

LAS TRANSLOCACIONES (INTRODUCCIONES Y REINTRODUCCIONES) DE ESPECIES CINEGÉTICAS Y SUS EFECTOS MEDIOAMBIENTALES

RAMÓN C. SORIGUER¹, FRANCISCO J. MÁRQUEZ¹ Y JESÚS M. PÉREZ²

1.- Especies Cinegéticas y Plaga. Estación Biológica de Doñana. C.S.I.C. Apartado 1056. Sevilla 41013

E-mail: soriguer@ebd.csic.es

2.- Depto de Biología Animal, Vegetal y Ecología. Univ. Jaén. Paraje las Lagunillas, s/n. Jaén 23071

ANTECEDENTES HISTÓRICOS

La introducción o la reintroducción de especies es un proceso tan antiguo como la propia historia del hombre. Algunos autores (ver p. ej. Gilbert y Dodds, 1992) recogen la liberación de animales del arca de Noé como una de las primeras referencias de introducción de aves y mamíferos. Sin embargo, es con el cambio de costumbres y la estabilización de las civilizaciones prehistóricas (con el asentamiento de las primeras comunidades agrícolas, la domesticación de grandes herbívoros y los primeros pasos de la ganadería) cuando se puede considerar que se inicia el punto de partida de las introducciones de especies. Es por lo tanto un proceso que está estrechamente vinculado a las actividades y desplazamientos humanos. Es también bajo esta misma situación, cuando y como comenzaron a gestarse las primeras extinciones determinadas por el hombre y con ellas también el primer peldaño de las reintroducciones.

En la historia reciente, encontramos ejemplos bien documentados que ilustran la irregular distribución de éxitos y fracasos. En el primer caso tenemos el ejemplo de la introducción del Oryx en Omán (Stancey-Price 1989) o, más próximo a nosotros, como la de los íbices en los Alpes. En el segundo tenemos la de los renos en la Isla de Matthews (Klein 1968, 1987). En 1944 se introdujeron en esta isla del mar de Bering, de algo más de 300 km², 29 renos (*Rangifer tarandus*). A partir del grupo original de 24 hembras y 5 machos, en 1963 se contabilizaban ya cerca de 6000 ejemplares. En el invierno siguiente, se produjo una mortalidad masiva, a la que sobrevivieron sólo 42 individuos: todas hembras excepto un macho aparentemente estéril. Estos animales acabaron muriendo tras agotar los líquenes de la isla. Más de dos décadas después del colapso de la población de renos sólo se había recuperado aproximadamente el 10% de la cobertura de líquenes.

CONCEPTOS Y BASES DE UNA TRANSLOCACIÓN

Todas las introducciones, reintroducciones y reforzamientos de especies animales y vegetales se encuentran reguladas por normas establecidas por distintos organismos internacionales entre los que destacan: WWF (World Wildlife Fund) y IUCN (International Union Conservation Nature) en: Translocation of living animals position statement. Además, la UICN constituyó, hace ya más de una década, una comisión dedicada exclusivamente a la regulación de la reintroducción de especies (IUCN Species Survival Commision).

Se entiende por el término reintroducción «el movimiento intencionado de un organismo a una parte de su área nativa de la cual ha desaparecido o ha sido extraído en tiempos históricos como resultado de las actividades humanas o catástrofes naturales (IUCN 1987). Cualquier actividad que suponga la suelta de animales en libertad en un área determinada debería estar sujeta a unas normas o criterios generales recogidos en el manifiesto sobre reintroducción de animales de la WWF (1976), entre los que destacan los siguientes:

- a.- Debe realizarse previamente un estudio intensivo tanto ecológico como socioeconómico de la especie así como del área destinada a la suelta, considerando las condiciones ambientales pasadas y presentes y los cambios futuros previsibles, así como los motivos subyacentes a dicha actividad.
- b.- La suelta no debe suponer perturbaciones del ecosistema ni de ninguna especie integrante del mismo.
- c.- Se debe diseñar cuidadosamente el programa de captura, transporte y suelta, ajustándose a las necesidades individuales de las especies involucradas y de las poblaciones de procedencia.
- d.- Debe realizarse un plan de emergencia para interrumpir el programa de suelta si las predicciones iniciales no se cumplen satisfactoriamente.
- e.- Todas las decisiones deben de estar bajo supervisión científica y deben adaptarse a las condiciones socioeconómicas del entorno.

Además, y según este mismo manifiesto, las reintroducciones deben estar fundamentadas en dos criterios básicos:

- 1.- Los animales reintroducidos deben ser de la variedad (genética) más similar a la población original.
- 2.- Las causas originarias de la extinción en el área a considerar, deben estar bajo control o eliminadas. También deben quedar satisfechos los requerimientos ecológicos de las especies que se reintroducen.

Hay que tener en cuenta, por otra parte, que una posible reintroducción siempre debe ser prioritaria sobre cualquier introducción: sólo cuando el hábitat de una

especie ha sido completamente eliminado, en el caso de mantener «*ex situ*» ejemplares de animales de dicha especie, sería planteable su introducción en hábitat subóptimos respecto al original. De forma general, debería de evitarse la introducción de especies exóticas. El proceso de establecimiento de una población animal en un área dentro de su hábitat silvestre original, debe llevarse a cabo teniendo en cuenta además otros criterios adicionales y relativos al área y especies concretas involucradas en el proceso como son: el número de ejemplares a soltar, la época de suelta, lugar concreto de suelta, comportamiento social, requerimientos espaciales, hábitos alimenticios, y un plan de seguimiento de la población (ver Gilbert y Dodds, 1992 para más detalles).

ASPECTOS TEÓRICOS DE LA DINÁMICA POBLACIONAL: LA EXTINCIÓN PREVIA COMO BASE DE LA REINTRODUCCIÓN

En este apartado pretendemos explicar de una forma simple el proceso por el cual una población se extingue.

