los 30 km (Ferrerías 1994). Este valor máximo es menos de la mitad de la distancia que separa Doñana y el Parque Natural de los Alcornocales (Tabla 6). A medida que se ha ido incrementando la muestra de lince juveniles estudiados, se ha observado que el umbral de 30 km en las distancias de dispersión es superado excepcionalmente por algunos individuos (Palomares et al. 1997). Un ejemplo es el de un joven lince de Doñana que durante los movimientos prospectivos propios de la fase de dispersión alcanzó un área marginal de Sierra Morena Occidental (a 38 km), aunque finalmente acabó estableciéndose en Doñana, dentro del rango habitual de distancias de dispersión. El récord actual lo ostenta un individuo que se estableció en el área de Moguer (Huelva) a 42 km de su área natal (Palo-

mares et al. 1997). El área de Doñana está aislada por una amplia franja de terreno dedicada a agricultura intensiva, uso que parece ser evitado por los lince durante la dispersión (Ferrerías 1994, Palomares et al. 2000). En particular, en dirección a Cádiz, un lince debería atravesar dos obstáculos de entidad: el curso bajo del Guadalquivir y los extensos cultivos de su margen izquierda. Todos estos factores podrían explicar que ninguno de los más de 30 lince nacidos en Doñana que han sido seguidos durante su fase de dispersión se hayan establecido con éxito en otras áreas fuera de Doñana.

Los movimientos del individuo que viajó de Córdoba a Cádiz indican que los lince son físicamente capaces de superar muchas de estas barreras y batir el discreto récord de los 42 km en la distancia de dispersión, pero lo normal es que no lo hagan. No hay que olvidar, no obstante, que este excepcional individuo no estaba realizando un movimiento de dispersión desde su área natal, sino tal vez un desplazamiento filopátrido similar al que realizan individuos translocados de otras especies (Rogers 1988, Papi 1992).

Las poblaciones de Sierra Morena son relativamente grandes y quizá producen un mayor número de jóvenes emigrantes, pero al mismo tiempo los extensos hábitats inadecuados del valle del Guadalquivir hacen poco probable el éxito inmigratorio (Tabla 6, Figura 6). La población de las Subbéticas es muy pequeña y se encuentra además muy alejada de Cádiz; no obstante, la virtual continuidad de los hábitats forestados a lo largo de las montañas puede favorecer la dispersión (Tabla 6, Figura 6). La bajísima densidad de población estimada para los lince que viven al sur de Jaén y en Granada podría favorecer comportamientos errantes y largas distancias de dispersión, hipotéticamente provocadas por la búsqueda de otros lince (Reed y Dobson 1993).

Aún en el caso de que la baja frecuencia de inmigración predicha para las sierras de Cádiz permitiera el establecimiento de una población fundadora, ésta contaría con muy pocos individuos y, por tanto, estaría sometida al alto riesgo de extinción que es propio de las poblaciones pequeñas y aisladas (Rodríguez y Delibes 2003).

**FIGURA 5**  
Esquema del área de distribución de lince ibérico en España construida con datos del período 1979-1988 (de Rodríguez y Delibes 1992)

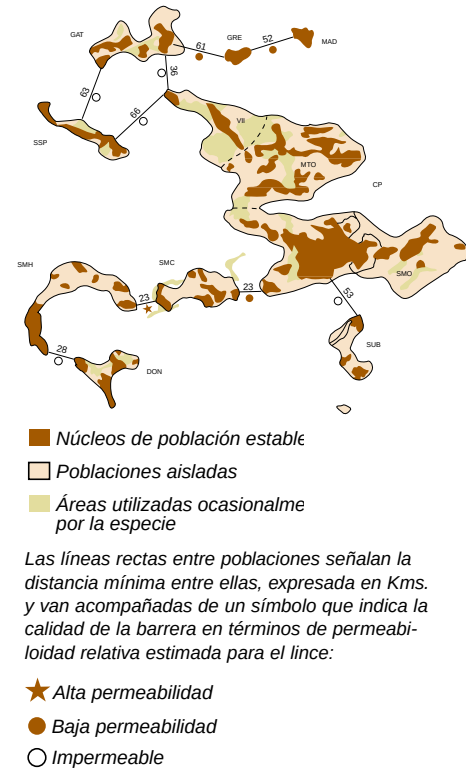
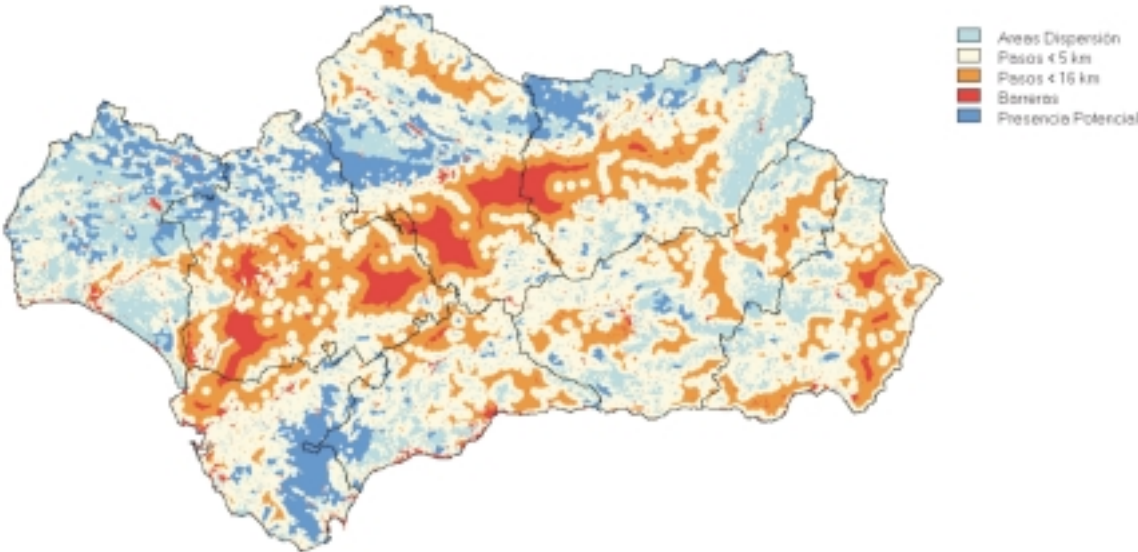


TABLA 6.  
*Poblaciones de lince más próximas al Parque Natural de los Alcornocales, con una estima de su tamaño (número de lince en 1978-1988), distancia (km) y grado de conectividad, determinada en función del tipo de hábitat dominante en la discontinuidad. Datos de Rodríguez y Delibes (1990).*

| Población          | Tamaño | Distancia | Conectividad |
|--------------------|--------|-----------|--------------|
| Doñana             | 49     | 70        | Muy baja     |
| S. Morena Central  | 63     | 110       | Muy baja     |
| S. Morena Oriental | 536    | 160       | Muy baja     |
| Subbéticas         | 27     | 180       | Moderada     |

FIGURA 6  
*Distribución de los hábitats potencialmente adecuados para la dispersión del lince ibérico según Palomares et al. (1999).*



### 1.2.3. Idoneidad del hábitat

La caza y el trampeo ilegales constituyen para el lince importantes causas de mortalidad (Rodríguez y Delibes 1990, Ferreras et al. 1992, González 1998, García-Perea 2000). El Parque Natural de los Alcornocales es un área protegida, donde es de suponer que estos riesgos se mantienen en niveles aceptablemente bajos. La proximidad de núcleos urbanos y las molestias provocadas por una amplia variedad de actividades humanas suelen ser evitadas por los lince (Delibes et al. 2000). Dentro del Parque Natural de los Alcornocales, la concentración de los núcleos de población humana unida al gran tamaño de, y el acceso restringido a, las fincas privadas, parecen características adecuadas para satisfacer esta componente del hábitat del lince.

Algunas áreas dentro y en el entorno del Parque parecen reunir suficientes recursos para albergar una población de lince. La presencia de cobertura arbustiva a gran escala es indispensable para que haya lince y ésta también se ve favorecida por la cantidad de matorral disponible por unidad de superficie (Rodríguez 1997). Un modelo desarrollado a partir de las características de los territorios de los lince de Doñana predice que la idoneidad de un hábitat para el lince es función casi exclusiva de la superficie relativa de matorral denso (Palomares et al. 1999). Aplicando este modelo a la región andaluza, prácticamente la mitad oriental de la provincia de Cádiz, que conserva grandes áreas cubiertas con matorral y bosque mediterráneos, surge como un hábitat claramente idóneo para la especie (probabilidad superior al 90% de albergar lince, ver Figura 1; Palomares et al. 1999).



Las sierras gaditanas podrían satisfacer también las necesidades de alimento de una población de lince. Esta especie se alimenta casi exclusivamente de conejos (*Oryctolagus cuniculus*; Delibes 1980). Los conejos no son escasos en la provincia de Cádiz. Blanco y Villafuerte (1993) han calculado un índice de densidad relativa de conejos en cada una de las 47 provincias peninsulares, y Cádiz ocupa el décimosegundo lugar. Una idea de en qué parte de la provincia son más abundantes los conejos se puede extraer de la relación de cotos industriales de 1987, elaborada por la Delegación Provincial del IARA en Cádiz (Consejería de Agricultura, Junta de Andalucía). Antes de la entrada de la EHV, en este tipo de cotos la densidad de conejos solía ser suficientemente alta como para que en aquel momento fuese rentable su extracción con cepos. Curiosamente, en contraste con la idoneidad del hábitat predicha por el modelo de Palomares et al. (1999), casi todos los cotos catalogados como industriales se encontraban en la mitad occidental de la provincia (Tabla 7), especialmente en zonas de baja altitud. Admitiendo que las cantidades de conejos que la administración autorizaba a extraer en estos cotos coincidían aproximadamente con las cantidades solicitadas por los propietarios, o con los conejos que verosímilmente se podían sacar en una temporada, la razón entre el número de conejos autorizado y la superficie del coto puede dar una idea aproximada de la densidad de conejos. Estos cálculos se han realizado en los siete términos municipales que incluyen parcialmente las sierras del centro de la provincia. Se han utilizado sólo los 80 cotos para los que había datos adecuados. La densidad media por municipio iguala o supera con creces el valor de 1 conejo/ha (Tabla 8), considerado tentativamente como el valor umbral por encima del cuál el lince puede reproducirse (Palomares et al. 2001). Conviene tener en cuenta, no obstante, que parte de los cotos pueden situarse fuera del área montañosa que nos interesa, afectando a los valores estimados.

TABLA 7  
*Localidades gaditanas con cotos industriales para la extracción de conejos, según un listado elaborado por la Delegación Provincial de Cádiz del Instituto Andaluz de Reforma Agraria en 1987.*

| Localidad               | Nº cotos | Localidad            | Nº cotos |
|-------------------------|----------|----------------------|----------|
| Alcalá de los Gazules   | 5        | Grazalema            | 2        |
| Algar                   | 2        | Jerez de la Frontera | 21       |
| Algodonales             | 1        | Medina-Sidonia       | 50       |
| Arcos de la Frontera    | 6        | Puerto Real          | 7        |
| Barbate                 | 1        | Puerto Serrano       | 1        |
| Benaocaz                | 3        | San José del Valle   | 1        |
| Chiclana de la Frontera | 8        | San Roque            | 2        |
| Chipiona                | 1        | Vejer de la Frontera | 7        |
| Conil de la Frontera    | 6        | Zahara de los Atunes | 1        |
| Espera                  | 1        |                      |          |



TABLA 8.  
*Estima de la densidad media de conejos (conejos/ha) en cotos industriales de siete localidades cuyos términos municipales alcanzan las sierras donde se han registrado citas de lince. Fuente: listado de cotos industriales en Cádiz, 1987; IARA.*

| Término municipal     | Nº cotos | Densidad media | Error típico |
|-----------------------|----------|----------------|--------------|
| Alcalá de los Gazules | 5        | 3.0            | 0.85         |
| Algar                 | 2        | 1.0            | 0.12         |
| Arcos de la Frontera  | 6        | 3.0            | 1.46         |
| Benaocaz              | 3        | 7.1            | 2.12         |
| Jerez de la Frontera  | 17       | 2.3            | 0.39         |
| Medina-Sidonia        | 41       | 5.4            | 0.72         |
| Vejer de la Frontera  | 6        | 2.8            | 0.24         |





### **1.3. Conclusiones**

En el pasado ha existido una población de lince ibérico en las sierras gaditanas. La falta de pieles, fotografías u otras evidencias, así como la larga ausencia de citas de lince después de 1930 sugiere que la población que habitaba en Cádiz llegó a extinguirse. Si esto es cierto, las citas obtenidas con posterioridad sólo podrían explicarse como episodios de recolonización seguramente natural, cuyo éxito en términos de reproducción se desconoce. Tendemos a descartar (aunque no pueda hacerse completamente) la alternativa de la colonización asistida, ya que no se tiene noticia de ningún intento de reintroducción oficial o clandestino. Que un lince llegue a la provincia de Cádiz desde las poblaciones vecinas es un fenómeno muy poco probable, pero no imposible. Las citas de los últimos 10 años podrían indicar bien la presencia de uno o más lince transeúntes, producto de un improbable incremento de la emigración en las áreas fuente, bien el establecimiento (al menos temporal) de algunos de estos inmigrantes. Esta posibilidad no implica necesariamente el éxito de la colonización, en términos de reproducción y asentamiento de una población viable. Tras una valoración superficial, basada en estudios y modelos muy generales, el hábitat del Parque Natural de Los Alcornocales y su entorno parece ser potencialmente adecuado para albergar lince. Llama la atención, no obstante, la aparente segregación espacial entre las mejores zonas en cuanto a refugio proporcionado por la vegetación (sector oriental) y en cuanto a abundancia de presas (sector occidental).

## Capítulo 2

### BASES PARA DISEÑAR UN PLAN DE REINTRODUCCIÓN DEL LINCE EN LAS SIERRAS DE CÁDIZ





Se entiende por reintroducción el intento de restablecer una especie en una parte de su área de distribución histórica donde se ha extinguido (Tabla 9; IUCN/Species Survival Commission 1998). Una reintroducción es una tarea enormemente compleja. Requiere años de esfuerzo continuado de un equipo multidisciplinar numeroso, y el compromiso y la coordinación de muchas entidades e individuos. Consecuentemente es un proceso caro que puede llegar a consumir una fracción importante de los ya de por sí magros recursos económicos disponibles en conservación. Por ejemplo, se ha estimado que un proyecto de reintroducción del puma de Florida (*Felis concolor coryi*) tenía un coste mínimo de unos 270.000 euros de hace 15 años (Wemmer y Sunquist 1988). El programa de reintroducción y conservación del tití dorado (*Leontopithecus rosalia*) en Brasil entre 1983 y 1989 costó casi un millón de dólares estadounidenses, y el coste por cada tití reintroducido superviviente fue superior a los 25.500 euros (Kleiman et al. 1991). El más moderno programa de reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) tiene un coste previsto de 7 millones de dólares en nueve años (United States Fish and Wildlife Service 1996), un promedio de 884.000 euros por año. Además, para la mayoría de las especies raras o amenazadas, la reintroducción no es la estrategia que ofrece la mejor relación entre eficacia y coste (Kleiman et al. 1994 y referencias allí citadas).

TABLA 9  
Definición de términos relacionados con el traslado de organismos a su medio natural según IUCN/Species Survival Commission (1998).

|                                                                                                                                                                                                                                                                         |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Reintroducción:                                                                                                                                                                                                                                                         |
| Intento de restablecer una especie en una parte de su área de distribución histórica donde se ha extinguido.                                                                                                                                                            |
| Restablecimiento:                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Reintroducción con éxito.                                                                                                                                                                                                                                               |
| Translocación:                                                                                                                                                                                                                                                          |
| Traslado deliberado de animales silvestres a otra población silvestre de la misma especie.                                                                                                                                                                              |
| Refuerzo:                                                                                                                                                                                                                                                               |
| Adición de individuos (silvestres o cautivos) a una población silvestre de la misma especie.                                                                                                                                                                            |
| Introducción benigna:                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Intento de establecer una especie en un espacio ecogeográfico y con hábitat adecuados fuera de su área histórica de distribución con fines conservacionistas. Justificable sólo si no queda un espacio similar dentro del área de distribución histórica de la especie. |

El atractivo de las reintroducciones como instrumento de relaciones públicas no debe hacer olvidar que con frecuencia existen métodos más baratos y eficaces para conservar y recuperar una especie (Kleiman et al. 1994). En su revisión sobre las reintroducciones de carnívoros, Yalden (1993) concluye que éstas deben evitarse cuando sea posible y que es mejor, con diferencia, proteger y mejorar los vestigios de una población que todavía existe que intentar reintroducir una población nueva. En la misma línea, y en lo que respecta a grandes carnívoros europeos, la reintroducción como técnica de conservación ocupa el último lugar en una lista de prioridades en la acción, tras la facilitación de la recolonización natural, el refuerzo de poblaciones no viables y la suelta de individuos en áreas que sirvan de conexión entre poblaciones ya existentes (ver Sylvén y Pratesi, en el prólogo a los planes de acción para la conservación de grandes carnívoros, p.ej. Delibes et al. 2000; ver también Rodríguez et al. 2001). Breitenmoser et al. (2001) consideran que esta baja valoración se debe a que las reintroducciones de carnívoros crean gran controversia, precisan mucho espacio con hábitat de calidad y es complicado hacer un seguimiento adecuado para determinar si han tenido éxito.

Por lo tanto debe tenerse en cuenta, a la vista de las inversiones necesarias en recursos económicos y humanos, que la decisión de emprender una reintroducción puede competir en desventaja con el empleo de otras herramientas, como el establecimiento de reservas o el manejo del hábitat y de las poblaciones que aún sobreviven, que tal vez podrían satisfacer el mismo objetivo de conservación.

En el caso del lince ibérico, que es una especie globalmente amenazada, dicho objetivo de conservación podría enunciarse genéricamente como “mejorar las expectativas de supervivencia de la especie a largo plazo”. Son bien conocidas las dificultades para mantener linces silvestres en las áreas donde aún sobreviven, bien porque la cantidad de hábitat disponible es demasiado pequeña (fundamentalmente Doñana) o porque las medidas ensayadas en la recuperación de las poblaciones de conejos y en el control de las actividades perniciosas para el lince presentan muchas complicaciones en la práctica y no alcanzan la eficacia deseada (Doñana y Sierra Morena). En esa situación, la reintroducción en un área diferente podría tener como objetivo principal generar una “población segura” que ofreciera garantías de futuro, más bien que repoblar las sierras gaditanas como sería el objetivo de una reintroducción tradicional. En todo caso, restablecer una población en Cádiz mediante reintroducción tiene que ser uno de los medios a considerar para evitar la extinción del lince ibérico, y no necesariamente el más importante.

El uso de la reintroducción debe sopesarse seriamente junto a las experiencias previas con otras técnicas de conservación *in situ*. Ante una situación que, como la del lince, puede percibirse a veces como desesperada, se tiende a ver distintas prácticas de conservación como alternativas en vez de como complementos o como elementos que se encuentran a distinto nivel jerárquico en la toma de decisiones. Por ejemplo, sería simplista argumentar que el fallo reiterado de las repoblaciones con conejo y, en cualquier caso, la falta de efecto mensurable de esta medida sobre las poblaciones de lince justificaría su abandono en favor de técnicas de otra índole, como la cría en cautividad o la reintroducción. El refuerzo de las poblaciones de conejo de monte se echaría en el saco de los recursos agotados. Hay dos errores en esta visión. Uno es dar por poco efectiva una técnica que no se ha depurado por falta de experimentación en su diseño y por falta de un análisis adecuado de las causas que la hacen no del todo satisfactoria (Calvete et al. 1997, Rodríguez et al. 2000). El otro es olvidar que en las reintroducciones se plantean todas y cada una de las difi-

cultades que tiene la conservación de cualquier población silvestre, además de las derivadas de obtener los individuos fundadores y lograr que se establezcan. Por tanto, puede ser imprescindible dominar la técnica de la repoblación con conejos también para manejar una población reintroducida.

En conclusión, la decisión de llevar a cabo un programa de reintroducción sólo estará justificada en situaciones excepcionales, y tras haber ponderado muy cuidadosamente los pros y los contras. Con todo, la situación crítica de algunas especies, como el puma de Florida, obliga a que la técnica de la reintroducción sea poco menos que indispensable en sus planes de recuperación (Maehr 1999). Análogamente, el dramático declive del lince ibérico podría justificar la consideración de las reintroducciones. Un programa de reintroducción del lince ibérico, en el caso de llevarse a cabo, debe ser entendido como una de las herramientas disponibles para la conservación de la especie, y debe integrarse y coordinarse con las distintas acciones previstas en la estrategia general de recuperación.

Aún cuando existan los recursos necesarios, una reintroducción sólo es factible si se cumplen ciertos requisitos políticos, biológicos y ambientales (Kleiman et al. 1994, IUCN/Species Survival Commission 1998). No reunir alguno de estos requisitos conlleva un alto riesgo de que el proyecto fracase (Stuart 1991). De hecho, entre las reintroducciones que se han llevado a cabo con aves y mamíferos criados en cautividad sólo el 11% han conseguido restablecer una población autosuficiente (Beck et al. 1994). Con independencia del origen de los animales, el porcentaje de éxito de las reintroducciones de mamíferos carnívoros se ha cifrado en el 42% (30% en las de félidos, Breitenmoser et al. 2001). Además, se trata de sobrestimas, ya que los fracasos tienden a hacerse públicos con mucha menor frecuencia que los éxitos. La falta de garantías en el cumplimiento de alguna de las condiciones es también la causa de que los expertos rechacen más del 95% de los programas de reintroducción de especies amenazadas (Stuart 1991). En el caso de los carnívoros, Breitenmoser et al. (2001) desaconsejan vivamente embarcarse en reintroducciones que no tengan una alta probabilidad de éxito, no sólo por el bien de los animales sino también porque los fracasos debilitan el apoyo social a los proyectos de conservación de la naturaleza en general.

No existen experiencias previas de reintroducción del lince ibérico. Se ha acumulado, no obstante, un conocimiento considerable a partir de la reintroducción de muchas otras especies, algunas muy próximas taxonómica o ecológicamente. De todo ese conocimiento se han derivado las condiciones necesarias para poder plantear un proyecto de reintroducción y las pautas a seguir para ejecutarlo, tal como se expone con detalle a continuación. Nos hemos basado en las directrices generales recomendadas por entidades y científicos reconocidos mundialmente (Kleiman 1989, Stanley Price 1989, 1991, Chivers 1991, Beck et al. 1994, Kleiman et al. 1994, IUCN/Species Survival Commission 1998), y en su aplicación al orden de los carnívoros (Yalden 1993, Reading y Clark 1996, Breitenmoser et al. 2001). No obstante, como se ha apuntado más arriba, conviene no olvidar que la recomendación de una planificación cuidadosa que todos estos expertos hacen ha de entenderse en términos probabilísticos. Una introducción es un proceso complejo y en gran medida aleatorio, y no hay protocolo que **garantice** su éxito ni su fracaso. Proyectos magníficamente preparados han fracasado y, en el otro extremo, se conocen reintroducciones que, ignorando prácticamente todas las reglas que a continuación se detallan, han desembocado en el establecimiento de poblaciones que se han expandido más allá de lo que cabría esperar, p.ej. el lince eurasiático (*Lynx lynx*) en los Alpes (Breitenmoser et al. 2001).

## 2.1. Recursos humanos

Preparar un plan de reintroducción es tarea de un equipo multidisciplinar, en el que deben participar representantes de las autoridades competentes, técnicos de las administraciones de recursos naturales, organizaciones no gubernamentales, entidades financiadoras, investigadores, veterinarios, y especialistas en cría en cautividad (si existen poblaciones cautivas y se prevé emplearlas en la reintroducción). También han de participar comunicadores, publicistas y expertos en educación ambiental. Parte del equipo puede trabajar de forma permanente y otra estar constituida por consultores externos, pero el equipo completo ha de mantenerse durante todas las fases del programa.



Cuando hay opiniones divergentes entre los miembros del equipo respecto a cómo y cuándo proceder con los animales, pueden generarse conflictos que en momentos de crisis raramente terminan en acuerdo y en decisiones objetivas. Para evitarlo, es preciso que exista una estructura claramente definida en la toma de decisiones y una delimitación igualmente clara en las responsabilidades de cada miembro del equipo (Clark y Westrum 1989). Todos los temas delicados, como los criterios para el nombramiento o cese del personal, o la selección de los mensajes que se transmitan a través de los medios de comunicación, deben quedar claros mucho antes de que se proceda a la suelta.

Tiene que haber un coordinador del equipo. Fritts et al. (1997) señalan la importancia de una coordinación eficaz entre todos los participantes en un programa de reintroducción de lobos en Norteamérica. Sólo gracias al trabajo coordinado se pudieron resolver cientos de problemas técnicos y logísticos en la adquisición, mantenimiento, transporte y suelta de los individuos apropiados para la reintroducción. Sin embargo, existe cierta controversia alrededor de este aspecto. Por ejemplo, recientemente se ha sugerido que la formación de equipos aumenta la innovación, pero no necesariamente mejora la organización, ni reduce el grado de conflicto entre los componentes del equipo ni, lo que es más importante, se correlaciona con el éxito de la translocación (Reading et al. 1997).

En un reciente repaso de las reintroducciones con carnívoros que han sido bien analizadas, Breitenmoser et al. (2001) concluyen que los aspectos de organización son sistemáticamente ignorados en la mayoría de los proyectos.

## 2.2. Estudio de viabilidad del programa de reintroducción

El estudio de viabilidad es una fase previa que tiene por objeto condicionar el programa de reintroducción a que se cumplan diversos requisitos biológicos, legales y socioeconómicos que se detallan a continuación.

### • CUESTIONES BIOLÓGICAS

#### 2.2.1. Conocimiento científico básico

Determinar los requisitos ecológicos críticos de las poblaciones silvestres es un criterio fundamental. El éxito de todas las fases de una reintroducción depende de la capacidad para contestar cuestiones acerca de la biología básica de la especie. En particular hay que conocer las preferencias de hábitat, el comportamiento alimentario, el tamaño del área de campeo y territorio por individuo o grupo, la estructura y el comportamiento social, la cantidad y distribución de recursos críticos como agua, madrigueras de cría, refugios para encame, y otras especies con las que existen relaciones ecológicas (alimento, depredación, competencia, simbiosis, parasitismo, enfermedad). También hay que determinar qué especies realizan en el área de suelta el papel ecológico desempeñado por la especie que se va a reintroducir y comprender posibles dificultades y efectos ecológicos (interacciones) que la nueva especie tendrá sobre el ecosistema receptor.

No obstante, lo primero que hay que conocer es la distribución y la abundancia de la especie. Parece obvio, pero una reintroducción no se justifica a menos que exista una necesidad fundada de aumentar el número de individuos, o el



número de poblaciones de una especie, o a menos que se precise alguna manipulación para incrementar la diversidad genética. Los estudios de distribución y abundancia deben poner claramente de manifiesto la necesidad de aumentar el tamaño o la diversidad genética de la población silvestre total (p.ej. Servheen et al. 1995).

Es necesario hacer una valoración de la adecuación genética y posición taxonómica de los individuos que se quieren reintroducir, que han de ser de la misma subespecie o raza que los que se extinguieron, a no ser que no haya otras posibilidades. Cuando la posición taxonómica es dudosa, conviene reunir información histórica sobre la desaparición y destino de los individuos procedentes del área de reintroducción, así como estudios de genética molecular. Es preciso estudiar la variación genética dentro de cada población y entre poblaciones (Serfass et al. 1998, Negro y Torres 1999), tanto en el taxón que se desea reintroducir como en taxones próximos. Esto ha de hacerse dentro de las posibilidades reales. Por ejemplo, los osos pardos (*Ursus arctos*) del Pirineo, recientemente extintos, eran más parecidos genéticamente a los osos de la cordillera cantábrica y a los osos escandinavos que a los de otras poblaciones, en particular a los del linaje de Europa oriental (Taberlet y Bouvet 1994). Sin embargo, ha sido imposible reforzar la población pirenaica a partir de las poblaciones más emparentadas, que o están muy debilitadas (Cantábrico) o difieren sustancialmente en aspectos ecológicos (Escandinavia). Por tanto, la opción elegida ha sido recurrir a individuos de los Balcanes (Taberlet y Bouvet 1994), en función de criterios como la similitud del hábitat, cuestiones sanitarias y viabilidad logística (Moutou 1995).

En otro ejemplo, antes de proceder a la reintroducción del lince de Canadá (*Lynx canadensis*) en las montañas Rocosas meridionales se ha determinado si la población cuasi-extinta de esta región marginal del área de distribución constituye una subespecie. Se ha comparado el ADN mitocondrial de una muestra de restos de lince colectados en esta zona con muestras de las poblaciones más septentrionales y se ha encontrado que la divergencia en las secuencias de ADN es menor del 1%. Estos resultados no sustentan la hipótesis de la subespecie y, por tanto, no desaconsejan la suelta de individuos procedentes de Canadá (Byrne y Shenk 1999).

## 2.2.2. Crear modelos de la reintroducción

### 2.2.2.1. Características de la población fundadora

La determinación del número de fundadores y de sueltas está relacionada con factores como el estado de conservación de la especie, consideraciones genéticas y demográficas, la tasa de reproducción de la especie, la duración de la reintroducción, los recursos disponibles para llevarla a cabo y la definición de los criterios de éxito (Stanley Price 1991). En general, la probabilidad de éxito de una reintroducción aumenta con el número de individuos soltados. Por ejemplo, en carnívoros, la frecuencia de éxito fue el 64% y el 26% para reintroducciones con sueltas con más y menos de 20 individuos, respectivamente (n=140, Breitenmoser et al. 2001). Las sueltas numerosas compensan en parte las altas tasas de mortalidad y dispersión que experimenta la población reintroducida en sus etapas iniciales. Es necesario especificar el número óptimo, la procedencia, el sexo y la edad de los individuos que han de ser soltados cada año, así como el número de años preciso para establecer una población viable. También hay que comprobar que el periodo necesario para alcanzar la autosuficiencia de la población y el periodo posterior de seguimiento pueden ser cubiertos con los fondos que se prevé obtener.

Para hacer estos cálculos se usan modelos de crecimiento de la población reintroducida ante diferentes escenarios ecológicos. Por ejemplo, Lubow (1996) determina la frecuencia de las sueltas de refuerzo de poblaciones vulnerables y el número óptimo de individuos por suelta. De forma similar, se pueden modelar las características demográficas óptimas del grupo de fundadores. Southgate y Possingham (1995) concluyen a partir de modelos que incluyen consideraciones demográficas, ambientales y espaciales que la probabilidad de supervivencia de una población reintroducida del bandicut *Macrotis lagotis* aumenta a medida que el número de fundadores se acerca a 30 individuos pero no se producen nuevas mejoras incrementando esta cifra. Con herramientas similares, de Jong et al. (1997) y van Ewijk et al. (1997) evalúan la adecuación relativa de varias estrategias de reintroducción del lince eurasiático y de la nutria paleártica (*Lutra lutra*), respectivamente, en un área de Holanda.

En la reintroducción del oryx de Arabia (*Oryx leucoryx*) Stanley Price (1989) incorpora a estos modelos puramente demográficos elementos genéticos como estimas de la proporción de variabilidad contenida en la población fundadora respecto a la variabilidad total estimada para la especie. Dicha proporción ha de maximizarse.

#### 2.2.2.2. Viabilidad de la población reintroducida

Como guía para el manejo de la población a largo plazo es necesario identificar variables poblacionales y ambientales significativas y valorar sus interacciones mediante un análisis de viabilidad poblacional y de hábitat. Por ejemplo, usando este tipo de modelos Southgate y Possingham (1995) concluyen que la mejor estrategia espacial para una suelta de 12 bandicuts es liberar a todos en el mismo fragmento de hábitat adecuado; la subdivisión espacial da lugar a estimaciones de la probabilidad de extinción mucho mayores. También averiguaron que la tasa de mortalidad de los individuos adultos, así como la frecuencia de los episodios de sequía y lluvias torrenciales, juegan un papel crítico en la probabilidad de extinción de la población. Estas variables ambientales son difícilmente manipulables, y se concluye que la estrategia de reintroducción más adecuada es subdividir espacialmente una población reintroducida de tamaño suficiente, de forma que la probabilidad de que varias subpoblaciones sufran estos eventos catastróficos al mismo tiempo sea muy baja. En félidos, por ejemplo, el modelado de sendas poblaciones reintroducidas de guepardos (*Acinonyx jubatus*) y leones (*Panthera leo*) basado en datos de campo sugiere que mantener bajas tasas de mortalidad en juveniles y subadultos constituye un factor crítico para favorecer un asentamiento rápido de la población (Hunter 1999).

Cuando se carece de información empírica con la que alimentar los modelos de viabilidad se recurre a veces al más especulativo análisis de decisiones, donde en las áreas de incertidumbre distintos expertos estiman subjetivamente las probabilidades de éxito de cada suceso (p.ej. extinción de una población fundadora de 8 individuos, o valores de productividad de las hembras dada la calidad del hábitat en el área de suelta). Un ejemplo del análisis de decisiones aplicado a la reintroducción del turón de patas negras (*Mustela nigripes*) puede consultarse en Maguire et al. (1988).

Recientemente se han desarrollado modelos espacialmente explícitos basados en el individuo (ver una discusión actualizada en Wiegand et al. 2002), que tienen un gran potencial para predecir la demografía de una población fundadora. En un paisaje de estructura conocida, estos modelos combinan reglas de comportamiento individual, tales como la

resistencia al movimiento de determinado tipo de hábitat, con parámetros demográficos, tales como edad de primera reproducción o tasa de mortalidad ligada al hábitat, para predecir la contribución de cada individuo a la dinámica poblacional. Si la estructura del modelo es correcta, es posible identificar los factores que limitan la viabilidad de la reintroducción.

### 2.2.3. Estudio de las experiencias previas

Conviene conocer los procedimientos y resultados de las reintroducciones previas de la misma especie o especies similares y mantener contactos con personas con experiencia antes y durante el desarrollo del protocolo de reintroducción. La “ciencia” de la reintroducción es novedosa y las técnicas que se usan varían según las especies, los hábitats y las condiciones locales. Hoy en día no existe un procedimiento “modelo” que pueda generalizarse, ni siquiera para especies taxonómicamente próximas. Por tanto, todo programa de reintroducción debe contener siempre un componente de investigación y desarrollo (Kleiman et al. 1994).

Con el lince ibérico sólo se han llevado a cabo experiencias puntuales de reproducción en cautividad de animales considerados no recuperables para la vida silvestre (tras haber sido atropellados o capturados en trampas) y de suelta de individuos clasificados como recuperables (Rodríguez 1995). Por tanto, la información disponible es por el momento limitada.

### 2.2.4. Elección y evaluación del área de suelta

#### 2.2.4.1. Dentro del área de distribución y hábitat históricos

Por definición, una suelta fuera del área donde la especie ha habitado en el pasado no es una reintroducción, sino una introducción (Tabla 9). Además de los problemas de conservación que crean (p.ej. los grandes carnívoros sobre ungulados nativos, Berger 1998), las introducciones tienen por lo general menos éxito que las reintroducciones. Si los animales se sueltan en el centro del área de distribución histórica, una población reintroducida tiene más posibilidades de prosperar (76% n=133) que en la periferia o fuera de ella (48% n= 54; Griffith et al. 1989; ver también Wolf et al. 1996, 1998). Estos cálculos se refieren a translocaciones (Tabla 9). Como hemos visto, el porcentaje de éxito descien- de hasta el 11% si los individuos reintroducidos han nacido en cautividad (Beck et al. 1994).

#### 2.2.4.2. Mejor si no quedan restos de la antigua población

Con carácter general, conviene tener seguridad de que la población que una vez habitó el área de reintroducción ha desaparecido realmente. Si no es así, se estaría realizando inadvertidamente un refuerzo (Tabla 9), con consecuencias potencialmente peligrosas para la población existente y para los individuos liberados: propagación de enfermedades, competencia por los recursos, perturbación de las relaciones sociales (Hannah y McGrew 1991) e introducción de genes extraños (esto último puede asimismo ser beneficioso en pequeñas poblaciones aisladas).

La suelta de nuevos individuos en un lugar ya saturado por una pequeña población de la especie puede desembocar en un conflicto intraspecífico con los individuos residentes. Por ejemplo, las nutrias translocadas en el centro de Sue-

cia se establecieron sólo en áreas sin nutrias o en áreas donde sólo había individuos del sexo opuesto (Sjøåsen 1997). Debido a la escasez de algunos recursos, varios guepardos reintroducidos en una reserva cerrada murieron como consecuencia de la lucha entre coaliciones de machos por los territorios (Hunter 1999). Un lince ibérico se instaló en una población supuestamente saturada, tal vez porque casualmente encontró un territorio vacante (Rodríguez et al. 1995). Aparentemente, no hubo indicios de interacciones anormales entre este individuo y otros lince residentes.