Imaginemos una población (o conjunto de individuos) A de una especie B en un área determinada C. En función del comportamiento de la especie (sedentaria/migrante), de su natalidad (N), de su mortalidad (M) y del número inicial de individuos (N₀), en un período de tiempo t habrá N_t individuos:

$$N_t = N_0 + \text{Nacen} - \text{Mueren} + \text{Inmigran} - \text{Emigran}$$

Si la Inmigración = Emigración o ambos son cero (p. ej. especie sedentaria) y el número de animales que nacen es igual al que mueren (N = M), entonces no hay crecimiento ni descenso poblacional. La población se encontraría en una situación de equilibrio.

Por el contrario, si el número de animales que emigran y/o mueren es mayor que los que llegan de nuevo de fuera o nacen, entonces $N_t < N_0$. Bajo esta situación tiene lugar un descenso poblacional. Si esta tendencia se continua en el tiempo y durante generaciones, llegará un momento en que la población en cuestión se extinga. A la extinción se llega por: baja natalidad, alta mortalidad (o ambas), por baja inmigración, alta emigración o por la concurrencia mas desfavorable de cualquier conjunto de estos cuatro parámetros poblacionales.

Aplicando las normas de las translocaciones del apartado anterior, el paso inicial, ante una situación de extinción, sería: llevar a cabo un estudio y/o análisis exhaustivo para delimitar la(s) causa(s) subyacentes que han llevado a esta población a su extinción. Con frecuencia, y basándonos en la información ya publicada, podemos anticipar que las causas no siempre resultan evidentes y con frecuencia aparecen asociados una serie de factores que pueden estar actuando más o menos

directamente o de forma sinérgica. Incluso se pueden dar mecanismos de retroalimentación (cadenas de extinción) cuando convergen situaciones de índole genética y demográfica, generalmente cuando las poblaciones se encuentran bajo el umbral de viabilidad (Población Mínima Viable -MPV-).

**LISTA PROVISIONAL DE CAUSAS QUE PROVOCAN EXTINCIONES O
FALTA DE VIABILIDAD DE LAS POBLACIONES**

Las causas que pueden amenazar la viabilidad de una población son muy diversas y con frecuencia algunas pasan desapercibidas o son poco conocidas. En este apartado, hemos querido recoger un amplio muestrario de ellas:

- 1.- Alteración y destrucción de sus hábitat: (p. ej. lince ibérico, rata de agua). Reducción de la superficie o de sus presas (p. ej. lince ibérico). Fragmentación (p. ej. lince ibérico, lobo, oso). Inadecuación (p. ej. las liebres ante la inundación de las zonas marismas).
- 2.- Elevada tasa de extracción de individuos con fines comerciales (p. ej. algunas poblaciones de carnívoros, focas, ballenas, rinocerontes, elefantes, etc.).
- 3.- Elevada tasa de extracción de individuos con fines cinegético/deportivos (p. ej. algunas especies de ciervos, antílopes, aves migratorias, perdices, etc.).
- 4.- Factores estocásticos en general: Estrés ambiental (p. ej. las derivadas de las perturbaciones bioclimáticas como las sequías prolongadas, inundaciones, etc.).
- 5.- Tóxicos: Residuos Industriales (contaminación, polución). Efectos mutágenos en las poblaciones de ratones, algunos ungulados (metales pesados), invertebrados y plantas acuáticas, etc.- Residuos Agrícolas (biocidas). P. ej. sobre las especies cinegéticas y las aves migratorias e insectívoras.
- 6.- Parasitosis. Son bien conocidas las dramáticas mortalidades ocasionadas por el ácaro de la sarna sobre las poblaciones de ungulados silvestres: Cabra Montés, Rebeco, Íbice Alpino, etc.
- 7.- Enfermedades infectocontagiosas.
 - Enfermedades bacterianas. En este apartado la lista sería muy extensa y recomendamos los libros y manuales de enfermedades infectocontagiosas.
 - Virosis/virasis. Es un caso parecido al anterior pero por su gran difusión, limitado conocimiento y gran impacto ecológico se ha considerado oportuno poner como ejemplo a la mixomatosis y a la enfermedad vírica del conejo.
- 8.- Estructura genética inadecuada (y su consiguiente pérdida de capacidad adaptativa): En realidad no son causas primarias sino más bien consecuencias de procesos degradativos anteriores. Son ejemplos bien conocidos: los guepardos en África, numerosas especies mantenidas en cautividad, poblaciones reintroducidas a partir de un bajo número de ejemplares, poblaciones confinadas (cercas), etc.

- Efecto fundador.
- Cuellos de botella.
- Introducción de material genético foráneo. Por ejemplo la introducción de ciervos y corzos de origen centroeuropeo en España.

A continuación, enumeramos otras causas que, aunque aparentemente pueden parecer responsables finales de algunas extinciones, en realidad podrían ser solo una expresión o paso intermedio de algunas de las causas anteriormente descritas.

- Estructura social: Estructura y tamaño de grupos inapropiados. P. ej. se ha observado en algunas especies de primates. - Estructura de sexos, edades y reproductiva inadecuadas. P. ej. en primates y en ungulados en cautividad o en superficies confinadas.
- Tamaño poblacional menor del mínimo viable: desgraciadamente comienza a afectar cada vez a más especies.
- Desarrollo industrial/urbanístico. P. ej. las tortugas moras, camaleones, etc.
- Desarrollo agrícola y ganadero. P. ej. todos los derivados de las pérdidas de hábitat naturales y/o de la acción directa de los metabolitos agrícolas. P. ej.: mamíferos insectívoros.— Sobrepastoreo y ramoneo. P. ej.: el efecto de las altas densidades de ungulados silvestres y domésticos. — Domesticación. Generando procesos de erosión genética por la introducción de material genético empobrecido.
- Inadecuadas estrategias de aprovechamiento/manejo. P. ej. los que se derivaron en el principio del manejo de algunas especies en medios desérticos. También se ha observado para algunas rapaces.
- Alto costo económico de los planes de conservación.
- Complejidad administrativa y legal.