Si hay otros individuos, se corre además el riesgo de que se produzca una depresión por exogamia (Shields 1993). El flujo génico asociado a una suelta en el área donde quedan individuos de la misma especie (refuerzo) puede limitar la capacidad de adaptación local y reducir la eficacia biológica ("fitness") de la población a corto plazo. Es preciso conocer las tasas de flujo génico y comprender las diferencias ecológicas entre poblaciones antes de llevar a cabo una translocación (Storfer 1999). Este principio aplicado a la conservación del puma de Florida se discute en Maehr (1999).

#### 2.2.4.3. Protección a largo plazo del área de reintroducción

La protección del área de suelta favorece el éxito de las reintroducciones (Griffith et al. 1989). Parte del éxito del establecimiento de un lince ibérico fue atribuido a la protección de la que gozaba el área de suelta (Rodríguez et al. 1995). El éxito del refuerzo de la población de osos negros (*Ursus americanus*) en Arkansas se considera asociado a la prohibición estricta de su caza durante décadas (Smith y Clark 1994). La protección ha de garantizarse de forma eficaz. Yalden (1993) reúne varios ejemplos de cómo varias recolonizaciones de lobo (*Canis lupus*), naturales o mediante reintroducción, han fracasado a raíz de la muerte por causa humana de los inmigrantes o individuos soltados, pese a la protección legal que amparaba a la especie en todas las áreas.

#### 2.2.4.4. Desaparición de los factores que causaron la extinción

Una reintroducción no tiene justificación a menos que hayan sido eliminadas las razones por las que la población original declinó (Short et al. 1992, Balmford 2000). Los factores más comunes involucrados en los declives son caza o persecución excesivas, pérdida de hábitat, competencia con otras especies (silvestres o domésticas), depredación por otras especies, contaminación, y enfermedad. Las causas principales identificadas en el caso del lince ibérico son la destrucción del hábitat, la escasez de alimento y la persecución humana directa (Rodríguez y Delibes 1990, Delibes et al. 2000), aunque a ellas podría haberse sumado alguna más de importancia local en las sierras de Cádiz.

Por ejemplo, antes de decidir el refuerzo de las poblaciones de oso negro en las montañas de Arkansas se identificó la presión cinegética como la única causa del declive previo y, por lo tanto, la caza fue prohibida antes de comenzar a soltar osos procedentes de otras poblaciones. Tras 11 años de sueltas y 22 de crecimiento de la población, la caza del oso negro se ha vuelto a autorizar (Smith y Clark 1994). En áreas que contienen especies competidoras con un estilo de vida similar al de la especie reintroducida, las reintroducciones suelen fracasar con mayor frecuencia que en ausencia de competidores, o si éstos son del mismo género (Griffith et al. 1989). Scheepers y Venzke (1995) atribuyen el fracaso de tres intentos de reintroducción del licaón o perro cazador (*Lycan pictus*) en un parque de Namibia a las deficientes condiciones de hábitat: baja densidad de presas, alto riesgo de depredación por parte de los leones y presencia de enfermedades como la rabia. Varios de los leones reintroducidos en una pequeña reserva de Sudáfrica

murieron a manos de los furtivos (Hunter 1995). Otros fueron eliminados tras matar a un turista que no tomó las debidas precauciones.

#### 2.2.4.5. Calidad de hábitat suficiente para albergar una población viable

No basta sólo con haber eliminado las causas que provocaron la extinción en el área de suelta; una reintroducción sólo debe intentarse donde se reúnen los requisitos de hábitat y paisaje para sostener una población viable y autosuficiente a largo plazo (si lo que se pretende es crear una pequeña población que sirva como salvaguarda temporal, los requisitos podrían variar). El éxito de las reintroducciones está directamente relacionado con la calidad del hábitat en el área de suelta. Sobre una muestra de 193 translocaciones, 84% tuvieron éxito si el hábitat era excelente, 69% si era bueno, y sólo 38% si la calidad del hábitat era aceptable o baja (Griffith et al. 1989, Wolf et al. 1996, 1998).

La calidad de los recursos dentro del área de suelta de un lince ibérico devuelto a su área de origen tras pasar ocho meses en cautividad fue excelente, lo que probablemente contribuyó a su asentamiento (Rodríguez et al. 1995). Si la calidad de hábitat no es adecuada, ha de restaurarse antes de iniciar la suelta. Por ejemplo, Wemmer y Sunquist (1988) calculan que la densidad de biomasa de ungulados silvestres debe incrementarse hasta (y mantenerse después en) un mínimo de 980 kg/km<sup>2</sup> en el área donde se deseen reintroducir leopardos de las nieves (*Panthera uncia*). Durante la fase de preparación del área de suelta en una reintroducción de leones asiáticos (*Panthera leo persica*) en la India fue necesario aumentar previamente la abundancia de alimento. Se realizó un modelo del crecimiento poblacional de las presas que indicó que hacía falta soltar más de 2.000 ungulados de distintas especies y dejar crecer las poblaciones durante cinco años antes de que fuese viable la suelta de los leones (Chellam y Johnsingh 1999).

La cantidad disponible de hábitat adecuado debe ser suficiente para permitir el crecimiento de la población hasta los niveles de viabilidad estipulados. A veces el área de suelta es demasiado pequeña y cerrada, como la reserva privada de 18.000 Ha descrita por Hunter (1995) donde se pretendía reintroducir (con fines turísticos) una población de leones.

La integración de todas las variables relevantes (cualitativas y cuantitativas) en índices de adecuación del hábitat permite identificar con más fiabilidad las áreas idóneas para la suelta (Reading et al. 1996, Merrill et al. 1999).

La reintroducción de la nutria en los Aiguamolls de l'Empordà y en las cuencas de los ríos Muga y Fluvià (Gerona) es uno de los pocos proyectos diseñados con criterios modernos que se han llevado a cabo con carnívoros en España. La extinción de la nutria en este área hacia 1980 se atribuyó genéricamente a la caza, la contaminación de las aguas y la destrucción del hábitat. Quince años después se observó que la acción de estos factores había remitido considerablemente: en el 83% de los lugares muestreados la densidad de peces superaba el mínimo conocido en otras áreas con nutria de Cataluña, la vegetación riparia y las marismas se encontraban en buen estado de conservación, la concentración de organoclorados había descendido a niveles aceptables y el riesgo de persecución real había desaparecido (Saavedra y Sargatal 1998). En 1995 existía una extensión de unas 200.000 Ha. con hábitat aparentemente adecuado para soportar una población viable de nutrias, cuyo tamaño se estimó entre 60 y 720 individuos, y se acometió la reintroducción (Saavedra y Sargatal 1998).

#### 2.2.4.6. Ambientes político, social y cultural adecuados

La actitud de la población humana local hacia la especie reintroducida es otro factor determinante de la idoneidad del área de reintroducción potencial. Por ejemplo, los factores ecológicos responsables de la desaparición de los grandes carnívoros europeos (oso, lobo y lince) en los Alpes han desaparecido: los bosques se han expandido, las poblaciones de ungulados silvestres han crecido notablemente y las tres especies gozan de protección legal basada en criterios modernos (Breitenmoser 1998). Sin embargo, no se puede decir lo mismo de las condiciones sociales. Los ganaderos de las áreas afectadas por la reintroducción y consiguiente expansión de estas especies han perdido toda tradición de coexistencia con ellas, rechazan cualquier cambio en las prácticas ganaderas dirigido a minimizar los conflictos, entienden estos cambios como una limitación en el desarrollo económico del medio rural, consideran a los depredadores insaciables matadores de ungulados silvestres y domésticos, y por tanto muestran una actitud enfrentada con su conservación (Breitenmoser 1998).

Bekoff (2001) llama la atención sobre múltiples aspectos éticos de las reintroducciones. Entre ellos, advierte de los peligros de reintroducciones total o parcialmente impulsadas por motivaciones no declaradas de índole política o económica, ajenas a la conservación de una especie, pero que se mezclan con este fin, y se presentan como dirigidas al mismo. Bekoff recoge el ejemplo de la reciente y desafortunada reintroducción del lince de Canadá en las montañas de San Juan (Colorado, Estados Unidos) que mencionamos en otras secciones (Byrne y Shenk 1999). La falta de una valoración previa de la opinión pública en el lugar de suelta ha contribuido a la controversia generada a raíz del fracaso inicial de este proyecto. Se ha denunciado que la suelta de animales se inició a toda prisa para tratar de detener con hechos consumados un proceso judicial contra la reintroducción, iniciado por los ganaderos locales (Rocky Mountain Animal Defense 2002). Comenzar cuanto antes con la suelta de lince, en áreas inapropiadas desde el punto de vista ecológico, también parece haber tenido detrás una razón política: evitar el cambio de control de los usos del suelo desde las administraciones locales al gobierno federal. Y para completar la lista de despropósitos, el proyecto fue parcialmente financiado por una estación de esquí a cambio de que cualquier área que pudiera protegerse como resultado de la expansión de la población reintroducida no afectara a los terrenos en los que la empresa pretendía ampliar sus instalaciones.

#### 2.2.5. Disponibilidad de animales para reintroducir

##### 2.2.5.1. Origen preferiblemente silvestre

Es deseable que los animales procedan de poblaciones silvestres. Las reintroducciones con animales que han nacido y crecido en su hábitat natural tienen doble probabilidad de éxito (75%) que aquéllas realizadas con individuos criados en cautividad (38%; Griffith et al. 1989). Esta tendencia se ha confirmado considerando sólo las reintroducciones de carnívoros (Breitenmoser et al. 2001). Por ejemplo, la tasa de supervivencia anual de nutrias reintroducidas desde una población silvestre fue del 79% mientras que la de otro grupo originario de una población cautiva fue del 42% (Sjöåsen 1996). En Inglaterra se ha observado que, tras la suelta, los movimientos de los muscardinos (*Muscardinus avellarius*) nacidos en cautividad son mucho más limitados y en consecuencia se alejan relativamente poco de su nido en

comparación con los muscardinos originarios de una población silvestre (Bright y Morris 1994). El comportamiento exploratorio de los muscardinos nacidos en cautividad puede reducir las posibilidades de que estos individuos encuentren los recursos que necesitan y se establezcan en un hábitat nuevo, comprometiendo así el éxito de la translocación (Bright y Morris 1994). El 79% de las reintroducciones con carnívoros en las que se conoce el origen de los animales se han realizado exclusivamente mediante translocación desde poblaciones silvestres ( $n=139$ ) y sólo el 13% exclusivamente con individuos nacidos en cautividad (Breitenmoser et al. 2001).

Sin ánimo de examinar en detalle todos los pros y contras de la cría en cautividad como origen de la población fundadora, sí cabe mencionar otros dos inconvenientes muy importantes respecto al origen en poblaciones silvestres. Primero, las poblaciones cautivas casi nunca crecen más rápidamente que las silvestres sometidas a conservación eficaz, y segundo, el coste económico de la conservación de mamíferos amenazados mediante cría en cautividad es en promedio un orden de magnitud superior al de la conservación de poblaciones silvestres (Balmford et al. 1995). En mamíferos, estos inconvenientes se agudizan en especies de talla media o grande (Balmford et al. 1996). Considerando estas y otras evidencias, parece más recomendable que los esfuerzos de cría en cautividad de los mamíferos dirigidos a futuras reintroducciones se centren en especies pequeñas, con alto potencial reproductor y fáciles de criar en zoos (Balmford 2000).

Entre las reintroducciones realizadas con individuos nacidos en estado silvestre, el éxito es más frecuente ( $>76\%$ ) si la densidad de la población de origen es media o alta que si es baja ( $37\%$ ; Griffith et al. 1989). En función de que la tendencia demográfica de la población de origen sea alta, media o baja, se han calculado porcentajes de éxito del  $83\%$ ,  $63\%$  y  $44\%$ , respectivamente (Griffith et al. 1989). Por tanto, si se desea realizar una reintroducción no debería esperarse a que el resto de las poblaciones existentes se encuentren en declive o reduzcan sustancialmente su densidad. Además, en esas condiciones, el tamaño de la población fundadora ha de ser por fuerza pequeño, lo que compromete aún más el éxito de la reintroducción. De todas formas, la relación entre la tendencia poblacional de la población donante y el éxito de la reintroducción no aparece tan clara en reanálisis más recientes (Wolf et al. 1998).

Se ha señalado que, en reintroducciones llevadas a cabo mediante translocación de individuos silvestres, la probabilidad de éxito aumenta cuando el tiempo durante el que se mantienen los animales en cautividad (fase de captura, transporte y examen; ver más adelante) es mínimo (Balmford 2000).

#### 2.2.5.2. Proximidad genética

Si al área de reintroducción pueden llegar de forma natural individuos procedentes de otras poblaciones, aún cuando no se establezcan más que temporalmente, y si es posible elegir, los animales seleccionados para la reintroducción (sean silvestres o cautivos) deben ser lo más parecidos genéticamente a la población original. De este modo : 1) se minimiza la probabilidad de depresión por exogamia (Templeton 1986) resultante del cruce de los individuos introducidos y los que aún pueden existir en el área, y 2) se maximizan las posibilidades de supervivencia de los primeros, ya que estarán relativamente bien adaptados al nuevo ambiente que les acoge (Stromberg y Boyce 1986).

### 2.2.5.3. Efectos mínimos sobre la población donante

La extracción de individuos para reintroducir no debería alterar la demografía y expectativas de supervivencia de la población cautiva o silvestre de origen. A pesar de la gran importancia de esta condición, rara vez se estudia el efecto de las extracciones sobre la población donante. Suele tratarse de una población saludable y se da por descontado que el impacto demográfico será mínimo. Salvo excepciones (Fornasari et al. 1997), a menudo no sólo se desconocen los efectos de una potencial extracción, sino también los límites geográficos y la densidad de la población donante, lo que hace complicado tomar la decisión de capturar los animales (Wemmer y Sunquist 1988).

### 2.2.5.4. Disponibilidad cualitativa y cuantitativa

Idealmente debería garantizarse la provisión de individuos regular y programada, de acuerdo con el protocolo de reintroducción. Si la población es silvestre, no siempre se puede garantizar que los individuos capturados se ajusten a las características de sexo y edad que se precisan en cada momento (Wemmer y Sunquist 1988). Por ejemplo, para continuar un programa de refuerzo de una población de oso pardo americano (*Ursus arctos horribilis*) que se inició en 1990 se necesitaban hembras con una edad de entre 2 y 6 años. Durante 1991 se pudieron capturar ocho osos en la población donante pero ninguno reunía estos criterios, mientras que sólo se pudo obtener una hembra adulta en 1992 y una subadulta en 1993 (Servheen et al. 1995).

### 2.2.5.5. Equilibrio demográfico y genético de la población cautiva

Si la población donante es cautiva, debe haberse desarrollado demográfica y genéticamente de acuerdo con los principios de la biología de la conservación contemporánea, atendiendo por ejemplo a maximizar la variabilidad genética de los animales producidos. La población cautiva debe ser viable o autosostenible de forma que los individuos sobrantes sean utilizados para la reintroducción (Russell et al. 1994).

Aunque la reintroducción del lince eurasiático en Suiza ha dado lugar a una población silvestre aparentemente viable, la mayor parte de los lincees soltados procedían de (o al menos habían pasado por) el zoo de Ostrava en Eslovaquia. El origen real de los lincees fundadores se desconoce: se sospecha que la mayoría fueron capturados en los Cárpatos eslovacos y pasaron sólo un cierto tiempo en el zoo, aunque no se descarta que algunos individuos nacieran en cautividad. En cualquier caso, el número total de individuos soltados fue pequeño (14 en los Alpes y 10 en los montes Jura), casi todos procedían de la misma población, y probablemente estaban relacionados desde el punto de vista genético. No hay evidencias, pero se ha especulado con la posibilidad de que la baja variabilidad genética de la población reintroducida tenga que ver con la escasa supervivencia de juveniles en la población de los montes Jura (Breitenmoser et al. 1998).

### 2.2.5.6. Los excedentes no justifican la reintroducción

El uso de los excedentes de la población donante, particularmente si es cautiva, no ha de confundirse con el uso de la reintroducción como una forma de deshacerse de los animales producidos en exceso, ni como un modo de manejar la población cautiva (Kleiman et al. 1994). Este fue el caso de la jutía jamaicana *Geocapromys brownii* (Oliver 1985).



Cuando hay muchos animales disponibles para una suelta, puede surgir la tentación de ser menos crítico respecto a los otros ingredientes del éxito de la reintroducción (Stanley Price 1991). Por otra parte, el exceso de animales puede utilizarse para refinar técnicamente y valorar experimentalmente las llamadas reintroducciones blandas (“soft releases”), en las que los animales se preparan para la vida silvestre mediante aclimatación, entrenamiento y extensión gradual de su independencia, en comparación con las reintroducciones duras, que omiten esa preparación y son, por tanto, menos costosas pero más arriesgadas.



- ASPECTOS LEGALES Y SOCIOECONÓMICOS

#### 2.2.6. Soporte legal y administrativo

Se deben conocer y controlar posibles obstáculos en leyes, normas, regulaciones y tratados suscritos a todos los niveles (desde municipal hasta internacional). Si es necesario se debe promover la aprobación política de nuevas medidas. Hay que proveerse de todos los permisos necesarios. No haber rellenado y firmado un impreso puede paralizar la reintroducción y dar al traste con el gran esfuerzo de planificación que lleva consigo (Kleiman et al. 1994).

### 2.2.7. Soporte político y financiero

Las reintroducciones son proyectos a largo plazo, y por eso precisan compromisos políticos y financieros también a largo plazo. Debe evaluarse la política de las autoridades competentes sobre la especie en cuestión y, en particular, sobre las reintroducciones y la reintroducción en el área elegida. Todas las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales con intereses en, o afectadas por, la reintroducción deberían apoyar el proyecto, implicarse en él hasta donde sea posible, y tener al menos un representante en el equipo que toma las decisiones. El apoyo de los responsables políticos ha de ser explícito y expresado firmemente, ya que de otro modo los funcionarios de las agencias o administraciones implicadas que tienen actitudes negativas hacia el proyecto pueden llegar a obstruir seriamente la ejecución de la reintroducción (Kleiman et al. 1994).