OBJETIVOS DE LAS INTRODUCCIONES Y REINTRODUCCIONES

Tanto las introducciones como las reintroducciones, son una herramienta de conservación y no un fin en sí mismas.

Los objetivos que se persiguen cuando se lleva a cabo una medida de este tipo son:

- Recuperación de una especie en un hábitat/zona o territorio donde no estaba (introducción) o se ha extinguido (reintroducción).
- Recuperación de hábitat. El objetivo no es una especie en concreto sino un conjunto de ellas.
- Incremento de los tamaños poblacionales (reforzamientos poblacionales).
- Control biológico de especies.
- Mejora genética.
- Interconexión de núcleos aislados.

Adicionalmente, y por motivos distintos destacan por su importancia:

- Deporte/Caza.
- Paisaje.

LA FAUNA CINEGÉTICA Y LAS TRANSLOCACIONES

Hasta aquí, algunos de los fundamentos y aspectos básicos de las introducciones y reintroducciones de especies. Veamos a continuación algunos ejemplos referidos a las especies ibéricas de interés cinegético.

1.- Muflón (*Ovis orientalis* / *O. musimon*)

Es una especie antaño distribuida en la zona mediterránea y extinguida prácticamente de toda Europa. La recuperación de la especie a partir de algunos ejemplares de Córcega, ha permitido su reintroducción en numerosos países europeos. En la actualidad presenta un estatus favorable. En España, también ha tenido lugar, prácticamente en la mayoría de la cadenas montañosas y numerosas comunidades: Galicia, Castilla la Mancha, Cataluña, Valencia, Murcia, Andalucía, Extremadura, Madrid, Canarias y los recientes intentos en las Islas Baleares.

La introducción del muflón en Canarias (nunca existió antes en las islas) adquiere unos rasgos particularmente interesantes de analizar. Se introdujo en una isla (Tenerife), muy montañosa, de abruptas pendientes y enclavada en una región biogeográfica singular (Macaronésica). La introducción del muflón y su posterior incremento poblacional ha generado una gran preocupación debida a su expansión y aumento de sus efectivos, con el elevado riesgo que lleva asociado por el hábito de consumo de endemismos vegetales por parte de este herbívoro. Según Piñero y Luengo (1987), el 85% de la dieta del muflón en Tenerife está constituido por endemismos, algunos de los cuales están amenazados de extinción.

La introducción en Cazorla plantea, una problemática similar: considerable impacto sobre la flora endémica y contribución al sobrepastoreo. Si analizamos la evolución histórica de la población se puede observar como a partir del grupo(s) de animales introducidos (menos de una decena), en sólo treinta años, la población ha alcanzado un tamaño poblacional de más de 3500 ejemplares (un gran número de individuos para tan sólo una decena de progenitores). Los estudios preliminares sobre su polimorfismo genético confirman una baja diversidad genética. Por otra parte, la presencia de determinados rasgos fenotípicos evidencia la aparición de problemas degenerativos derivados de los procesos endogámicos.

2.- Gamo (*Dama dama*)

La historia de sus introducciones y reintroducciones es muy similar a la de la especie precedente. La diferencia principal estriba en su origen mediterráneo y en la probable (antigua) presencia de esta especie en la Península Ibérica, por lo que su situación actual (en caso de confirmarse su presencia previa) sería el resultado de una antigua extinción. Si esta procedencia se confirma, sería un caso de reintroducción. Como consecuencia de la falta de un programa de reintroducción: bajo número de ejemplares, áreas cerradas, escaso número de poblaciones donantes, estructuras genéticas desconocidas, plan de manejo inexistente, etc., el riesgo derivado de los procesos endogámicos, (p ej. deriva genética, etc.) es particularmente elevado. La alta capacidad adaptativa y alta tasa de crecimiento poblacional de la especie, determinan que sus poblaciones alcancen con frecuencia tamaños poblacionales y densidades preocupantes, produciendo situaciones de sobrepastoreo y alta incidencia de parásitos y enfermedades, con el consiguiente riesgo de amenaza para otras especies.

3.- Ciervo (*Cervus elaphus*)

El ciervo es una de las especies cinegéticas insignia en España. Su historia reciente nos dice que sus poblaciones, a principios del presente siglo estaban reducidas a sólo algunas áreas del sur de la Península Ibérica. Estudios paleontológicos recientes indican que los restos fósiles de ciervo encontrados en las excavaciones arqueológicas evidencian una amplia distribución geográfica de esta especie en el pasado. La gran reducción numérica y geográfica sufrida por esta especie en el pasado reciente, contrasta con la expansión actual de la misma. Esta última expansión se caracteriza por:

- Proceder de un bajo número de ejemplares: de aquellos que quedaron relictos en la Bética y en los Montes de Toledo.
- La mayoría de los ejemplares que actualmente se encuentran en España, fuera de estas áreas, podrían proceder de muy pocos parentales.
- Con más frecuencia de la deseada, se procedió y se procede a la introducción de material genético alóctono: p. ej. ciervos centroeuropeos.

El Ciervo Rojo Mediterráneo, está considerado por los especialistas de la IUCN como una subespecie diferente y en 1991 esta institución recomendaba a las autoridades españolas que tomaran medidas para su protección. Esta protección no consiste solo en la tradicional veda, sino en el control de la entrada de material genético contaminante que pueda dar lugar a la pérdida de identidad de nuestros pequeños ciervos mediterráneos, además de llevar a cabo programas racionales que eviten la erosión genética por la entrada de dicho material (Soriguer et al 1994).