Hay que disponer de suficientes recursos económicos para llevar a cabo la reintroducción, hacer un seguimiento de sus resultados y realizar un análisis de costes y beneficios de las técnicas empleadas (Kleiman et al. 1994). Sin una fuente segura de financiación, no es posible realizar el seguimiento de la reintroducción, cuyo éxito está correlacionado con la disponibilidad de fondos a largo plazo (Beck et al. 1994). Por ejemplo, el programa de refuerzo de las poblaciones de osos negros en Arkansas duró 11 años. Durante ese período se mantuvo el acuerdo de provisión de ejemplares entre las administraciones del Estado donde se encontraba la población donante (Minnesota) y el de la población receptora, a pesar de que los resultados preliminares del programa fueron desalentadores. Sin este acuerdo duradero entre administraciones no se hubiera podido alcanzar la respetable cifra de 254 osos liberados, que se considera una de las razones principales del éxito del programa (Smith y Clark 1994).

### 2.2.8. Estima del impacto social y económico de la reintroducción sobre el área de suelta

Existen puntos de fricción en la convivencia de las personas y los carnívoros que, inevitablemente, generan múltiples conflictos (Sillero-Zubiri y Laurenson 2001). Los impactos (costes y beneficios) previsibles del programa de reintroducción para las poblaciones humanas deben evaluarse mediante estudios socioeconómicos. No debe haber ningún impacto negativo de entidad como, por ejemplo, riesgo apreciable para la vida y la propiedad humanas. Si esto sucede es muy difícil que la reintroducción pueda tener éxito. Si hay daños económicos para un sector de la población es preciso proveer contraprestaciones y empleo alternativos (Kleiman et al. 1994). Los cálculos a menudo dependen de información biológica. Por ejemplo, se ha estimado que el impacto de depredación del lince eurasiático sobre las poblaciones de ungulados silvestres de interés cinegético (corzo *Capreolus capreolus* y rebeco *Rupicapra rupicapra*) oscila entre el 3% y el 9% por lo que, objetivamente, la reintroducción del lince ha afectado relativamente poco a la actividad cinegética (Breitenmoser y Haller 1987).

### 2.2.9. Compensación de daños

Si la especie reintroducida pone en riesgo la propiedad, ese riesgo ha de minimizarse y se han de prever en su caso medidas adecuadas de compensación. Por ejemplo, los linceas eurasiáticos que llegaron a Francia por expansión natural de la población reintroducida en Suiza empezaron a causar daños en el ganado ovino. Las autoridades tuvieron que desarrollar un sistema de valoración y pago de compensaciones por daños a los ganaderos (Stahl y Vandel 1998).

Los animales especialmente conflictivos deben extraerse de la población reintroducida. En Francia, los propios servicios de la administración abatieron siete lince mientras éstos visitaban los rebaños, en localidades donde el impacto de depredación fue considerado inaceptablemente alto (Stahl y Vandel 1998). Dos poblaciones de muflón (*Ovis montanus*) establecidas en cercados de 10 km<sup>2</sup> para atraer al turismo cinegético fueron exterminadas por algunos de los lince reintroducidos en Eslovenia (Cop y Frkovic 1998). Tras la reintroducción en este país que comenzó en 1973, cuando aún formaba parte de la antigua federación Yugoslava, y un periodo de protección de la especie desde 1946, la caza legal de lince fue de nuevo aprobada en 1978, y los primeros tres ejemplares se cobraron dentro de los cercados que contenían los muflones (Cop y Frkovic 1998).

#### 2.2.10. Actitud de la población local

Es precisa una valoración completa de las actitudes de la población local hacia la propuesta de reintroducción. Previamente a la decisión de iniciar el programa de reintroducción ha de garantizarse que dichas actitudes sean positivas, con objeto de asegurar la protección a largo plazo de la población reintroducida. Esto ha de hacerse especialmente si el declive que dio lugar a la extinción se atribuye a factores humanos (persecución directa o alteración del hábitat). En el caso particular de los carnívoros, que a menudo son especies emblemáticas, las reintroducciones suelen generar encendidos conflictos entre personas o grupos de interés (Breitenmoser et al. 2001). Además de la conocida polarización en la posición de las capas sociales urbanas y rurales en relación con la persistencia de depredadores (Breitenmoser et al. 2001, Blanco y Cortés 2002), los conflictos adquieren múltiples facetas y alcanzan su máxima viveza en la comarca donde se aplica el programa de reintroducción. Existe siempre el peligro de que el debate en torno a ésta se manipule para reavivar contenciosos socio-culturales de naturaleza ajena a la mera presencia de la especie. Puesto que estos conflictos entorpecen enormemente la toma de decisiones, conviene preverlos y neutralizarlos antes de proceder a la suelta.

El ocultismo de algunas sueltas de lince eurasiáticos en Suiza y la escasa atención prestada a obtener el apoyo de sectores sociales contrarios a la reintroducción de esta especie se consideran relacionados con el hecho de que, tras una fase inicial de expansión, esta especie haya vuelto a desaparecer de algunas áreas. La estructura de edades de una muestra de lince sugiere que existe una rápida renovación de individuos residentes, probablemente debida a que se matan ilegalmente lince adultos por parte de cazadores y ganaderos que declaran su animadversión hacia la especie (Breitenmoser et al. 1988). El lince es aún más impopular en Francia, por su costumbre de matar ovejas. Existe la sospecha de que las compensaciones por esa depredación conducirán a la persistencia de un tipo de ganadería ovina poco competitiva (Stahl y Vandel 1998). El restablecimiento de las poblaciones de oso negro en Arkansas se ha conseguido con éxito en parte mediante sueltas clandestinas y con poca atención a la información y educación de la población humana en el área receptora. El resultado es que con una población boyante de osos, mucha gente aún no acepta esta especie como parte de la fauna autóctona, las bajas por furtivismo aún son cuantiosas, y las quejas por daños a la propiedad o molestias de los osos son más numerosas que las atribuidas al resto de las especies en conjunto (Smith y Clark 1994).

En Austria se intentó reintroducir el lince eurasiático a partir de sueltas que comenzaron a finales de los años 70 (Huber y Kaczensky 1998). En la actualidad, aunque se considera que no existe una población viable establecida en

Austria, el lince puede cazarse obteniendo una licencia especial que nunca se ha solicitado. Este estatus legal de la especie puede haber distendido el enfrentamiento original entre cazadores y ganaderos, por un lado, y otros grupos sociales por otro. En algunas provincias son las propias asociaciones de cazadores las que entrenan y mantienen al personal especializado que verifica en el campo las denuncias de daños al ganado por lince eurasiático, y corren además con los gastos de indemnización (Huber y Kaczensky 1998).

A veces las sueltas se demoran porque la disposición social en el área receptora no es suficientemente favorable. Es el caso del refuerzo de una población de osos pardos en Montana, donde además se constituyeron comisiones de ciudadanos con representantes de todas las posiciones respecto al programa de refuerzo. Esta comisión discutía con la administración, participaba activamente en el diseño del plan, y respondía con la información proporcionada por los responsables del proyecto a las cuestiones que preocupaban a los grupos de opinión representados (Servheen et al. 1995). El proyecto de reintroducción del lobo en el Parque Nacional de Yellowstone se retrasó dos décadas debido a la oposición de varios grupos sociales en el área de suelta (Fritts et al. 1997).

#### 2.2.11. Información y educación de la opinión pública

La gente que vive en el área de reintroducción debe comprender claramente el programa, y luego aceptarlo y apoyarlo. Las campañas de educación e información han de hacerse tanto mediante charlas y clases en escuelas y grupos de adultos, como con técnicas de relaciones públicas a través de los medios de comunicación. Por ejemplo, el programa de reintroducción de nutrias en el norte de Gerona se acompañó con una importante campaña de promoción en los colegios, la publicación de un cuento para niños que relataba el retorno de la nutria, y la formación de grupos locales de voluntarios que se implicaban en tareas de conservación (Saavedra y Sargatal 1998). En algunos casos, no obstante, puede ser conveniente guardar silencio acerca de algunos detalles de la reintroducción, p.ej. no revelar el lugar exacto de la suelta (Kleiman et al. 1994).

Cuando sea apropiado, la información sobre los conflictos ha de ser preventiva y utilitaria. Por ejemplo, con la ayuda de ONGs los pastores de los valles del Aspe y de Ossau, en el Pirineo francés, fueron informados de las precauciones que deberían tener para evitar daños a los rebaños de ovejas por parte de los osos pardos que iban a reintroducirse (Moutou 1995). El uso de perros pastores, que habían dejado de acompañar al ganado tras la desaparición de los grandes carnívoros, se ha ido extendiendo poco a poco. No obstante, con el aumento de tres a seis osos en cinco años, los daños en términos de cabezas de ganado se han multiplicado por siete y las indemnizaciones por ataques sospechosos por diez. A pesar de estas compensaciones, la muerte de uno de los osos reintroducidos se ha asociado al malestar generado por la depredación sobre el ganado (Palazón et al. 2002).

A menudo, puede existir un pequeño impacto económico, perfectamente asumible por la población local, pero cuya importancia se magnificará por la publicidad de grupos cuyos intereses (generalmente no esgrimidos en el debate público) entran en conflicto con el papel conservacionista de la reintroducción. En este caso hay que utilizar campañas de información y educación, que expliquen los fines de la reintroducción en términos relevantes para la vida de

la población local. En otros casos, la reintroducción irá acompañada de más ingresos y empleo procedente del ecoturismo, lo que ayudará a mejorar la actitud de la población local con una simple ojeada a la relación coste/beneficio (Kleiman et al. 1994).

Hay que facilitar la participación de la población local en el programa allí donde sea posible. En este caso, la información puede tener una componente de formación profesional para algunos individuos de la comunidad que colaborarán en el seguimiento del proyecto (Kleiman et al. 1994).

En cualquier caso, todas estas recomendaciones están bajo permanente revisión. En un reciente estudio se ha puesto de manifiesto que los programas de relaciones públicas y educación incorporados a los planes de reintroducción no siempre tienen éxito, lo que apunta hacia la necesidad de una mejora de las técnicas de comunicación. En un estudio de 131 translocaciones, Reading et al. (1997) encuentran una correlación entre la percepción de apoyo por parte de la población local y la percepción de que la translocación ha tenido éxito. Sin embargo, no existe relación entre la mera implementación de los programas de educación y de relaciones públicas y la percepción del éxito de la translocación.

#### 2.2.12. Impacto fuera del área de suelta

Imprevistos como la movilidad de los individuos, su posible salida del área de suelta y asentamiento en un área más conflictiva, no son raros y han de tenerse muy en cuenta (Stanley Price 1991). Stahl y Vandel (1998) relatan cómo los lince reintroducidos en Suiza entre 1971 y 1976 lograron establecer una población que comenzó a expandirse y entró en Francia en 1982. En esta fecha los lince también alcanzaron los Alpes italianos por primera vez desde Eslovenia y Austria, pero allí la expansión ha sido más moderada (Ragni et al. 1998). Durante los años siguientes los lince ocuparon todo el Jura francés. En Francia, la población de lince sigue en expansión, con un área ocupada que ha aumentado de 800 km<sup>2</sup> en 1978 a 3600 km<sup>2</sup> en 1994 (Stahl y Vandel 1998). A medida que la especie se expande por los Alpes hacia el sur cabe esperar que los recursos necesarios para hacer frente a las compensaciones sean mayores, y no es descartable que aparezcan nuevos tipos de conflicto con el hombre, que se deben prevenir o cuya solución hay que prever en caso de que sea inevitable que se produzcan.

Por otra parte, la gente tiende a aceptar el establecimiento natural de lince procedentes de otras poblaciones (a veces en países vecinos) más fácilmente que el debido a sueltas intencionadas (Huber y Kaczensky 1998).

#### • VIABILIDAD DE UNA POTENCIAL REINTRODUCCIÓN DEL LINCE IBÉRICO EN CÁDIZ

Aunque analizar la viabilidad de la reintroducción del lince en las sierras de Cádiz va más allá de los objetivos de esta revisión, avanzamos el estado actual de cumplimiento de los requisitos que deberían reunirse en dicha reintroducción hipotética. Para ello, seguimos el esquema que utilizan Kleiman et al. (1994) para decidir sobre la recomendación de reintroducir o no titís del género *Leontopithecus* y el panda gigante *Ailuropoda melanoleuca* (ver Tabla 10).

Si se considera oportuna, y por tanto se plantea seriamente, la posibilidad de reintroducción del lince ibérico en las Sierras de Cádiz, debería ponerse énfasis, en una primera fase, en los aspectos no totalmente satisfechos en la actualidad que impiden una recomendación abiertamente positiva (Tabla 10).

Los aspectos donde queda más trabajo por hacer son la delimitación de un área grande que reúna suficiente cantidad de recursos esenciales para una población viable de lince, un mayor dominio de las técnicas de reintroducción, un examen del efecto de la extracción sobre las poblaciones donantes, un análisis de las condiciones biopolíticas cuya tendencia reciente es hacia una actitud más comprometida con la conservación del lince, un sondeo de la actitud de la población local hacia una posible reintroducción y un desarrollo de las condiciones administrativas y financieras para llevar a cabo la actuación.

TABLA 10  
*Valoración preliminar del grado de cumplimiento de los requisitos de viabilidad de un potencial programa de reintroducción del lince ibérico en las sierras de Cádiz.*

| Criterio                                                        | Cumplimiento |
|-----------------------------------------------------------------|--------------|
| SITUACIÓN DEL LINCE IBÉRICO                                     |              |
| 1. Necesidad de aumentar la población                           | Sí           |
| 2. Disponibilidad de individuos para reintroducir               |              |
| Población silvestre                                             | Sí           |
| Población cautiva                                               | No           |
| 3. No habrá perjuicio para las poblaciones silvestres           | ?            |
| CONDICIONES AMBIENTALES                                         |              |
| 4. Se han eliminado las causas del declive poblacional          | No           |
| 5. Hay suficiente hábitat protegido                             | Sí           |
| 6. Dicho hábitat no está saturado                               | Sí           |
| CONDICIONES BIOPOLÍTICAS                                        |              |
| 7. Sin impacto negativo sobre la población humana local         | Sí           |
| 8. Apoyo de la comunidad local                                  | ?            |
| 9. Apoyo de organizaciones gubernamentales y no gubernamentales | Sí           |
| 10. Ajuste a la legalidad vigente                               | Sí           |
| RECURSOS BIOLÓGICOS Y DE OTRO TIPO                              |              |
| 11. Dominio de las técnicas de reintroducción                   | No           |
| 12. Conocimiento de la biología de la especie                   | Sí           |
| 13. Recursos humanos y financieros                              | ?            |

## 2.3. Planificación y preparación

### 2.3.1. Decisión de llevar a cabo la reintroducción

Una vez que se reúnan los requisitos expuestos en el apartado anterior, la decisión de reintroducir podría tomarse. Para ello, sería necesaria la aprobación de las autoridades competentes, la formación del equipo técnico, el consentimiento de los propietarios de la tierra en el área de suelta, y la coordinación del equipo con organizaciones nacionales e internacionales de conservación.

### 2.3.2. Objetivo de la reintroducción

Tomada la decisión de proceder con la reintroducción, deben quedar claramente establecidos los siguientes aspectos: el objetivo de la reintroducción, en qué consiste exactamente el programa, cuál va a ser su duración, y cuál es la definición de éxito de cada una de las fases de la reintroducción (medido mediante indicadores que deben quedar igualmente claros de antemano) y el momento en que debe cesar el esfuerzo.

Las reintroducciones pueden ser útiles para muy distintos propósitos (Durrell y Mallinson 1987). En el caso del lince ibérico, el objetivo que hemos apuntado genéricamente en la introducción a este capítulo ("mejorar sus expectativas de supervivencia a largo plazo") podría concretarse por ejemplo en "establecer una nueva población viable en la provincia de Cádiz", dentro de una estrategia global dirigida a espaciar las poblaciones silvestres y minimizar así el riesgo de extinción simultánea de todas ellas. O también "generar una población con tendencia demográfica positiva" que sirva de garantía de conservación ante el aparente declive de las poblaciones silvestres naturales. Objetivos igualmente legítimos para los que hipotéticamente se podría proponer una reintroducción del lince podrían ser "aumentar la biodiversidad dentro del Parque Natural de los Alcornocales" o "incrementar el potencial de atracción turística de la provincia de Cádiz". De una definición inequívoca del objetivo que se persigue depende la valoración que va a conseguir un proyecto de reintroducción en relación con la valoración de otros instrumentos disponibles para cumplir el mismo fin.

Al principio del capítulo hemos mencionado que "el establecimiento de una población segura" podría presentarse como el objetivo de una reintroducción. El significado de "seguridad", en este contexto, es el de elegir un área donde no operan los factores que presumiblemente han causado el declive natural de la especie que se desea conservar. Caughley y Gunn (1996) han hecho notar que muchas especies que han desaparecido de gran parte de sus áreas de distribución originales persisten en refugios marginales donde simplemente están a salvo de la acción de los agentes que las han relegado a esos hábitats, a menudo subóptimos. La idea de la reintroducción de "poblaciones seguras" se inspira en esa observación. Por ejemplo, se ha sugerido que una de las causas principales de la rápida regresión del visón europeo (*Mustela lutreola*) ha sido la competencia ejercida por poblaciones de visón americano (*Mustela vison*) que se han establecido a partir de fugas de granjas de peletería (Maran y Henttonen 1995). En Estonia, ante la expansión irreversible del visón americano en el área continental (Maran 1996), se ha puesto en marcha un programa de reintroducción del visón europeo en dos grandes islas del Báltico (Saaremaa e Hiiumaa; 2500 y 1000 km<sup>2</sup>, respectivamente),



donde se pretende establecer sendas poblaciones de unos 200 individuos. En la primera no hay visón americano y en la segunda se intenta eliminar la población introducida de esta especie (Nature Conservation Foundation Luttrell 2002).

Es conveniente tener preparado un plan de emergencia para suspender o abandonar la reintroducción si surge un problema serio no previsto o se detecta una elevada mortalidad de los individuos soltados (Kleiman et al. 1994).

### 2.3.3. Chequeo veterinario

Todos los animales que vayan a liberarse deben ser sometidos a un estricto chequeo veterinario para asegurarse de que están libres de toda enfermedad contagiosa, defectos genéticos y otros problemas de salud que pueden ser transmitidos a los animales nativos (Kleiman et al. 1994). La no observancia de esta norma parece haber sido una de las principales causas de que las repoblaciones con conejos en España hayan fracasado (Calvete et al. 1997). A veces es recomendable la vacunación contra las enfermedades más comunes. Lutz et al. (1996) ilustran con tres ejemplos de reintroducciones o translocaciones de félidos el riesgo de propagación de virus a las poblaciones silvestres. Los individuos soltados contraen muchas de estas enfermedades durante el periodo que pasan en cautividad. Los efectos de la propagación de enfermedades a través de las sueltas pueden ser de proporciones tan grandes como los de la transmisión a poblaciones silvestres a partir de reservorios domésticos como los perros (Roelke-Parker et al. 1996, Rhodes et al. 1998). Las enfermedades han jugado un papel importante en la regresión o extinción de muchos carnívoros y deben considerarse seriamente (Funk et al. 2001).

A veces es preciso establecer cuarentenas. Por ejemplo, en las sueltas oficiales de lince en Suiza, la mayoría de los animales introducidos procedían, como hemos dicho, del zoológico de Ostrava, a donde llegaron tras ser capturados en los Cárpatos eslovacos. Antes de soltarlos pasaban un mes de cuarentena en el zoo de Basilea (Breitenmoser et al. 1998). Los lince reintroducidos con éxito en Eslovenia también estuvieron en cuarentena antes de ser liberados (Copp y Frkovic 1998).

Si la población reintroducida puede llegar a formar parte de una metapoblación junto a otros núcleos próximos de la misma especie, las precauciones sobre el estado sanitario de los individuos soltados han de extremarse. En estas condiciones, los modelos epidemiológicos advierten del riesgo de que se desaten epidemias que pueden acabar con la metapoblación entera (Hess 1996). Que esto llegue a producirse depende tanto de la demografía de la población infectada como de la configuración espacial de las subpoblaciones (Hess 1996).

El bienestar de los animales debe garantizarse durante todas las fases del programa.

### 2.3.4. Caracterización genética

En el establecimiento de poblaciones cautivas es una práctica habitual genotipar a cada uno de los fundadores y a toda su descendencia con objeto de optimizar los cruces y, por tanto, la variabilidad genética de la población (ver Vargas



2000 para el lince ibérico). En el establecimiento de nuevas poblaciones silvestres con individuos translocados es igualmente importante conocer los genotipos de los fundadores para maximizar en lo posible la variabilidad alélica de partida. Otra utilidad de la caracterización genética es poder inferir en generaciones posteriores las relaciones de parentesco entre individuos, y valorar el riesgo de depresión por endogamia. Esta información ayudaría a seleccionar el perfil genético más adecuado de los individuos que se vayan añadiendo en sueltas sucesivas. En la selección de la población fundadora el manejo genético es inseparable de aspectos de manejo demográfico como la razón de sexos y la edad de los individuos soltados, brevemente discutido en el apartado 3.3.7.

### 2.3.5. Entrenamiento conductual

La supervivencia de muchos mamíferos y aves depende en alto grado de la experiencia individual y del aprendizaje adquiridos cuando son jóvenes. Cuando los individuos soltados procedan de una población cautiva, deben entrenarse para adquirir la información necesaria que les permita sobrevivir en estado silvestre. Una vez liberados en la naturaleza, los animales que han nacido o pasado parte de su vida en cautividad han de reunir capacidades equivalentes a las de individuos silvestres en las siguientes funciones biológicas (ampliado de Box 1991):

- a) orientación,
- b) locomoción,
- c) búsqueda, captura y manipulación del alimento,
- d) selección de lugares adecuados para descansar, refugiarse y criar,
- e) reproducción,
- f) interacción social
- g) correcta interacción con otras especies, incluido el hombre
- h) adopción de nuevas estrategias conductuales ante nuevos estímulos

Shepherdson (1994) subraya la importancia de la preservación del repertorio conductual de animales cautivos para una correcta interacción con su medio una vez liberados a la naturaleza en programas de reintroducción o refuerzo. Muchas conductas que son en todo o en parte aprendidas (culturalmente transmitidas), como la crianza de los juveniles o las preferencias de alimento, corren un riesgo muy alto de desaparecer en individuos mantenidos en cautividad. La pérdida es con frecuencia irremediable ya que una parte del acervo conductual, a diferencia de los genes, no puede congelarse en un tubo de ensayo y desaparece con el individuo. Por ejemplo, el fracaso de los tres intentos de reintroducción del licaón en el Parque Nacional de Etosha (Namibia) se ha atribuido en parte a la inexperiencia en la caza de los individuos soltados, que eran cachorros nacidos en cautividad (Scheepers y Venzke 1995).

Sin entrenamiento, los animales cautivos también pueden ver deterioradas algunas de sus funciones fisiológicas. Por ejemplo, el estrés crónico desarrollado por individuos en cautividad puede llegar a inhibir por completo la función reproductora, así como reducir la respuesta inmune, el crecimiento y la eficacia digestiva (ver referencias en Shepherdson 1994). Este estrés procede principalmente de estímulos novedosos para los que las especies en cuestión no han desarrollado evolutivamente una respuesta, por ejemplo, sus interacciones con los cuidadores y los visitantes (Cha-

move et al. 1988). El estrés puede neutralizarse mediante técnicas que acostumbran a los animales al trato con humanos (Mellen 1992 da un ejemplo con félidos). Sin embargo, esta técnica es contraproducente para individuos cautivos candidatos para participar en una reintroducción (ver más abajo). Tanto los problemas que sufren los animales en cautiverio (estrés y sus consecuencias, comportamiento estereotipado, pérdida de conductas culturalmente transmitidas) como algunas de sus soluciones, que pasan por cierta tendencia a la domesticación (Kinsey y Kreider 1990), hacen a estos individuos poco apropiados para su vuelta al estado silvestre (ver apartado 2.2.5.1.).

Existen técnicas de enriquecimiento conductual que estimulan física y socialmente a animales en cautiverio cuyo propósito es maximizar la reproducción y garantizar un comportamiento normal. Hay que preparar a los animales que se vayan a soltar (nacidos o mantenidos en cautividad), exponiéndolos a condiciones ambientales similares a las que se van a encontrar y entrenándolos para que se ejerciten en las funciones que precisarán para sobrevivir (Kleiman et al. 1994). Los animales que se vayan a liberar no deberían mostrarse habituados ni confiados ante la presencia humana o en ambientes artificiales, con objeto de minimizar posibles conflictos una vez en libertad (depredación sobre animales domésticos, ataques a humanos).

Por ejemplo, los lobos rojos (*Canis rufus*) que iban a ser reintroducidos en Carolina del Norte (Estados Unidos) fueron alimentados durante la fase de aclimatación (suelta blanda; ver apartado 3.2.5.6.) con presas similares a las que iban a encontrar en el área de suelta (Moore y Smith 1991). No obstante, cabe advertir aquí que para algunas especies puede resultar complicado proporcionar presas naturales a jóvenes cautivos en fase de aprendizaje (Wemmer y Sunquist 1988). A partir de los cuatro meses de edad, los turones siberianos (*Mustela eversmanni*) respondían correctamente y de forma innata a la presentación de depredadores artificiales, pero la respuesta de alerta se intensificaba tras asociar un ataque del depredador simulado a un estímulo desagradable para el turón (el impacto de una goma elástica; Miller et al. 1990). Vargas y Anderson (1999) encontraron que la complejidad estructural de las jaulas de aclimatación (presencia de túneles, huecos, piedras y otros objetos) estaba directamente relacionada con la habilidad depredadora de los turones de patas negras y, a su vez, con la capacidad de los individuos que las ocupaban para procurarse alimento en condiciones similares a las naturales. En la única experiencia previa de devolución a su área de origen de un lince ibérico que creció en cautividad, Rodríguez et al. (1995) relatan cómo el desarrollo de su capacidad locomotriz, su entrenamiento en las técnicas de caza, el contacto con su hábitat natural, su aislamiento de las personas, y la aparentemente correcta interacción con otros lince en la población receptora, jugaron un papel fundamental en el asentamiento de este animal en el área de suelta. Probablemente debido a haber estado aislado de sus cuidadores durante el periodo en cautividad, el lince evitó aproximarse a los cortijos y nunca atacó a las aves domésticas sueltas en sus inmediaciones. El entrenamiento con conejos vivos en cautividad pudo determinar el posterior éxito en la caza una vez en su medio natural, por ejemplo, mediante la formación de una imagen de búsqueda de presa apropiada. Todos estos resultados indican que el aprendizaje derivado del entrenamiento previo a la suelta mejora las expectativas de supervivencia en libertad.

### 2.3.6. Plan de transporte

Ha de planificarse el transporte al área de suelta, durante el cuál el estrés de los individuos ha de reducirse al mínimo. Los detalles dependen de las características de cada especie. Por ejemplo, las translocaciones experimentales de nutrias marinas (*Enhydra lutris*) que se llevaron a cabo en los años 50 en el Pacífico norte fracasaron precisamente por fallos en el transporte. Entonces no se conocía la importancia de las buenas condiciones del pelaje de las nutrias para su adecuada termorregulación en el mar. En el periodo entre la captura y la suelta, el pelo de las nutrias quedaba sucio y enredado, perdiendo sus propiedades aislantes. Este problema se solventó en intentos posteriores minimizando el tiempo de transporte y trasladando las nutrias en tanques de agua de mar circulante, lo que les permitía acondicionar su pelaje (Jameson et al. 1982). Otro caso es el de los 254 osos negros translocados de Minnesota a Arkansas, que cruzaron los Estados Unidos de norte a sur en camión, en grupos de seis osos alojados en jaulas individuales, lo que no pareció afectar a su supervivencia una vez liberados ni impedir que la translocación fuese un éxito (Smith y Clark 1994).

### 2.3.7. Estrategia de suelta

Es preciso planificar la estrategia de suelta. Hay que decidir sobre aspectos tales como las técnicas de suelta, época del año, número de puntos de suelta, espaciado temporal entre sueltas múltiples, número, edad y sexo de los individuos soltados.

El grado de mantenimiento directo de los animales tras la suelta depende de la especie y de las condiciones locales. En general las sueltas duras, por definición, no precisan apenas mantenimiento, y el seguimiento del destino de los individuos se reduce o se omite (aunque no debería ser así) debido a que se asume que su probabilidad de supervivencia va a ser muy alta. En las sueltas blandas, en cambio, prescritas cuando se sospechan dificultades en la adaptación o aclimatación de los animales al sitio de suelta, el estado de éstos se sigue de cerca durante un tiempo considerable y se proporciona alimento suplementario, cuidado veterinario y, si es necesario, refugios artificiales (Scott-Brown et al. 1986, Stanley Price 1989). Las repoblaciones de conejos con fines de manejo cinegético o conservacionista fallan frecuentemente debido a la depredación de muchos individuos durante los primeros días, antes de que puedan establecerse (Calvete et al. 1997). En este caso se recomienda una suelta blanda o progresiva, en la que los conejos están protegidos de sus depredadores terrestres hasta que se asientan en sus vivares. En las reintroducciones de lince eurasiático se han utilizado tanto sueltas duras (Breitenmoser et al. 1998) como sueltas blandas (Huber y Kaczensky 1998) que han terminado en el establecimiento de una población aparentemente autosuficiente. En especies amenazadas sólo se pueden soltar unos pocos individuos en el mejor de los casos. Entonces se suele optar por sueltas blandas, que suponen una mayor inversión (entrenamiento) en cada individuo (Kleiman et al. 1986, Stanley Price 1989).

Pocas veces se han comparado las técnicas de suelta para una misma especie en una misma área. Usando translocaciones experimentales de muscardinos, Bright y Morris (1994) encuentran que los individuos liberados en sueltas blandas anidaron cerca del punto de suelta y utilizaron el alimento artificial que se les proporcionó, mientras que los liberados en sueltas duras no sólo ignoraron el alimento artificial sino que a menudo abandonaron el área de suelta.

Recientemente se han comparado tres tácticas de suelta dentro del ya mencionado programa de reintroducción del lince de Canadá en Colorado, Estados Unidos (Byrne y Shenk 1999). Con una suelta dura, en la que cuatro animales se liberaron a principios de febrero, inmediatamente después de su viaje en avión desde la Columbia Británica (Canadá) y del preceptivo control veterinario, a las 6 semanas tres habían muerto de inanición y el cuarto fue recapturado en una pésima condición física. Sin esta recaptura, la tasa de mortalidad hubiera sido del 100%. El segundo protocolo ensayado fue una suelta blanda, en la que los linces pasaban bien alimentados un periodo de aclimatación al área de suelta de tres semanas en cercados individuales que por su colocación les permitían cierta interacción social. Con esta técnica, a los cuatro meses de la suelta sólo uno de nueve (11%) había muerto, aparentemente también de hambre. La tercera táctica es prolongar hasta tres meses el periodo de aclimatación en cautividad, de forma que los linces se sueltan en primavera, cuando la abundancia de liebres es máxima. Aunque el tiempo de seguimiento ha sido corto (no especificado en el informe de Byrne y Shenk), los resultados preliminares indican que sólo un lince de 28 (4%) ha muerto de inanición.

También Bright y Morris (1994) muestran que la época de suelta puede influir mucho en la supervivencia de la población reintroducida. Debido a la escasez estacional de alimento, los muscardinos soltados a principios del verano perdieron peso a una tasa mayor que los que se soltaron al final del verano, y tal vez hubieran perecido a no ser por la aportación de alimento artificial. En un estudio con ardillas se encontró que las distancias a las que se alejaban los individuos del punto de suelta durante la primavera eran en promedio casi el doble que las de individuos liberados en otoño (Bendel y Therres 1994).

Smith y Clark (1994) consideran que las sueltas de osos negros en al menos tres áreas de suelta diferentes han contribuido al restablecimiento de la especie en Arkansas. Cuando es posible, la dilución de riesgos imprevistos asociados a una zona determinada mediante la suelta en varias áreas distintas favorece el éxito de las translocaciones (Griffith et al. 1989). Por ejemplo, los 41 linces de Canadá liberados en Colorado a lo largo de un periodo de unos cuatro meses se han soltado en 11 puntos diferentes (Byrne y Shenk 1999). A partir de una experiencia con guepardos, se ha sugerido que si los individuos se sueltan progresivamente en pequeños lotes y se conoce dónde se han establecido los animales liberados en primer lugar, la elección de un punto de suelta separado reduce la probabilidad de que los liberados con posterioridad se encuentren en seguida con un territorio ocupado (Hunter 1999). Los resultados de este estudio también indican que la separación adecuada de las sueltas en el tiempo permite a los individuos establecerse en un territorio antes de experimentar los efectos potencialmente perturbadores (competencia) de las sueltas posteriores.

En translocaciones de aves y mamíferos que tuvieron éxito se soltaron en promedio más individuos que en las que fracasaron (160 vs. 54, respectivamente; Griffith et al. 1989, Wolf et al. 1996, 1998). Un translocación media supone seis sueltas en tres años; la mayoría de los proyectos sueltan menos de 75 individuos (Griffith et al. 1989). Por ejemplo, el éxito del programa de refuerzo de las poblaciones de osos negros en Arkansas se atribuye en gran medida a sueltas de aproximadamente 20-40 individuos por año durante un periodo de 11 años (Smith y Clark 1994). Sin embargo, hay excepciones. El celebrado éxito de la reintroducción del lince eurasiático en Suiza ha tenido su origen en un total de 27 individuos. Estos fundadores no solamente no son muchos sino que se repartieron (casi siempre en parejas) en 14

episodios de suelta que tuvieron lugar en 11 localidades diferentes de tres regiones distintas (los Alpes, los montes Jura y la planicie suiza) y a lo largo de un periodo de 28 años (1971-1989; Breitenmoser et al. 1998).

La suelta de muchas más hembras que machos de osos negros ayudó a restablecer la estructura social de esta especie en la población reforzada, factor que probablemente también contribuyó a alcanzar el objetivo del programa de translocación (Smith y Clark 1994).

Existe un riesgo alto, especialmente si se opta por una estrategia de suelta dura, de que los individuos translocados no permanezcan juntos (Fritts et al. 1984) y no se establezcan en el área donde son liberados, sino que realicen desplazamientos muy largos en dirección al área de la que proceden. Este comportamiento, que compromete seriamente el éxito de las reintroducciones, es muy común en carnívoros (McArthur 1981, Miller y Ballard 1982, Rogers 1988, Hunter 1995).

#### 2.3.8. Diseñar el programa de seguimiento

Para contrastar la idoneidad de la metodología empleada hay que diseñar un programa de seguimiento de todos o de una muestra de los individuos liberados. Sin seguimiento será imposible saber si (o cuándo) el proyecto ha tenido éxito y, aún más importante, no podrá haber una identificación segura o un análisis de los factores responsables del éxito o fracaso (Stanley Price 1991). Esto impide la generalización de las experiencias, y hace que otras reintroducciones sean más caras, que disminuyan las posibilidades de plantearse nuevas reintroducciones, o que se mantenga intacto el riesgo de fracaso en una nueva reintroducción. Por la misma razón, los datos obtenidos han de difundirse en publicaciones científicas y divulgativas. El programa de seguimiento debe consistir en un diseño experimental que se nutra de datos colectados científicamente (IUCN/Species Survival Commission 1998).

La suelta de especímenes sin un compromiso simultáneo para comprender qué animales sobreviven, y por qué, es un esfuerzo vano. Por ejemplo, poco se aprendió de las primeras reintroducciones de orangutanes (*Pongo pygmaeus*) y de leones asiáticos debido a un seguimiento insuficiente de los individuos tras la suelta y a no haberse presupuestado protocolos de evaluación (Aveling y Mitchell 1982, Chellam y Johnsingh 1999). Es preciso hacer un seguimiento intensivo del comportamiento de todos o de una muestra de los individuos reintroducidos para determinar las causas de muerte o deficiente adaptación al estado silvestre, a través de observaciones de la conducta de alimentación, movimientos, interacciones sociales o patrones de actividad (Kleiman et al. 1994).

Análogamente, se desconoce el destino de los individuos fundadores de la población de lince reintroducida en Suiza por falta de seguimiento en las fases iniciales del proyecto. En este caso, el motivo es que parte de las sueltas fueron clandestinas (Breitenmoser et al. 1998). Otro resultado adverso derivado de la falta de un programa de seguimiento a largo plazo de los individuos reintroducidos es que el conflicto entre grupos sociales (conservacionistas y cazadores/ganaderos) enfrentados no ha podido solventarse (Breitenmoser et al. 1998). Los cazadores se oponen a la presencia de linces argumentando que muchas de las sueltas se mantuvieron en secreto y que algunas incluso carecían del preceptivo permiso de las autoridades. Aunque la discreción pudo haber ayudado al crecimiento de la pobla-

ción de lince en las etapas iniciales, la falta de transparencia y la ausencia de datos veraces proporcionados por el seguimiento de los individuos soltados favorecen la propagación de rumores interesados y la confirmación de los antiguos prejuicios y celos entre los grupos enfrentados, situación que es ya muy difícil de superar (Breitenmoser et al. 1998).