Adicionalmente, la expansión artificial del ciervo, además de amenazar a su propia especie y a los hábitats en que vive (por las grandes superpoblaciones) está poniendo en peligro a otros ungulados silvestres, como es el caso del corzo en el sur de España (Sierra Morena y Sierras de Cádiz y Málaga). Este riesgo de amenaza es extensible a otras áreas geográficas (Galicia, Cornisa Cantábrica, Pirineos, etc.) por los efectos derivados de la superpoblación y el manejo inadecuado.

4. Corzo (*Capreolus capreolus*)

La situación de esta especie es particularmente interesante. Mientras en el centro, norte de España y prácticamente toda Europa está en clara expansión, en el sur de España está amenazada. Las poblaciones de Cádiz y Málaga han pasado por situaciones complicadas y aún no tienen su futuro nada claro. Las de Sierra Morena oriental se encuentran en grave riesgo de desaparición. Las amenazas proceden de la afluencia masiva y mal estado sanitario de las cabañas ganaderas y por sobreabundancia de las poblaciones locales de ciervos translocados y/o de reciente colonización. Las medidas tomadas en la década de los 70 y los 80: mejora del estado sanitario de la cabaña ganadera, control de poblaciones de ciervos, veda parcial para la especie, planes de reintroducción en Cazorla, Málaga y Sierra Morena Occidental, han sido parcial o desigualmente llevadas a cabo (Braza et al 1994).

5.- Cabra Montés (*Capra pyrenaica*)

Es la especie cinegética de caza mayor más emblemática de nuestra fauna. Su carácter endémico y su elevado rango en los ambientes cinegéticos internacionales, ha generado un excepcional interés internacional por esta especie (bien para su reintroducción en Portugal y Francia, bien por su interés como trofeo). El reconocimiento de las diferentes subespecies y ecotipos aún la hace más atractiva.

Un estudio retrospectivo de sus poblaciones nos informa que la mayoría de sus poblaciones, en algún momento de su historia reciente, han visto reducido sus tamaños poblaciones a algunos pocos ejemplares. Además, el carácter insular (islas de montaña) que presenta la distribución de la especie, ha facilitado e inducido las actuaciones del tipo de las translocaciones y/o reforzamientos poblacionales.

El éxito en la protección de esta especie ha motivado una serie de hechos:

- La expansión de su área de distribución.
- La aparición de superpoblaciones locales (Beceite, Cazorla, Ronda, Sierra Nevada).
- La aparición de mortalidades catastróficas (Cazorla, Ronda, Mágina) por sarcoptidosis y patologías asociadas.

El análisis de los vaivenes sufridos por estas poblaciones, pasando por varios

procesos de «cuellos de botella» (con la consiguiente pérdida de variabilidad genética que esto conlleva), seguidos de superpoblaciones (llegando a poner en riesgo la viabilidad de la propia especie así como de las plantas y herbívoros que con ellos conviven), junto con el estudio biológico exhaustivo de sus poblaciones permitió anticipar con más de 7 años de antelación, el riesgo de alta mortalidad en que se encontraban algunas de sus poblaciones. En efecto, las primeras recomendaciones y advertencias de la problemática registrada en Cazorla fueron hechas en 1982. En esta población, y con un tamaño poblacional estimado de más de 10.000 cabras monteses, en 1989, se observaron algunos casos de mortalidad por sarcoptidosis o patologías asociadas. Un año y medio después la población de Cazorla había quedado reducida a menos de 300 ejemplares. Estudios históricos y genéticos previos habían mostrado la debilidad de esta población (Fandos 1991, Ruiz Martínez et al 1996).

6.- Arruí (*Ammotragus lervia*)

Es una especie de origen norteafricano que ha sido introducida en España en Sierra Espuña (Murcia) en la década de los 60 y en la isla de la Palma, Caldera de Taburiente (Canarias) en 1972. En ambos parques, las introducciones han tenido éxito. En este último, de carácter insular, dotado de una rica y variada flora endémica, la dieta del arruí está constituida por un elevado porcentaje de especies endémicas (Luengo y Piñero 1987).

Una situación análoga a ésta es la que ocurre con la población de Sierra Espuña. Además, el carácter montañoso del entorno ha facilitado que la especie colonice de forma natural áreas vecinas, encontrándose hoy en día en el norte de la provincia de Almería y muy próximo a la de Granada.

7.- Perdiz (*Alectoris rufa*)

En los ejemplos anteriores hemos mostrado el efecto que la pérdida de variabilidad genética podía generar en las poblaciones, evidenciando su importancia. Con este ejemplo pretendemos poner de manifiesto el caso contrario, el efecto de la inclusión de material genético de otras especies con la consiguiente pérdida de identidad específica.

Es ampliamente conocida la cada vez más extendida costumbre de «soltar perdices para repoblar». Independientemente de su uso posterior, la realidad es que estas perdices rojas que se sueltan, con frecuencia son híbridos de perdiz roja y alguna otra especie de perdiz (p. ej. chukar o bárbara) o bien proceden de reservorios genéticos empobrecidos. El resultado es la incorporación de material genético de

otra especie (o muy empobrecido) en las poblaciones de perdices rojas autóctonas, con la consiguiente pérdida de identidad específica y por lo tanto amenazando a la especie con un proceso de erosión genética.

8.- El Conejo de Campo (*Oryctolagus cuniculus*)

Hemos dejado para el final a esta especie porque nos va a permitir incorporar nuevos elementos al tema y por lo tanto un paso más en la complejidad de los sistemas biológicos y en la historia de las reintroducciones.

Uno de los pilares básicos de la genética de poblaciones es que cada individuo, gracias a la recombinación, es diferente de otro y que estas diferencias tienen una base hereditaria. En general, hay cierta tendencia a considerar las diferencias que afectan a los caracteres morfológicos, es decir aquellas que vemos con nuestros propios ojos. Sin embargo, hay otros aspectos mucho más importantes y trascendentales, no detectables a simple vista, que están también contenidos en la información genética y que pueden determinar en gran medida la supervivencia. Veamos algún ejemplo. Dos hermanos o incluso dos mellizos (aparentemente idénticos) pueden tener diferente sensibilidad o capacidad de defensa ante una misma enfermedad. En la era moderna de los trasplantes es frecuente escuchar cómo hay limitaciones («rechazos») a órganos procedentes de otras personas, incluso si éstas son familiares muy próximos. Estas «diferencias» son el resultado de la expresión genética de cada persona.