## 2.4. Actividades posteriores a la suelta

### 2.4.1. Seguimiento de la población reintroducida y de la eficacia de los métodos

El resultado de la introducción se evalúa mediante estudios demográficos, ecológicos y etológicos de los individuos liberados y la población generada. Este seguimiento debe prolongarse hasta que el objetivo de la reintroducción se consiga. Por ejemplo, las tendencias demográficas durante periodos largos ( $\geq 10$  años) de las poblaciones de lince reintroducidas en los Alpes se han seguido mediante la colección sistemática de avistamientos, rastros, excrementos y restos de presas, que permiten construir índices de abundancia relativa (Breitenmoser et al. 1998, Cop y Frkovic 1998, Huber y Kaczensky 1998, Ragni et al. 1998, Stahl y Vandel 1998, Molinari 1998). Cuando ha sido posible, estos índices han sido complementados con los registros de reproducción y mortalidad (Breitenmoser et al. 1993, 1998, Cop y Frkovic 1998, Huber y Kaczensky 1998). Los resultados de estudios ecológicos de la población reintroducida en los montes Jura sugieren que los individuos han interactuado normalmente, desarrollando el sistema social propio de otros félidos emparentados (Breitenmoser et al. 1993).

Recientemente se han desarrollado diversas técnicas no invasivas que, basándose en la caracterización del ADN presente en los excrementos, permiten abordar cuestiones de estructura genética, demografía e historias vitales de especies que eran difíciles de estudiar por métodos convencionales en ciertos taxones, entre ellos los mamíferos carnívoros (Kohn y Wayne 1997, Wasser et al. 1997, Johnson et al. 2001, Taberlet et al. 2001). Esta aproximación molecular tiene aplicaciones muy interesantes en el seguimiento de poblaciones introducidas. A partir de la colecta sistemática de excrementos en el área de suelta y de la identificación genética de los individuos soltados, es técnicamente posible obtener información sobre el patrón de establecimiento, las variaciones en la razón de sexos tanto de adultos en la población como en una camada concreta, la paternidad de las camadas, o las variaciones individuales en la alimentación (Reed et al. 1997), entre otros aspectos. La prevalencia de enfermedades parasitarias puede estudiarse buscando ADN del parásito en heces atribuidas a la especie introducida (Dinkel et al. 1998). Es necesario poner a punto las sondas o fragmentos de ADN específicos de especie, sexo y aquéllas que muestran una elevada variabilidad individual (ver p.ej. Ding et al. 1998). En el lince ibérico ya se ha desarrollado la técnica que permite la identificación de la especie a partir de ADN fecal con gran fiabilidad (Palomares et al. 2002).

En las reintroducciones del lince eurasiático en Europa también se han estudiado aspectos ecológicos y conductuales de la interacción de la población reintroducida con su medio natural. Por ejemplo, se ha postulado que existen dos fases en las pautas de depredación: durante los primeros años tras la reintroducción los lince se alimentan de ungulados silvestres que, por no haber convivido con un depredador natural durante generaciones, son abundantes, confiados y fácilmente capturables. En una segunda fase, estas presas serían más escasas y difíciles de cazar, debido a la

propia extracción que hacen los linces, y éstos se verían obligados a ampliar el tamaño de sus áreas de campeo y a recurrir a ungulados domésticos si están disponibles (Breitenmoser y Haller 1993). Las pautas de depredación se han estudiado también en la población reintroducida en Austria (Huber y Kaczensky 1998) y en la que ha recolonizado naturalmente el noreste de Italia (Molinari 1998).

El marcaje de 30 de las 32 nutrias soltadas en los Aiguamolls de L'Empordà con emisores de radio intraperitoneales permitió el seguimiento de los animales durante una media de 131 días. Se determinó así, entre otra información relevante, la reproducción de al menos dos hembras soltadas, el establecimiento de la mayoría de los individuos en las dos cuencas hidrográficas de suelta, y los movimientos de varios individuos entre cuencas e incluso fuera del área de suelta (Saavedra y Sargatal 1998).

Además del conocimiento aplicado al éxito de la propia reintroducción que proporciona el seguimiento, también se ha señalado la utilidad de las reintroducciones como herramientas de investigación. Las reintroducciones ofrecen muchas posibilidades de generar predicciones teóricas y resultados empíricos en varios campos de la biología de la conservación: genética de poblaciones, análisis de viabilidad poblacional y aplicación del concepto de población viable mínima (Stanley Price 1991). Algunas reintroducciones experimentales se proponen específicamente para profundizar en el conocimiento del hábitat de una especie y aumentar así la probabilidad de éxito de reintroducciones necesarias a mayor escala. Por ejemplo, Southgate y Possingham (1995) realizaron una reintroducción experimental de 15 bandicuts. Del estudio de la población liberada obtuvieron estimas de parámetros demográficos, de hábitat y de comportamiento, con los que después modelaron las condiciones óptimas de reintroducción de este marsupial.

Por último, el seguimiento permite la importante función de evaluar las técnicas de reintroducción y la razón eficacia/coste (Kleiman et al. 1994). El mecanismo de evaluación consiste generalmente en un diseño experimental y un análisis estadístico de la medida de éxito que se adopte (supervivencia, reproducción, etc). En función del resultado de la evaluación han de tomarse decisiones sobre si continuar o no, por ejemplo, en la protección y restauración del hábitat o en las relaciones públicas, educación y cobertura en los medios de comunicación.

#### 2.4.2. Causas de mortalidad

Sin un seguimiento estrecho, a base de radiorastreo, de los linces liberados en Suiza, tres de cada cuatro muertes (y sus causas, a menudo la caza ilegal) hubiesen pasado inadvertidas (Breitenmoser et al. 1998). Esto hubiera impedido un diagnóstico acertado de los factores que han afectado al resultado de esa reintroducción. De forma parecida, el estudio de la mortalidad en una población reintroducida de la ardilla americana *Sciurus niger* permitió saber que aproximadamente la mitad de ellas murieron, casi todas antes de que transcurrieran tres meses a partir de la suelta. También se pudo averiguar que la mayor parte de las bajas se debió a depredación por parte de rapaces nocturnas (Bendel y Therres 1994). Al menos el 19% de las nutrias reintroducidas en Gerona murieron atropelladas, atrapadas en nasas o en sifones de canales (Saavedra y Sargatal 1998). Donde no se ha seguido a los individuos liberados mediante técnicas telemétricas, algunos autores han llevado a cabo un seguimiento de las causas de mortalidad de las bajas conocidas (Breitenmoser et al. 1998, Cop y Frkovic 1998, Huber y Kaczensky 1998).



### 2.4.3. Intervención

En algunas situaciones, la información obtenida durante el seguimiento puede indicar que es preciso proporcionar alimento, asistencia veterinaria, o ayudar artificialmente a la población a conseguir un recurso. Por ejemplo, en translocaciones experimentales de muscardinos, se observó que la mayoría de los individuos perdieron peso tras la suelta, lo que indicaba que en las etapas iniciales no fueron capaces de localizar fuentes de alimento importantes que estaban presentes en el área, o utilizaron alimento subóptimo en comparación con muscardinos silvestres (Bright y Morris 1994). Esto se atribuyó a la falta de familiaridad con el área de suelta o a condicionamientos conductuales previos a la translocación, y es un resultado probablemente más frecuente en especies con dietas especializadas. En cualquier caso, los muscardinos translocados necesitaban alimento suplementario durante los primeros días y progresivamente fueron hallando fuentes de alimento naturales (Bright y Morris 1994).

### 2.4.4. Revisión o fin del programa

Según los resultados del seguimiento, hay que decidir si el plan de reintroducción ha de revisarse, reconducirse o darse por concluido. Debe incorporarse al plan de trabajo un mecanismo claro y objetivo que permita evaluar el éxito de la reintroducción (Kleiman et al. 1994). Si el objetivo consiste en el establecimiento de una población autosuficiente, se suele considerar un indicador del éxito de la reintroducción comprobar que transcurrido un periodo largo tras la suelta la población reintroducida se reproduce con regularidad y no presenta síntomas de declive (Serfass et al. 1993).







**ACCIONES ENCAMINADAS A LA REINTRODUCCIÓN DEL LINCE EN CÁDIZ**





De lo expuesto se desprende que a finales del año 2002 las condiciones necesarias para emprender una reintroducción del lince en Cádiz o en cualquier otro lugar, se reúnen sólo parcialmente. Sin olvidar que otras acciones gozan de mayor respaldo por parte de la comunidad científica internacional y de los expertos en conservación de especies amenazadas, la aplicación de la técnica de la reintroducción no es en absoluto descartable en el caso del lince ibérico. Es más, tarde o temprano será imprescindible utilizarla si las tendencias poblacionales de la especie continúan como en los últimos 50 años. En esta sección final repasamos brevemente todos los aspectos tratados poniendo el énfasis en aquéllos en donde hay que concentrar los esfuerzos para que la reintroducción del lince pueda considerarse factible. En primer lugar, ofrecemos algunos de los argumentos que podrían esgrimirse a favor del empleo de la reintroducción como una técnica adecuada dentro de la estrategia de conservación del lince. A continuación, resumimos los puntos más débiles de la lista de requisitos que deben cumplirse para iniciar un programa de reintroducción. Finalmente, donde lo consideramos adecuado, proponemos actuaciones concretas que podrían aplicarse a cada apartado de las secciones anteriores.

### 3.1. Justificación

Hoy en día, el regreso del lince ibérico a las sierras del Cádiz por medios naturales (recolonización) es improbable, por no decir imposible, dadas la precaria situación del resto de las poblaciones de la especie y las distancias relativamente grandes que separan éstas del Parque Natural de los Alcornocales. Por lo tanto, si la restauración de una población estable en Cádiz se señalase como un objetivo a acometer en un futuro próximo, habría que recurrir a una translocación. En este caso, como se ha discutido ampliamente en apartados previos, es desaconsejable que los lince procedan de una población cautiva. Por otro lado, no es previsible que dicha población cautiva exista o se encuentre en condiciones de proporcionar los individuos necesarios a corto plazo, pese a los primeros pasos que se están dando en esa dirección (Vargas 2000, Vargas y Heredia 2001).

Dentro de las estrategias nacional y europea para la conservación del lince ibérico (Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza 1999, Delibes et al. 2000), varios argumentos podrían justificar una reintroducción del lince. Y existen elementos que harían de las sierras de Cádiz un lugar apropiado para esta posible reintroducción. El primer argumento es que el restablecimiento de una población nueva de lince produce una dilución del riesgo de extinción global de la especie por un evento catastrófico, por ejemplo una epidemia que afecte al propio lince o a su presa principal. En este sentido, el aislamiento de Cádiz respecto a las poblaciones que han sobrevivido constituye una ventaja para la candidatura de esta región como área donde intentar la mencionada translocación. Este aislamiento también reduciría los riesgos de propagación de enfermedades a partir de los individuos soltados. En segundo lugar, la reintroducción se puede plantear como una herramienta de aprendizaje. Análogamente a como se habla de un plan

experimental de cría en cautividad del lince ibérico, no sería descabellado calificar de experimental una reintroducción, con el objetivo principal de ganar experiencia y dominar las múltiples técnicas necesarias enumeradas en este libro. Finalmente, se ha postulado que la tendencia regresiva de muchas poblaciones de lince puede deberse no sólo a una elevada mortalidad no natural sino también a una productividad aparentemente baja. Como sucede con otras especies amenazadas (Caughley y Gunn 1996), es posible que en nuestros días los lince hayan quedado relegados a hábitats subóptimos, simplemente porque en ellos la presión humana es soportable, mientras que habría otras áreas con mejores condiciones ecológicas pero a las que la especie no tiene acceso de forma natural. En teoría, un control de las actividades humanas nocivas en estas áreas potencialmente óptimas permitiría el establecimiento rápido de una población creciente de lince. Los modelos de hábitat disponibles, en su sencillez, identifican las sierras de Cádiz como un área idónea para el lince (Rodríguez 1997, Palomares et al. 1999). Dentro de Andalucía, a caballo entre Cádiz y Málaga se encuentra el segundo conjunto más importante en extensión (216.000 ha, 24.8%) de manchas de matorral denso percibidas como un paisaje continuo por una población de lince ibérico (Palomares et al. 1999). Junto a los otros dos argumentos, esta circunstancia favorable justificaría aplicar una reintroducción experimental allí o en otra región igualmente idónea.

### 3.2. Requisitos

El incumplimiento de varios requisitos impide recomendar sin reservas la reintroducción de inmediato del lince en Cádiz (ver Tabla 10). En este apartado resumimos qué condiciones se cumplen ya y en cuáles es preciso centrar los esfuerzos.

La situación global del lince ibérico es sin duda muy delicada. Cuando decimos que sólo se conocen dos poblaciones suficientemente numerosas como para ser detectadas regularmente, no hablamos de Andalucía, ni de España, ni de la península Ibérica. Se trata de todo lo que queda de una especie en el Planeta. Tampoco hablamos de un país pobre, remoto, en guerra o con importantes problemas sociales que resolver. El lince ibérico vive en Europa occidental, donde los países ricos pueden destinar los recursos necesarios para la conservación de especies, y se obligan a ello con sus leyes. Sin olvidar que el énfasis de la estrategia de conservación del lince ha de ponerse en mantener las poblaciones que aún quedan, la recuperación de una nueva población mediante reintroducción no es en absoluto descartable. Existen poblaciones silvestres donantes, pero es conveniente comprobar que extraer individuos no tendrá efectos negativos en ellas. Aún así, cabría la posibilidad de que las autoridades competentes consideren la situación suficientemente crítica como para arriesgarse a crear una población presumiblemente creciente a partir de otra que muestra signos persistentes de declive, y en la que el manejo no acierta a invertir la tendencia demográfica.

Hay varias comarcas en la península Ibérica que parecen reunir condiciones idóneas para una reintroducción. Las montañas de Cádiz son una de ellas, ya que contienen espacios protegidos de dimensiones apropiadas, hábitats aparentemente adecuados a las necesidades del lince y usos del suelo que, en principio, son poco conflictivos con la presencia de esta especie. Es preciso, no obstante, establecer inequívocamente qué usos del suelo y hábitats, como son hoy o sometidos a manejo, permitirán que la población reintroducida crezca y se mantenga. Los modelos de hábitat dispo-

nibles y los que se están elaborando serán sin duda de gran utilidad para elegir el área de suelta y mejorar su calidad. La disponibilidad de suficiente cantidad de terreno dotado con suficientes presas (conejos) debe garantizarse antes de proponer la reintroducción.

Las condiciones biopolíticas constituyen por el momento un punto débil. Se desconocen los efectos de la reintroducción sobre la población humana local y la actitud de ésta hacia una futura convivencia con el lince. Es igualmente cierto que en las experiencias con especies próximas apenas ha habido conflictos en las fases iniciales de la translocación, y que la naturaleza de los conflictos que han surgido más tarde han tenido que ver con la depredación sobre el ganado y, en menor medida, sobre las especies cinegéticas. No es probable que estos problemas se repitan en el caso del lince ibérico, que muy rara vez mata animales domésticos y cuya presa es una especie hoy devaluada en el mercado cinegético. Aún en el caso de que se generase un conflicto relacionado con la depredación del lince sobre animales de interés comercial, no sería complicado establecer un sistema de compensaciones. Igualmente se desconocen la existencia de posibles obstáculos legales y el grado de apoyo que el proyecto recibiría de las administraciones públicas y de entidades privadas. Desde luego, un proyecto de esta índole necesita el apoyo político más decidido desde su inicio hasta la consecución de su objetivo, y cualquier obstáculo administrativo o jurídico ha de preverse y solventarse por vía de la voluntad política.

El grado de conocimiento científico de la especie es aceptable para acometer la reintroducción, con la salvedad de que se carece de experiencia sobre las técnicas para llevarla a cabo (esto puede ser precisamente un aliciente para emprenderla) y, lo que es más importante, se desconoce si el programa obtendría recursos humanos y financieros suficientes. Aquí conviene subrayar que la constancia en el apoyo financiero es tan importante como en el político-administrativo.

### 3.3. Actuaciones

#### 3.3.1. Definición del programa y recursos humanos

1. Enunciar el objetivo del programa de reintroducción, definir en qué consiste el éxito de dicho programa y establecer el criterio de cese por cumplimiento del objetivo.
2. Diseñar el equipo multidisciplinar, su estructura y su forma de funcionamiento.
3. El equipo que ha de preparar una potencial reintroducción del lince ibérico en el Parque Natural de los Alcornocales debe ser propuesto y seleccionado por la Administración u organismo (Fundación, ONG, etc) que se haga responsable del programa. No obstante, en la definición de tareas y selección de objetivos deben participar al menos representantes políticos y técnicos de los municipios afectados, de la Junta de Andalucía y del Ministerio de Medio Ambiente. Las organizaciones conservacionistas de implantación nacional (ADENA, Ecologistas en Acción, Greenpeace, SECEM) y local, las entidades financiadoras públicas o privadas cuya contribución sea relevante, y los institutos del CSIC o los departamentos de las Universidades que vayan a colaborar en algún aspecto del proyecto también deben estar representados. En algunos comités han de estar presentes portavoces de los propietarios de fincas, cazadores, agricultores, ganaderos, hosteleros, y de otras actividades económicas y sociales de entidad que se des-

arrollen en el área de suelta. Por otro lado, el proyecto debe ser debatido por el Grupo del Lince del Comité de Fauna y Flora Silvestres, coordinado por el Ministerio de Medio Ambiente, y debe estar integrado en la Estrategia Nacional para la Recuperación del Lince Ibérico.

4. Buscar expertos en relaciones públicas, en comunicación con los medios, y educadores, que se pueden insertar permanentemente en el equipo o participar en campañas específicas.
5. Elegir a un líder o coordinador aceptado por todas las partes involucradas, determinar el sistema de coordinación y delimitar las responsabilidades de cada miembro.
6. Crear una red de asesores externos, expertos en determinadas materias con prestigio internacional, que colaborarán puntualmente.

### 3.3.2. Cuestiones legales y compromisos financieros

1. Revisar las normas legales a todos los niveles (local, autonómico, estatal, europeo, internacional) que afectan al movimiento y establecimiento de especies de fauna silvestre en general, y de especies protegidas en particular.
2. Prever con antelación resquicios legales que puedan amenazar el proyecto de reintroducción en forma de recursos de particulares o solicitud de indemnizaciones.
3. Solicitar las autorizaciones y cumplimentar todos los trámites administrativos pertinentes.
4. Relacionar las entidades financieras implicadas con mención de su función exacta en el proyecto de reintroducción. Establecer la duración del mismo (no menos de 10 años incluyendo la fase de seguimiento), hacer su presupuesto y detallar cómo se va a financiar: qué entidad financia qué cantidad, con qué propósito y en qué momento.
5. Los objetivos del proyecto se pueden y deben replantear en función de los resultados que se vayan obteniendo. En este caso, establecer los plazos de revisión y los modos de renegociar la financiación.
6. Debe haber un compromiso oficial y público con el proyecto durante toda su duración. Los compromisos de colaboración de entidades y asociaciones privadas deben presentarse por escrito y también hacerse públicos.

### 3.3.3. Elección y preparación del área de suelta

1. Elegir como área de aclimatación y suelta la de mejores condiciones dentro de la comarca. Esta área debe tener una superficie mínima de 100 km<sup>2</sup>.
2. Comprobar que existe terreno adecuadamente protegido en y alrededor del área de suelta, cuya capacidad de carga (extensión y calidad de hábitat) será suficiente para alojar la expansión de la población reintroducida a largo plazo. La calidad del hábitat hace referencia a todos los recursos e interacciones relevantes (alimento, refugio, madrigueras de cría, depredadores –furtivismo–, competencia, parásitos, patógenos). Las recomendaciones sobre la reintroducción deben aplicarse sobre el área que la población va ocupando en su expansión.
3. Informar acerca de los efectos de la reintroducción. La información debe dirigirse a disipar todo recelo infundado, como que la reintroducción será incompatible con la mayoría de los aprovechamientos tradicionales. También se deben adelantar y discutir con la población residente los posibles cambios que puede acarrear el manejo del hábi-

tat o el establecimiento de normas específicas que pueden afectar a ciertas prácticas o generar algunas restricciones. Si estos cambios van acompañados de un coste económico, se debe informar sobre la forma en que está previsto compensarlo o financiarlo.

4. Tras realizar la labor de información, constatar que en el área de suelta y alrededores la opinión pública general y la de sectores económicos con un papel clave en el éxito de la misma (propietarios de fincas y titulares de coto) son favorables a la reintroducción y que existe disposición a colaborar en ella. No iniciar la reintroducción sin vencer la oposición de un solo grupo social representativo.
5. Facilitar la participación de la población local en el programa de reintroducción mediante voluntariado, empleos temporales y fomento de actividades económicas que se benefician del valor añadido creado en la zona por la presencia de lince o que simplemente sean compatibles con su conservación.

#### 3.3.4. Cuestiones socioeconómicas

1. Evaluar los costes y beneficios económicos que la reintroducción puede tener sobre la población humana local.
2. En caso de perjuicios netos a la propiedad o actividad privadas exclusivamente atribuibles a la reintroducción, establecer qué contraprestaciones o compensaciones son las más adecuadas. Por las características de su dieta, el impacto del lince ibérico sobre especies cinegéticas de alto valor económico será prácticamente nulo. Los daños al ganado son improbables; aún así es conveniente prever cómo se debe proceder ante una denuncia de daños de este tipo. Puede haber algún conflicto por depredación de aves de corral.
3. En los casos en que se contemplen indemnizaciones, determinar claramente en qué situaciones son aplicables y establecer su cuantía.

#### 3.3.5. Investigación

1. Profundizar en la determinación cuantitativa de los umbrales de abundancia de cada elemento del hábitat por debajo de los cuáles los lince a) no se establecen en territorios, y b) no se reproducen.
2. Estudiar qué especies actúan en Cádiz como posibles competidores del lince y si realizan parte de las funciones ecológicas que desempeñaba el lince antes de extinguirse. De existir, ¿qué efectos tendría la reintroducción tanto en estas especies como en los propios lince soltados?
3. Caracterizar genéticamente a las posibles poblaciones donantes. Indagar si existen restos de lince cazados en Cádiz hace aproximadamente un siglo con objeto de secuenciar su ADN y compararlo con el de las poblaciones actuales.
4. Predecir si la distribución y abundancia de hábitat apto para el encame y la caza, de madrigueras de cría y de conejos, y su dinámica temporal, permiten el crecimiento inicial de la población reintroducida y su mantenimiento auto-suficiente.
5. Predecir el crecimiento de la población en función de la procedencia, composición de sexos y edades, tamaño, y frecuencia de sueltas de la población fundadora, y en función de la capacidad de carga del área de suelta, según distintos supuestos de mortalidad y emigración tras la liberación de los individuos.



6. Predecir qué nuevas interacciones ecológicas se establecerán con la reintroducción y cómo afectarán a la dinámica poblacional de otras especies de interés (p.ej. especies cinegéticas herbívoras, carnívoros protegidos).
7. Diseñar el programa de seguimiento, consistente en estudios de ecología y comportamiento que permitan a) evaluar la adecuación de las técnicas de reintroducción, b) averiguar el destino de cada uno de los individuos soltados, c) generar información para decidir una posible intervención sobre individuos con dificultades para sobrevivir o sobre individuos conflictivos, d) determinar los factores que afectan al éxito del proyecto, y e) confirmar que se ha cumplido el objetivo marcado y dar por finalizado el seguimiento.



### 3.3.6. Técnicas de suelta

1. Elegir las poblaciones silvestres donantes. Salvo impedimentos puestos de manifiesto por los estudios genéticos, muy probablemente los individuos serán capturados en las poblaciones de Doñana y Sierra Morena oriental, que son las únicas conocidas donde se podría obtener suficiente número de individuos de las edades y sexos deseados.
2. Predecir con modelos los efectos de las extracciones de individuos para la reintroducción sobre las poblaciones donantes. Incluir en los modelos el efecto de otras posibles extracciones, por ejemplo para cría en cautividad.
3. Diseñar el protocolo de captura en la población donante. La experiencia de investigación en Doñana indica que tener en estudio a la población donante (tener por lo tanto marcada una fracción importante de la población local) ayudaría a ser más selectivos en la elección de características como la edad o el sexo del animal capturado.
4. Diseñar el protocolo de transporte y alojamiento en el área de aclimatación, estableciendo los criterios de bienestar de los animales manipulados y manteniendo a éstos apartados de las personas y, en la medida de lo posible, de todo tipo de estímulos artificiales.
5. Diseñar la propia área de aclimatación, con capacidad para los linces que vayan a ser soltados simultáneamente. Su diseño debe permitir cierta versatilidad en los modos de alojar a los animales (aislados, solos pero con contacto visual u olfativo con otros individuos, en parejas, madres con crías).
6. Planificar el número y la localización de los puntos de suelta. No es conveniente soltar a todos los individuos exactamente en el mismo sitio, pues tenderán a separarse para no competir; tampoco deben soltarse en áreas demasiado alejadas, pues disminuirá la probabilidad de que se encuentren, sobre todo si realizan desplazamientos largos pseudodispersivos. La época de suelta más apropiada puede ser a mediados de mayo, un poco antes del máximo anual en la abundancia de conejos en el sur de la península Ibérica.
7. Es posible establecer muchas combinaciones respecto a la composición y frecuencia de suelta de la población fundadora, cuya eficacia relativa debe evaluarse mediante modelos demográficos. Una posibilidad es la siguiente: extracción cada año de 3 subadultos de cada sexo en las dos poblaciones indicadas y de 2-3 juveniles pertenecientes a camadas numerosas en Doñana. Grupos de 8-10 linces con esta composición de sexo y edad serían liberados durante tres años consecutivos, dando lugar a una población fundadora de al menos 25-30 individuos.



## literatura citada

- Aldama, J.J., Beltrán, J.F. y Delibes, M. (1991) Energy expenditure and prey requirements of free-ranging Iberian lynx in southwestern Spain. *Journal of Wildlife Management*, **55**, 635-641.
- Almaça, C. (1992) Name, authorship, type specimen, and type locality of the Iberian lynx. *Mammalia*, **56**, 659-662.
- Aveling, R. y Mitchell, A. (1982) Is rehabilitating Orang utans worthwhile? *Oryx*, **16**, 263-271.
- Balmford, A. (2000) Priorities for captive breeding – which mammals should board the ark? Pp. 291-307, en: A. Entwistle y N. Dunstone (eds.), *Priorities for the conservation of mammalian diversity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Balmford, A., Leader-Williams, N. y Green, M.J.B. (1995) Parks or arks: where to conserve threatened mammals? *Biodiversity and Conservation*, **4**, 595-607.
- Balmford, A., Mace, G. y Leader-Williams, N. (1996) Designing the ark: setting priorities for captive breeding. *Conservation Biology*, **10**, 719-727.
- Beck, B.B., Rapaport, L.G., Stanley Price, M.R. y Wilson, A.C. (1994) Reintroduction of captive-born animals. Pp. 265-286, en: P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feistner (eds.), *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall, London.
- Bekoff, M. (2001) Human-carnivore interactions: adopting proactive strategies for complex problems. Pp. 179-195, en: J.L. Gittleman, S.M. Funk, D. Macdonald y R.K. Wayne (eds.), *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Beltrán, J. F., Aldama, J. y Delibes, M. (1992) Ecology of the Iberian lynx in Doñana, SW Spain. Pp. 331-334, en: B. Bobek, K. Perzanowski y W. Regelin (eds.), *Global trends in wildlife management. Transactions of the 18th International Congress of the Union of Game Biologists*. Swiat Press, Krakow-Warszawa, Poland.
- Beltrán, J.F. y Delibes, M. (1994) Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes. *Journal of Mammalogy*, **75**, 382-393.
- Bendel, P.R. y Therres, G.B. (1994) Movements, site fidelity and survival of Delmarva fox squirrels following translocation. *American Midland Naturalist*, **132**, 227-233.
- Berger, J. (1998) Future prey: consequences of the loss and restoration of large carnivores. Pp. 80-100, en: T. Caro (ed.), *Behavioral ecology and conservation biology*. Oxford University Press, New York.

- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002) *Ecología, Censos, Percepción y Evolución del Lobo en España: análisis de un conflicto*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Málaga.
- Blanco, J.C. y Villafuerte, R. (1993) *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Informe inédito. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Box, H.O. (1991) Training for life after release: simian primates as examples. *Symposia of the Zoological Society of London*, **62**, 111-123.
- Brehm, A.E. (1880) *La Creación-Historia Natural. Tomo I: Mamíferos*. Montaner y Simón Editores, Barcelona.
- Breitenmoser, U. (1998) Large predators in the Alps: The fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation*, **83**, 279-289.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C. y Capt, S. (1998) Re-introduction and present status of the lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Hystrix*, **10**, 17-30.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Carbyn, L.N. y Funk, S.M. (2001) Assesment of carnivore reintroductions. Pp. 241-281, en: J.L. Gittleman, S.M. Funk, D. Macdonald y R.K. Wayne (eds.), *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Breitenmoser, U. y Haller, H. (1987) Zur nahrungsökologie des luchs *Lynx lynx* in den Schweizerischen Nordalpen. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **52**, 168-191.
- Breitenmoser, U. y Haller, H. (1993) Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. *Journal of Wildlife Management*, **57**, 135-144.
- Breitenmoser, U., Kaczensky, P., Dötterer, M., Breitenmoser-Würsten, C., Capt, S., Bernhart, F. y Liberek, M. (1993) Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Zoology, London*, **231**, 449-464.
- Bright, P.W. y Morris, P.A. (1994) Animal translocation for conservation: performance of dormice in relation to release methods, origin and season. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 699-708.
- Byrne, G. y Shenk, T. (1999) Lynx recovery project: background and post-release monitoring of lynx re-introduced to the southern Rocky Mountains of southwestern Colorado, USA. *Re-introduction News*, **18**, 15-17.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J. y Osacar, J.J. (1997) Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology, London*, **241**, 271-277.
- Castro, L.R. y Palma, L. (1996) The current status, distribution and conservation of Iberian lynx in Portugal. *Journal of Wildlife Research*, **2**, 179-181.

- Caughley, G. y Gunn, A. (1996) *Conservation Biology in theory and practice*. Blackwell, Cambridge, Massachusetts.
- Chamove, A.S., Hosey, G.R. y Schatzel, P. (1988) Visitors excite primates in zoos. *Zoo Biology*, **7**, 359-369.
- Chellam, R. y Johnsingh, A.J.T. (1999) Translocating Asiatic lions, India. *Re-introduction News*, **18**, 11-13.
- Chivers, D.J. (1991) Guidelines for re-introductions: procedures and problems. *Symposia of the Zoological Society of London*, **62**, 89-99.
- Clark, T.W. y Westrum, R. (1989) High performance teams in wildlife conservation: a species reintroduction and recovery example. *Environmental Management*, **13**, 663-670.
- Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza (1999) *Estrategia para la conservación del lince ibérico (Lynx pardinus)*. Ministerio de Medio Ambiente, Parque Nacional de Cabañeros.
- Cop, J. y Erkovic, A. (1998) The re-introduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia. *Hystrix*, **10**, 65-76.
- de Jong, Y.A., van Olst, P.R. y de Jong, R.C. (1997) Feasibility of reintroduction of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) on 'De Veluwe', the Netherlands, by using the stochastic simulation programme VORTEX. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **62**, 44-51.
- Delibes, M. (1979) Le lynx dans la Péninsule Ibérique: répartition et régression. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, **No. sp. Scien. Tech. Le lynx**, 41-57.
- Delibes, M. (1980) Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana. *Acta Theriologica*, **25**, 309-324.
- Delibes, M. (1987) Factors regulating a natural population of Iberian lynxes. Pp. 96-99, en: *Reintroduction of predators in protected areas*. Assessorato Pianificazione Territoriale Settore Parchi Naturali, Regione Piemonte, Torino.
- Delibes, M., Gaona, P. y Ferreras, P. (2001) Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *American Naturalist*, **158**, 277-285.
- Delibes, M., Rodríguez, A. y Ferreras, P. (2000) *Action plan for the conservation of the Iberian Lynx in Europe (Lynx pardinus)*. Nature and Environment Series, **111**. Council of Europe, Strasbourg.
- Ding, B., Zhang, Y.P. y Ryder, O.A. (1998) Extraction, PCR amplification, and sequencing of mitochondrial DNA from scent mark and feces in the giant panda. *Zoo Biology*, **17**, 499-504.
- Dinkel, A., von Nickisch Rosenegk, M., Bilger, B., Merli, M., Lucius, R. y Romig, T. (1998) Detection of *Echinococcus multilocularis* in the definitive host: coprodiagnosis by PCR as an alternative to necropsy. *Journal of Clinical Microbiology*, **36**, 1871-1876.

- Durrell, L. y Mallinson, J. (1987) Reintroduction as a political and educational tool for conservation. *Dodo*, **24**, 6-19.
- Fedriani, J.M., Palomares, F. y Delibes, M. (1999) Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia*, **121**, 138-148.
- Fernández, N. y Palomares, F. (2000) The selection of breeding dens by the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*): implications for its conservation. *Biological Conservation*, **94**, 51-61.
- Ferreras, P. (1994) *Patrones de dispersión del lince ibérico (Lynx pardina) en Doñana e implicaciones para su conservación*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Ferreras, P. (1999) Plan de Recuperación del lince en Andalucía. Borrador inédito sometido a la aprobación de la Junta de Andalucía.
- Ferreras, P. (2001) Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, **100**, 125-136.
- 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., Beltrán, J.F., Aldama, J.J. y Delibes, M. (1997) Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology, London*, **243**, 163-189.
- Ferreras, P., Gaona, P., Palomares, F. y Delibes, M. (2001) Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Animal Conservation*, **4**, 265-274.
- Fornasari, L., Casale, P. y Wauters, L. (1997) Red squirrel conservation: The assessment of a reintroduction experiment. *Italian Journal of Zoology*, **64**, 163-167.
- Fritts, S.H., Bangs, E.E., Fontaine, J.A., Johnson, M.R., Phillips, M.K., Koch, E.D. y Gunson, J.R. (1997) Planning and implementing a reintroduction of wolves to Yellowstone National Park and central Idaho. *Restoration Ecology*, **5**, 7-27.
- Fritts, S.H., Paul, W.G. y Mech, L.D. (1984) Movements of translocated wolfs in Minnesota. *Journal of Wildlife Management*, **48**, 709-721.
- Funk, S.M., Fiorello, C.V., Cleaveland, S. y Gompper, M.E. (2001) The role of disease in carnivore ecology and conservation. Pp. 443-466, en: J.L. Gittleman, S.M. Funk, D. Macdonald y R.K. Wayne (eds.), *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- García-Perea, R. (2000) Survival of injured Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and non-natural mortality in central-southern Spain. *Biological Conservation*, **93**, 265-269.

Garzón, J. (1978) Die situation des luchs in Spanien. Pp: 161-169, en: A. Festetics (ed.). *Der Luchs in Europa – Verbreitung, Wiedereinbürgerung, Räuber-Beute-Beziehung*. Kilda-Verlag, Greven.

Gaona, P., Ferreras, P. y Delibes, M. (1998) Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs*, **68**, 349-370.

García, N. y Arsuaga, J.L. (1998) The carnivore remains from the hominid-bearing Trinchera-Galería, Sierra de Atapuerca, Middle Pleistocene site (Spain). *Geobios*, **31**, 659-674.

García, N., Arsuaga, J.L. y Torres, T. (1997) The carnivore remains from the Sima de los Huesos Middle Pleistocene site (Sierra de Atapuerca, Spain). *Journal of Human Evolution*, **33**, 155-174.

González, J.A. (1998) Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain). *Miscel-lània Zoològica*, **21**, 31-35.

Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. y Reed, C. (1989) Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, **245**, 477-480.

Hanna, A.C. y McGrew, W.C. (1991) Rehabilitation of captive chimpanzees. Pp: 167-186, en: H. Box (ed.), *Primate responses to environmental change*. Capman & Hall, London.

Hess, G. (1996) Disease in metapopulation models: Implications for conservation. *Ecology*, **77**, 1617-1632.

Huber, T. y Kaczensky, P. (1998) The situation of the lynx (*Lynx lynx*) in Austria. *Hystrix*, **10**, 43-54.

Hunter, L. (1995) The re-introduction of lions and cheetahs into northern Natal, South Africa. *Re-introduction News*, **11**, 15-16.

Hunter, L. (1999) Large felid restoration: lessons from the Phinda Resource Reserve, South Africa, 1992-1999. *Re-introduction News*, **18**, 9-11.

IUCN/Species Survival Commission (1998) *IUCN guidelines for re-introductions*. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.

Jameson, R.J., Kenyon, K.W., Johnson, A.M. y Wight, H.M. (1982) History and status of translocated sea otter populations in North America. *Wildlife Society Bulletin*, **10**, 100-107.

Johnson, W.E., Eizirik, E., Roelke-Parker, M. y O'Brien, S.J. (2001) Applications of genetic concepts and molecular methods to carnivore conservation. Pp. 335-358, en: J.L. Gittleman, S.M. Funk, D. Macdonald y R.K. Wayne (eds.), *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.