Como quiera que una población animal la constituyen un conjunto de individuos de la misma especie y, como acabamos de ver, los individuos tienden a ser diferentes unos de otros, tanto fenotípica (lo que vemos de ellos) como genotípicamente (en su información genética), el futuro de cualquier especie va a venir determinado por la variación en sus individuos.

Las consecuencias del manejo de las poblaciones

En el caso del conejo, los numerosos estudios llevados a cabo entre 1989 y 1997 nos han informado sobre su «polimorfismo genético» (cómo son de diferentes o parecidos unos conejos y otros), tanto dentro de una población como entre diferentes poblaciones. Mediante diversos procedimientos moleculares se ha estudiado el polimorfismo de la Ig (Inmunoglobulina). Cuando se analizaron las poblaciones de conejos de Andalucía (Las Lomas, Benalup de Sidonia, Cádiz), Portugal, Azores, Australia, Gran Bretaña, Centro Europa, Francia, diversas fuentes de conejos asilvestrados de Tasmania, Isla Macquarie y Kerguelen y varias razas de domésticos (de Portugal, Bélgica, Francia y Australia), se ha encontrado que:

– Los conejos más polimórficos (esto es, con mayor variabilidad genética) eran los

conejos silvestres de Andalucía y Portugal, seguidos por los de las Islas Azores, Francia, G. Bretaña, Centro Europa y Australia. Los conejos asilvestrados y domésticos eran (desde un punto de vista genético) los más depauperados (Vander Loo 1991, Biju-Duval et al 1991, Monnerot et. al 1994).

- También encontramos otra situación interesante. De las 11 variantes (de un gen, el locus b), los conejos de Portugal tenían 11 variantes, los de Andalucía 7, Azores 4, Francia 4 (3 diferentes de los de Azores), Australia, Gran Bretaña y Centro Europa 3 (las mismas). Para los asilvestrados de Tasmania, Macquarie y Kerguelen se detectó una pérdida similar a la de los domésticos. En los domésticos, de las 11 variantes posibles ¡ sólo quedaban 2 !.

La conclusión más inmediata de este trabajo fue que el manejo incontrolado de los conejos (translocaciones, repoblaciones, domesticación, etc.) ha conllevado una pérdida de diversidad genética muy significativa.

¿Que importancia tiene la diversidad genética?. Mitton y Pierce (1980.) y Mitton y Grant (1984) establecían que el «polimorfismo genético» estaba relacionado con la capacidad adaptativa de los individuos y en concreto sobre algunos de sus componentes, tales cómo su tasa de crecimiento, vigor, fecundidad y viabilidad, entre otros. Estos componentes incrementan (mejoran) a medida que lo hace su diversidad genética.

La diversidad genética, las repoblaciones de conejos las epizootias y la abundancia de conejos. ¿Pueden estar relacionados?

Una pregunta compleja que responderemos mediante algunos ejemplos.

- Virus y defensas inmunológicas.

Una de las primeras indicaciones que un veterinario o médico nos haría en caso de una virasis/virosis (infección por virus) es que no hay medicamentos convencionales contra ellos. El gran reto que se le presenta a un organismo infectado por un virus (en el caso del conejo: mixomatosis, enfermedad hemorrágica vírica, etc.) es que la «responsabilidad» de la defensa recae, fundamentalmente, sobre el propio organismo. Este, debe activar su sistema de defensa: anticuerpos, para tratar de «vencer « al virus (antígeno). Además, los anticuerpos son específicos no sólo para un determinado tipo de virus (mixo, EHV) sino incluso para sus diferentes versiones (cepas, mutantes, etc.: mixomavirus KM53, Camberra, etc.). Como quiera que la capacidad de generar anticuerpos está determinada por la información genética contenida en el ADN, cuanto más rico, diverso y en definitiva «genéticamente polimórfico» sea un organismo mayor será su capacidad para generar defensas frente a los agentes de diversa índole (sean patógenos o no).

Veamos algunos casos:

- a.- El tomate es una planta que originalmente era silvestre, poco digestiva y vivía integrada en su medio natural (con sus plagas: enfermedades y parásitos). Sus frutos (¡los originales!) eran mucho más tóxicos que los actuales. Con el proceso de selección y cultivo (análogo al de la domesticación en los animales) se ha ido reduciendo su toxicidad, consiguiendo plantas más productivas con frutos más jugosos y vistosos. Asociado a este fenómeno ha ido incrementando su sensibilidad a las enfermedades de tal forma que en la actualidad es imprescindible llevar a cabo costosos tratamientos químicos para evitar las pérdidas en las cosechas.
- b.- En el caso del conejo, los trabajos sobre una fracción muy pequeña de su ADN (locus b de un tipo de Inmunoglobulina- Ig-) nos informaron que en el proceso de translocaciones, reintroducciones históricas (desde antes de los romanos, hace más de 2000 años) y domesticación, lo que se había conseguido era una pérdida continuada de información genética. Era, y es, una forma «oculta» de disminuir la capacidad de respuesta del sistema inmune y en definitiva de lo que todos conocemos por las «defensas» del organismo. Esta situación la agravamos frecuentemente con el manejo (reforzamientos, sueltas, etc.) de conejos foráneos de origen (genéticamente hablando) desconocido y geográficamente distantes de nuestros cotos (Soriguer y Álvarez 1997).

• Virus, defensas inmunológicas y abundancia o número de conejos.