Kinsey, F.M. y Kreider, D. (1990) Reintroduction of a hand-reared spotted hyaena cub *Crocuta crocuta*. *International Zoo Yearbook*, **29**, 164-169.

Kleiman, D.G. (1989) Reintroduction of captive mammals for conservation. Guidelines for reintroducing endangered species into the wild. *Bioscience*, **39**, 152-161.

Kleiman, D.G., Beck, B.B., Dietz, J.M. y Dietz, L.A. (1991) Costs of a re-introduction and criteria for success: accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Program. *Symposia of the Zoological Society of London*, **62**, 125-142.

Kleiman, D.G., Beck, B.B., Dietz, J.M., Dietz, L.A., Ballou, J.D. y Coimbra-Filho, A.F. (1986) Conservation program for the golden lion tamarin: captive research and management, ecological studies, educational strategies, and reintroduction. Pp. 959-979, en: K. Benirschke (ed.), *Primates: the road to self-sustaining populations*. Springer-Verlag, New York.

Kleiman, D.G., Stanley Price, M.R. y Beck, B.B. (1994) Criteria for reintroductions. Pp. 287-303, en: P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feistner (eds.), *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall, London.

Kohn, M.H. y Wayne, R.K. (1997) Facts from feces revisited. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**, 223-227.

Kurtén, B. (1968) *Pleistocene mammals of Europe*. Weidenfeld & Nicolson, London.

Lauk, H.D. (1976) Tierknochenfunde aus bronzezeitlichen Siedlungen bei Monachil und Purullena (provinz Granada). *Studien über frühe Tierknochenfunde von der Iberischen Halbinsel*, **6**, 1-117.

Lubow, B.C. (1996) Optimal translocation strategies for enhancing stochastic metapopulation viability. *Ecological Applications*, **6**, 1268-1280.

Lutz, H., Hofmann Lehmann, R., Fehr, D., Leutenegger, C., Hartmann, M., Ossent, P., Grob, M., Elgizoli, M. y Weilenmann, P. (1996) Liberation in the wilderness of wild felids bred under human custody: Danger of release of viral infections. *Schweizer Archiv für Tierheilkunde*, **138**, 579-585.

Maehr, D.S. (1999) Florida panther re-introduction and recovery, Florida, USA. *Re-introduction News*, **18**, 14-15.

Maguire, L.A., Clark, T.W., Crête, R., Cada, J., Groves, C., Shaffer, M.L. y Seal, U.S. (1988) Black-footed ferret recovery in Montana: a decision analysis. *Wildlife Society Bulletin*, **16**, 111-120.

Maran, T. (1996) Ex-situ and in-situ conservation of the European mink. *International Zoo News*, **43**, 399-407.

Maran, T. y Henttonen, H. (1995) Why is the European mink (*Mustela lutreola*) disappearing? A review of the process and hypotheses. *Annales Zoologici Fennici*, **32**, 47-54.

- McArthur, K.L. (1981) Factors contributing to effectiveness of black bear transplants. *Journal of Wildlife Management*, **45**, 102-110.
- Mellen, J.D. (1992) Effects of early rearing experience on subsequent adult sexual behavior using domestic cats (*Felis catus*) as a model for exotic small felids. *Zoo Biology*, **11**, 17-32.
- Merrill, T., Mattson, D.J., Wright, R.G. y Quigley, H.B. (1999) Defining landscapes suitable for restoration of grizzly bears *Ursus arctos* in Idaho. *Biological Conservation*, **87**, 231-248.
- Miller, B., Biggins, D., Wemmer, C., Powell, R., Calvo, L., Hanebury, L. y Wharton, T. (1990) Development of survival skills in captive-raised siberian polecats (*Mustela eversmanni*) II: Predator avoidance. *Journal of Ethology*, **8**, 95-104.
- Miller, S.D. y Ballard, W.B. (1982) Homing of transplanted Alaskan brown bears. *Journal of Wildlife Management*, **46**, 869-876.
- Molinari, P. (1998) The lynx in the Italian south-eastern Alps. *Hystrix*, **10**, 55-64.
- Moore, D.E. y Smith, R. (1991) The red wolf as a model for carnivore re-introductions. *Symposia of the Zoological Society of London*, **62**, 263-278.
- Moutou, F. (1995) Re-introducing the brown bear (*Ursus arctos*) in the Pyrenees, France. *Re-introduction News*, **11**, 15.
- Nature Conservation Foundation Lutreola (2002) European mink – Biology and Conservation. <http://www.lutreola.ee>. Última consulta: 30-4-02.
- Negro, J.J. y Torres, M.J. (1999) Genetic variability and differentiation of two bearded vulture *Gypaetus barbatus* populations and implications for reintroduction projects. *Biological Conservation*, **87**, 249-254.
- Nowell, K. y Jackson, P. (1996) *Wild cats. Status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Oliver, W.R.L. (1985) The Jamaican hutia or Indian coney (*Geocapromys brownii*) – A model programme for captive breeding and re-introduction? *Proceedings of the Symposia of the Association of British Wild Animal Keepers*, **10**, 35-52.
- Palazón, S., Alonso, M., Pomarol, M., Ruiz-Olmo, J. y Quenette, P. (2002) Reintroducción del oso pardo en los Pirineos: ¿éxito o fracaso? *Quercus*, **191**, 14-20.
- Palomares, F. (2001) Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 9-18.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Calzada, J., Revilla, E., Fedriani, J.M., Fernández, N., Conradi, S., Ayala, J., Rivi-lla, J.C., Quintero, M.C., Fernández, A., Barrios, L. y Asistencias Técnicas Clave S.L. (1997) *Modelo de hábitat en los corre-*

dores utilizados para la dispersión por el lince ibérico, y finalización y unificación de la base de datos del inventario de fincas con presencia de la especie en Cádiz y Granada. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J. y Revilla, E. (2000) Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal and postdispersal habitats. *Conservation Biology*, **14**, 809-818.

Palomares, F., Delibes, M., Godoy, J.A., Píriz, A., Revilla, E., Ruiz, G., Rivilla, J.C. y Conradi, S. (1999) *Determinación de la presencia y tamaño poblacional del lince ibérico usando técnicas moleculares y un sistema de información geográfico*. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J. y Fedriani, J.M. (2001) Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monographs*, **148**, 1-36.

Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J.M. y 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. y 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**, 295-305.

Palomares, F., Godoy, J.A., Píriz, A., O'Brien, S.J. y Johnson, W.E. (2002) Fecal genetic analysis to determine the presence and distribution of elusive carnivores: design and feasibility for the Iberian lynx. *Molecular Ecology*, **11**, 2171-2181.

Palomares, F., Rodríguez, A., Laffitte, R. y 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.

Papi, F., ed. (1992) *Animal homing*. Chapman & Hall, London.

Ragni, B., Possenti, M., Mayr, S., Carrer, M., Zangrando, E., Catello, M., Dorigatti, E., di Lorenzo, M., Mosca, A., Fattor, M. y Lombardi, G. (1998) The lynx in the Italian Alps. *Hystrix*, **10**, 31-38.

Reading, R.P. y Clark, T.W. (1996) Carnivore reintroductions: an interdisciplinary examination. Pp. 296-336, en: J. L. Gittleman (ed.), *Carnivore behavior, ecology, and evolution. Volume 2*. Cornell Univ. Press, Ithaca, New York.

Reading, R.P., Clark, T.W., Seebeck, J.H. y Pearce, J. (1996) Habitat suitability index model for the eastern barred bandicoot, *Perameles gunnii*. *Wildlife Research*, **23**, 221-235.

Reading, R.P., Clark, T.W. y Griffith, B. (1997) The influence of valuations and organizational considerations on the success of rare species translocations. *Biological Conservation*, **79**, 217-225.

Reed, J.M. y Dobson, A.P. (1993) Behavioural constraints and conservation biology: conspecific attraction and recruitment. *Trends in Ecology and Evolution*, **8**, 253-256.

Reed, J.Z., Tollit, D.J., Thompson, P.M. y Amos, W. (1997) Molecular scatology: the use of molecular genetic analysis to assign species, sex and individual identity to seal faeces. *Molecular Ecology*, **6**, 225-234.

Rhodes, C.J., Atkinson, R.P., Anderson, R.M. y Macdonald, D.W. (1998) Rabies in Zimbabwe: reservoir dogs and the implications for disease control. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, **353**, 999-1010.

Rocky Mountain Animal Defense (2002) The Colorado Division of Wildlife's ill-conceived lynx reintroduction program. A fact sheet. <http://rmad.org/lynxfact.html>. Última consulta: 19-4-02.

Rodríguez, A. (1995) First steps in captive breeding and re-introduction of Iberian lynx in Spain. *Re-introduction News*, **11**, 14-15.

Rodríguez, A. (1997) *Fragmentación de poblaciones y conservación de carnívoros*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Rodríguez, A., Barrios, L. y Delibes, M. (1995) Experimental release of an Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Biodiversity and Conservation*, **4**, 382-394.

Rodríguez, A. y Delibes, M. (1990) *El lince ibérico (Lynx pardina) en España. Distribución y problemas de conservación*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.

Rodríguez, A. y Delibes, M. (1992) Current range and status of the Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824 in Spain. *Biological Conservation*, **61**, 189-196.

Rodríguez, A. y Delibes, M. (2002) Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, **25**, 314-328.

Rodríguez, A. y Delibes, M. (2003) Population fragmentation and extinction in the Iberian lynx. *Biological Conservation*, **109**, 321-331.

Rodríguez, A., Delibes, M. y Ferreras, P. (2000) On recent actions undertaken for the conservation of the Iberian lynx. Pp. 85-87, en: Report of the Group of Experts on Conservation of Large Carnivores. Document T-PVS (2000) 33. Council of Europe, Strasbourg.

Rodríguez, A., Vargas, A. y Delibes, M. (2001) Elementos para elaborar una estrategia nacional para la conservación del lince ibérico. Pp. 433-445, en: J. Camprodon y E. Plana (eds.), *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona.

Roelke-Parker, M.E., Munson, L., Packer, C., Kock, R., Cleaveland, S., Carpenter, M., O'Brien, S.J., Pospischil, A., Hofmann-Lehmann, R., Lutz, H., Mwamengele, G.L., Mgas, M.N., Machange, G.A., Summers, B.A. y Appel, M.J. (1996) A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions (*Panthera leo*). *Nature*, **379**, 441-445.

- Rogers, L.L. (1988) Homing tendencies of large mammals: a review. Pp. 76-92, en: L. Nielsen y R.D. Brown (eds.), *Translocation of wild animals*. The Wisconsin Human Society, Inc. and the Caesar Kleberg Research Institute. Milwaukee, Wisconsin.
- Russell, W.C., Thorne, E.T., Oakleaf, R. y Ballou, J.D. (1994) The genetic basis of black-footed ferret reintroduction. *Conservation Biology*, **8**, 263-266.
- Saavedra, D. y Sargatal, J. (1998) Reintroduction of the otter (*Lutra lutra*) in northeast Spain (Girona province). *Galemys*, **10**, 191-199.
- Sánchez, J. (1885) *Catálogo de los mamíferos y aves observados en la provincia de Granada*. Real Sociedad Económica de Granada, Granada.
- Sánchez, J.L., Molina, J., Samblás, F.J. y Virgós, E. (1998) Nuevos datos sobre las poblaciones de lince ibérico *Lynx pardinus* (Temminck, 1827) en el sur de la provincia de Jaén (sur de España). *Galemys*, **10** (nº especial), 121-127.
- Scheepers, J.L. y Venzke, K.A. (1995) Attempts to reintroduce African wild dogs *Lycaon pictus* into Etosha National Park, Namibia. *South African Journal of Wildlife Research*, **25**, 138-140.
- Scott-Brown, J.M., Herrero, S. y Mamo, C. (1986) *Monitoring of released swift foxes in Alberta and Saskatchewan*. Informe inédito. Canadian Fish and Wildlife Service.
- Serfass, T.L., Brooks, R.P., Novak, J.M., Johns, P.E. y Rhodes, O.E. (1998) Genetic variation among populations of river otters in North America: Considerations for reintroduction projects. *Journal of Mammalogy*, **79**, 736-746.
- Serfass, T.L., Brooks, R.P. y Rymon, L.M. (1993) Evidence of long-term survival and reproduction by translocated river otters, *Lutra canadensis*. *Canadian Field-Naturalist*, **107**, 59-63.
- Servheen, C., Kasworm, W.F. y Thier, T.J. (1995) Transplanting grizzly bears *Ursus arctos horribilis* as a management tool. Result from the Cabinet Mountains, Montana, USA. *Biological Conservation*, **71**, 261-268.
- Shepherdson, D. (1994) The role of environmental enrichment in the captive breeding and reintroduction of endangered species. Pp. 167-177, en: P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feistner (eds.), *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall, London.
- Shields, W.M. (1993) The natural and unnatural history of inbreeding and outbreeding. Pp. 143-169, en: N.W. Thornhill (ed.), *The natural history of inbreeding and outbreeding*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Short, J., Bradshaw, S.D., Giles, J., Prince, R.I.T. y Wilson, G.R. (1992) Reintroduction of macropods (Marsupialia: Macropodoidea) in Australia. *Biological Conservation*, **62**, 189-204.

Sillero-Zubiri, C. y Laurenson, M.K. (2001) Interactions between carnivores and local communities: conflict or co-existence? Pp. 282-312, en: J.L. Gittleman, S.M. Funk, D. Macdonald y R.K. Wayne (eds.), *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Sjöåsen, T. (1996) Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced European otters *Lutra lutra* in Sweden. *Biological Conservation*, **76**, 161-165.

Sjöåsen, T. (1997) Movements and establishment of reintroduced European otters *Lutra lutra*. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 1070-1080.

Smith, K.G. y Clark, J.D. (1994) Black bears in Arkansas: characteristics of a successful translocation. *Journal of Mammalogy*, **75**, 309-320.

Southgate, R. y Possingham, H. (1995) Modelling the reintroduction of the greater bilby *Macrotis lagotis* using the meta-population model analysis of the likelihood of extinction (ALEX). *Biological Conservation*, **73**, 151-160.

Stahl, P. y Vandel, J.M. (1998) Distribution of the lynx in the French Alps. *Hystrix*, **10**, 3-15.

Stanley Price, M.R. (1989) *Animal re-introductions: the Arabian oryx in Oman*. Cambridge University Press, Cambridge.

Stanley Price, M.R. (1991) A review of mammal re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SSC. *Symposia of the Zoological Society of London*, **62**, 9-25.

Storfer, A. (1999) Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. *Biological Conservation*, **87**, 173-180.

Stromberg, M.R. y Boyce, M.S. (1986) Systematics and conservation of the swift fox, *Vulpes velox*, in North America. *Biological Conservation*, **35**, 97-110.

Stuart, S.N. (1991) Re-introductions: to what extent are they needed? *Symposia of the Zoological Society of London*, **62**, 27-37.

Taberlet, P. y Bouvet, J. (1994) Mitochondrial DNA polymorphism, phylogeography, and conservation genetics of the brown bear *Ursus arctos* in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, **255**, 195-200.

Taberlet, P., Luikart, G. y Geffen, E. (2001) New methods for obtaining and analyzing genetic data from free-ranging carnivores. Pp. 313-334, en: J.L. Gittleman, S.M. Funk, D. Macdonald y R.K. Wayne (eds.), *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Temminck, C.J. (1827) *Monographies de Mammalogie ou description de quelques genres de Mammifères, dont les espèces ont été observées dans les différents musées de l'Europe*. Tome premier. G. Dufour et E. D'Ocagne, Paris.

Templeton, A.R. (1986) Coadaptation and outbreeding depression. Pp. 105-116, en: M.E. Soulé (ed.), *Conservation Biology. The science of the scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

United States Fish and Wildlife Service (1996) *Reintroduction of the Mexican wolf within its historic range in the southwestern U.S. – Final Environmental Impact Assessment*. Department of the Interior, Albuquerque, New Mexico.

Valverde, J.A. (1963) *Información sobre el lince español*. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, Madrid.

van Ewijk, K.Y., Knol, A.P. y de Jong, R.C. (1997) An otter PVA as a preparation of a reintroduction experiment in the Netherlands. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **62**, 238-242.

Vargas, A. (2000) Propuesta de plan de cría en cautividad del lince ibérico. Tercer borrador. Documento inédito. Secretaría General de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

Vargas, A. y Anderson, S.H. (1999) Effects of experience and cage enrichment on predatory skills of black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Journal of Mammalogy*, **80**, 263-269.

Vargas, A. y Heredia, B. (2001) Captive breeding plan for the critically-endangered Iberian lynx. *Cat News*, **34**, 24-26.

Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C. y Lucientes, J. (1995) Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, **59**, 651-659.

Wasser, S.K., Houston, C.S., Koehler, G.M., Cadd, G.G. y Fain, S.R. (1997) Techniques for application of faecal DNA methods to field studies of Ursids. *Molecular Ecology*, **6**, 1091-1097.

Wemmer, C. y Sunquist, M. (1988) Felid reintroductions: economic and energetic considerations. Pp. 193-205, en: H. Freeman (ed.), *Proceedings of the Fifth International Snow Leopard Symposium*. International Snow Leopard Trust and Wildlife Institute of India.

Wiegand, T., Revilla, E. y Knauer, F. (2002) Reducing uncertainty in spatially explicit population models. *Biodiversity and Conservation*, en prensa.

Wolf, C.M., Garland, T. y Griffith, B. (1998) Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation*, **86**, 243-255.

Wolf, C.M., Griffith, B., Reed, C. y Temple, S.A. (1996) Avian and mammalian translocations: Update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, **10**, 1142-1154.

Yalden, D.W. (1993) The problems of reintroducing carnivores. *Symposia of the Zoological Society of London*, **65**, 289-306.



## agradecimientos

A Luis Barrios, que recopiló los datos de campo y elaboró la revisión de la situación del lince en Cádiz incluida en el informe dirigido por F. Palomares para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en 1997. A Fernando Hiraldo, director de la Estación Biológica de Doñana, que ha contribuido a impulsar la publicación del presente informe. A todos nuestros compañeros en el estudio científico del lince ibérico y, en general, a todas las personas, colectivos e instituciones que se esfuerzan por realizar una labor coordinada en favor de la conservación de la especie.

El presente documento recoge los resultados de una investigación realizada en el marco del convenio entre GIASA y la Estación Biológica de Doñana-CSIC, en relación con el Proyecto de Medidas Compensatorias correspondientes a la Autovía A-381 Jerez-Los Barrios.