Acabamos de ver, aunque de una forma extraordinariamente simple, dos de las numerosas y posibles interrelaciones entre los virus y dos organismos bien diferentes (tomates y conejos). Veamos que ocurre al introducir una nueva variable: la densidad o abundancia de conejos. Para ello y antes de seguir adelante debemos de establecer varias premisas.

- a.- Cada individuo conejo lleva una parte de la información genética de la especie.
- b.- La diversidad, se genera a partir de los sumandos individuales. Cuanto más sumandos y más diversos sean sus componentes, más polimórficas serán sus poblaciones. Por ello, y en general, la mayor diversidad se encuentra en poblaciones que tradicionalmente han sido grandes (numerosas) e interconectadas.
- c.- Una mayor diversidad genética se corresponde, en general, con una mayor capacidad adaptativa (de respuesta a los cambios en el medio).

Parece razonable pensar que cualquier manejo dirigido a mantener altos niveles poblacionales (con abundantes conejos) y con una alta diversidad genética va a generar una situación favorable en la población que se gestiona. Las poblaciones

que cumplan estos dos requisitos van a estar más capacitadas para afrontar o salir de situaciones difíciles o críticas por sí mismos.

Es por todo esto importante resaltar que las actuaciones humanas, habitualmente consideradas como normales, como son las reintroducciones, reforzamientos o repoblaciones, pueden producir el efecto contrario al que se pretendía. Veamos algún ejemplo:

Descastes o período de caza extraordinario (como mecanismo artificial de reducción de la densidad).

Es una actividad cinegética/agrícola de carácter extraordinario que se legisló para reducir el número de conejos ante situaciones de emergencia agrícola, forestal, etc.

En poblaciones con alta abundancia de conejos los descastes pueden estar recomendados o al menos permitidos. El tamaño poblacional y por lo tanto el número de conejos es suficientemente alto como para no generar derivas genéticas o pérdidas significativas de diversidad. El problema surge cuando los conejos empiezan a ser escasos y los ejemplares extraídos constituyen, respecto al total poblacional, algo más que un mero cupo testimonial.

Repoblaciones/reintroducciones como mecanismo artificial de incrementar la densidad

Imaginemos que compramos conejos en un lugar A para reintroducir o reforzar las poblaciones en un lugar B. En la primera finca o coto encontraremos conejos A (CA) y virus A (para simplificar consideremos que hay sólo una cepa de virus, VA). La repoblación o refuerzo (reforzamiento) poblacional consiste en llevar los conejos de un lugar A a otro B y en donde lógicamente hay aun conejos (CB) con sus virus (VB). La primera situación que se va a dar es que los conejos de B adaptados a convivir tras más de 40 años (en el caso de la mixomatosis) con su virus (VB) se van a ver infestados por el virus A, con el cual no han tenido «contacto previo» y es altamente probable que no estén preparados para defenderse (inmunológicamente hablando) ya que es un material genético (de origen vírico) nuevo para los conejos. El resultado final es que los conejos del lugar sufrirán una epizootia, con gran mortalidad producida por un virus o una cepa llevada artificialmente por el hombre. La segunda situación que se observa es que los conejos recién introducidos (CA) van a estar en contacto con los conejos/parásitos/virus del lugar (B) y se va a producir un efecto análogo al descrito para la situación anterior. Por las informaciones disponibles sobre repoblaciones de Gran Bretaña, Francia, Bélgica y España, que se han seguido con cierto rigor, se sabe que con las repoblaciones incontroladas no sólo no se ha conseguido el objetivo pretendido (incrementar el tamaño de las poblaciones) sino justo lo contrario, disminuir las

densidades a niveles tan bajos que eran difíciles de imaginar.

Acabamos de ver que hay tres líneas claras que afectan el futuro de las poblaciones de conejos: a) la abundancia, que tiene efectos sobre la diversidad genética. b) La fuente de procedencia de los conejos (su origen genético). c) Los virus y sus cepas asociados a los conejos.

RESUMEN DE LOS IMPACTOS DE LAS TRANSLOCACIONES

Hemos visto en el apartado anterior algunos de los efectos concretos de las introducciones y reintroducciones de especies de la fauna cinegética. En este apartado pretendemos generalizarlos y catalogarlos en función de su impacto.

El resumen que a continuación se detalla es una lista no definitiva de los factores, agentes, actuaciones o procesos (clasificados por su impacto) que se han identificado por su relación con las extinciones/reintroducciones de especies.

Se han identificado por su impacto positivo:

- Expansión/consolidación del área de distribución.
- Protección/restauración de hábitat.
- Incremento del tamaño poblacional.
- Mejora genética.
- Desarrollo de cría en cautividad.
- Estudios de biología, ecología, comportamiento, genética, fisiología, patología, etc.
- Estudios y desarrollo de nuevas teoría y técnicas:
 - Análisis de viabilidad de poblaciones (A.V.P)
 - Habitabilidad (H.S.I. o Índice de habitabilidad).
 - Metapoblaciones.
- Estudios de seguimiento e investigación a largo plazo.
- Desarrollo de protocolos (técnicos, legales y administrativos).

Se han identificado por su impacto negativo:

- Amenazas de hábitat y especie (incluida la especie en cuestión) intra e interespecífica.
 - Sobrepastoreo, ramoneo y compactación del suelo.
 - Riesgos extremos para endemismos y especies amenazadas.
 - Predación.
 - Introducción de parásitos.
 - Introducción de agentes patógenos (virus, bacterias y hongos).
 - Competencia intra e interespecífica.
 - Plagas.

- Riesgos de introducción de agentes patógenos para la especie humana.
- Erosión genética: Introgresión de material genéticos de otras especies, ecotipos, razas, domesticación.
- Riesgo de deriva genética por el reducido tamaño del núcleo fundacional.
- Aislamiento genético. Riesgos de endogamia y baja variabilidad genética.
- Alto costo.

AGRADECIMIENTOS

Una primera versión de este manuscrito se presentó como conferencia en el Seminario de «Manejo de Especies Cinegéticas y Piscícolas» de las III Jornadas de Veterinaria y Medio Ambiente, Lugo, 1997. Queremos agradecer a los oyentes e invitados por el interés mostrado y por las sugerencias y comentarios realizados. También, a los organizadores, y en particular a Juan C. Castro Laxe por la invitación, excelente acogida y planteamiento del tema. A Ana Andreu, por su esmero y precisión acierto y rapidez en las correcciones y sugerencias. A los bibliotecarios de la Estación Biológica de Doñana (Antonio Paéz y M. Ángeles Sanz) por su continua y desinteresada ayuda. Luis Javier Palomo nos convenció del interés que este tema podría tener para la conservación de los mamíferos ibéricos en general, así como para aquellos miembros de la SECEM interesados en este aspecto de la conservación. Además, con su habitual diligencia y delicadeza recordándonos los plazos, ha hecho posible que terminemos este manuscrito dentro de un periodo de tiempo "razonable".

REFERENCIAS

Algunas de las referencias de la lista bibliográfica detallada a continuación no están citadas en el texto pero, bien por su interés o utilidad general o bien, por su relación con determinados temas tratados en el texto hemos considerado que pueden servir de referencia al lector interesado en las translocaciones de especies.

- BALLON J. D., D. M. GILPIN Y T. J. FOOSE (Eds). (1995). *Population Management for survival & recovery*. Columbia Univ. Press. New York. 375 pp.
- BALLOU J. D. (1993). Assessing the Risks of Infectious Diseases in Captive Breeding and Reintroduction Programs. *J. Zoo Wild. Med.*, 24: 327-335.
- BALMFORD A., N. LEADERWILLIAMS Y M. J. B. GREEN (1995). Parks or arks: Where to conserve threatened mammals?. *Biodiver. Conserv.*, 4: 595-607.
- BECK B., M. COOPER Y B. GRIFFITH (1993). Infectious Disease Considerations in Reintroduction Programs for Captive Wildlife. *J. Zoo Wild. Med.*, 24, 394-397.
- BIJU-DUVAL C., H. ENNAFAA, N. DENNEBOUY, M. MONNEROT, F. MIGNOTTE, R. C. SORIGUER, A. EL, GAAÏED, A. EL HILL, Y J. C. MOUNOLOU (1991). Mitochondrial DNA evolution in lagomorphs: Origin of systematic heteroplasmy and organisation of diversity in European rabbits. *J. Molecular Evolution*, 33: 92-102.
- BRAZA F., C. SAN JOSÉ, S. ARAGÓN Y J. R. DELIBES (1994). *El corzo andaluz*. Junta de Andalucía. 156 pp. Sevilla.
- CARLSSON U. Y K. BELAK (1994). Border Disease Virus Transmitted to Sheep and Cattle by a Persistently Infected Ewe - Epidemiology and Control. *Act. Vet. Scand.*, 35: 79-88.
- COOPER M. E. (1993). Legal implications for the management of infectious disease in captive breeding and reintroduction programs. *J. Zoo. Wild. Med.*, 24: 296-303.
- CRAMP J. P. (1990). Le bouquetin ibérique. Elements pour une reintroduction au versant nord des Pyrénées Occidentales. *Doc. Sci. Parc Nat. des Pyrénées*, 26: 187 pp.
- EBENHARD T. (1995). Conservation breeding as a tool for saving animal species from extinction.

Trends Ecol. Evol., 10: 438-443.

- FANDOS P. (1991). *La cabra montés (Capra pyrenaica) en el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas*. Ministerio Agricultura Pesca y Alimentación. 176 Pp. Madrid.
- FANDOS P. y S. REIG (1992). Problems associates with mouflon and barbary sheep introductions in Spain. En: B. Bobek, K. Pierzanoswky y W. Regelin (Eds). *Global Trends in Wildlife Management*. Swiat Pres, Krakow-Warzawa: 139-140.
- FOWLER M. E. (1974). Veterinary aspects of restraint and transport of wildl animals. *Int. Zoo. Yearbook*, 14: 28-33.
- GILBERT F. F. y D. G. DODDS (1992). *The philosophy and practice of wildlife management*. 2nd Ed. Krieger Publ. Company, Malabar: 313 pp
- GRIFFITH B., J. M. SCOTT, V. W. CARPENTER y C. REED (1989). Translocation as a species conservation tool: status ans strategy. *Science*, 245: 477-480.
- HEINEN J. T. (1993). Population Viability and Management Recommendations for Wild Water Buffalo *Bubalus bubalis* in Kosi-Tappu Wildlife Reserve, Nepal. *Biol. Conserv.*, 65: 29-34.
- IUCN (1987). *Traslocation of living organism: introduction, re-introductions and re-stocking*. IUCN position statement. Gland, Suiza.
- KARESH W. B. (1993). Cost Evaluation of Infectious Disease Monitoring and Screening Programs for Wildlife Translocation and Reintroduction. *J. Zoo Wild. Med.*, 24: 291-295.
- KLEIN D. R. (1968). The introduction, increase, and crash of reindeer on St Matthew Island. *J. Wild. Manage.*, 32:350-367.
- KLEIN D. R. (1987). Vegetation recovery patterns following overgrazing by reindeer on St. Matthew Island. *J. Range Manage.*, 40: 336-338.
- LEBERG P. L. (1993). Strategies for Population Reintroduction - Effects of Genetic Variability on Population Growth and Size. *Conserv. Biol.*, 7: 194-199.
- LINDBURG D. G. (1992). Are Wildlife Reintroductions Worth the Cost. *Zoo.Biol.*, 11: 1-2.
- MIKOTA S. K. y R. F. AGUILAR (1996). Management protocols for animals in captive propagation and reintroduction programmes. *Rev. Sci. TechL Off. Int. Epizooties*, 15: 191-208
- MILLER P. S. (1994). Is Inbreeding Depression More Severe in a Stressful Environment.? *Zoo Biol.*, 13: 195-208.
- MILLER P. S. y P. W. HEDRICK (1993). Inbreeding and Fitness in Captive Populations - Lessons from *Drosophila*. *Zoo Biol.*, 12: 333-351.
- MITTON J. B. y B. A. PIERCE (1980). The distribution of individual heterozigosity in natural populations. *Genetics*, 95:1043-1054.
- MITTON J. B. y M-C. GRANT (1984). Associations among protein heterozigosity, growth rate and developmental homeostasis. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 15:479-499.
- MONNEROT M., J. D. VIGNE, C. BIJU-DUVAL, D. CASANE, C. CALLOU, C. HARDY, F. MOUGEL, R. C. SORIGUER, N. DENNEBOUY y J. C. MOUNOLOU (1994). Rabbit and Man: Genetic and Historic Approach. *Genet. Sel. Evol.*, 26: 167-182.
- OGEN H. A. (1965). *Barbary sheep*. New Mexico Dept. Game and Fish. Santa Fe: 117p.
- PITT W. C. y P. A. JORDAN (1994). A Survey of the Nematode Parasite *Parelaphostrongylus - Tenuis* in the White-Tailed Deer, *Odocoileus Virginianus*, in a Region Proposed for Caribou, *Rangifer Tarandus Caribou*, Re-Introduction in Minnesota. *Can. Field Nat.*, 108: 341-346.
- RODRIGUEZ-LUENGO J. L. y J. C. RODRIGUEZ-PIÑERO (1987). Datos sobre la alimentación del arrui *Ammotragus lervia* en la Palma, Islas Canarias. *Vieraea*, 17:291-194.
- RODRIGUEZ-PIÑERO J. C., J. L. RODRIGUEZ-LUENGO y F. DOMINGUEZ-CASANOVA (1987). Datos sobre la alimentación del muflón (*Ovis ammon musimon*) (Bovidae) en Tenerife, Islas Canarias. *Vieraea*, 17: 11-18.

- ROGERS, P. M., C. P. ARTHUR Y R. C. SORIGUER (1994). The rabbit in Continental Europe.: 22-63. «*The European wild rabbit*»: *the history of a succesfull colonizer*. Thompson & King. Eds. Ed. Oxford University Press. 245 pag. Gran Bretaña.
- RUIZ MARTINEZ I., J. M. PÉREZ, M. CHIROS, C. NORMAN, R. C. SORIGUER Y P. FANDOS (1996). Plan de manejo y gestión de la cabra montés (*Capra pyrenaica*) ante la epizotia de sarcoptidosis en el Parque Natural de Sierra Nevada (Granada, España): 47-68. *Sierra Nevada: Conservación y desarrollo sostenible: Vol VIII*. 328 pp. Ed. Chacon J y J. L. Rosúa. Univ. Granada-S^a Nevada 96- Junta Andalucía- UNESCO. Granada. España.
- SCRIBNER K. T. (1993). Conservation Genetics of Managed Ungulate Populations. *Acta Theriol.*, 38: 89-101.
- SNYDER N. F. R., S. R. DERRICKSON, S. R. BEISSINGER, J. W. WILEY, T. B. SMITH, W. D. TOONE Y B. MILLER (1996). Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conserv. Biol.*, 10: 338-348.
- SORIGUER R., P. FANDOS, E. BERNALDEZ Y J. R. DELIBES (1994). *El ciervo en Andalucía*. Junta de Andalucía. 244 pp. Sevilla.
- SORIGUER, R. C. Y M. A. ALVAREZ (1997). Problemática y soluciones de las repoblaciones de conejo de monte: 194-212. En: *Veterinaria y Medio Ambiente*. Consejería Agricultura y Comercio, Junta de Extremadura. Badajoz. España.
- SPALDING M. G. Y D. J. FORRESTER (1993). Disease Monitoring of Free-Ranging and Released Wildlife. *J. Zoo Wild. Med.*, 24: 271-280.
- STÜWE M. Y B. NIEVERGELT (1991). Recovery of alpine ibex from near entinction: the result of effective protection, captive breeding, and reintroductions. *Appl. Anim. Behav. Scien.*, 29: 379-387.
- STÜWE M. Y K. T. SCRIBNER (1989). Low genetic variability in reintroduced alpine ibex (*Capra ibex ibex*) populations. *J. Mamm.*, 70 (2): 370-373.
- VAN DER LOO, W., N. FERRÁN Y R. C. SORIGUER (1991). Estimation of gene diversity at the b Locus of the constant region of immunoglobulin light chain in natural populations of European Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Portugal, Andalusia and on the Azorean Islands. *Genetics*, 127: 789-799.
- VIGGERS K. L., D. B. LINDENMAYER Y D. M. SPRATT (1993). The Importance of Disease in Reintroduction Programmes. *Wild. Res.*, 20: 687-698.
- VIGNE J. D., C. BIJU-DUVAL, R.C. SORIGUER, N. DENNEBOUY Y M. MONNEROT (1994). Multiple characterization of a reference population of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*): Las Lomas (southern Spain). *Polish Ecological Studies*, 20 (3-4):583-596.
- WALLACE M. P. (1994). Control of behavioral development in the context of reintroduction programs for birds. *Zoo Biol.*, 13: 491-499.
- WILLIS K. Y R. J. WIESE (1993). Effect of New Founders on Retention of Gene Diversity in Captive Populations - A Formalization of the Nucleus Population Concept. *Zoo Biol.*, 12: 535-548.
- WOODFORD M. H. (1993). International Disease Implications for Wildlife Translocation. *J. Zoo Wild. Med.*, 24: 265-270.
- YOUNG T. P. Y L. A. ISBELL (1994). Minimum Group Size and Other Conservation Lessons Exemplified by a Declining Primate Population. *Biol. Conserv.*, 68: 129-134.