

ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN EN VERTEBRADOS: EL PAPEL
DE LA CONSERVACIÓN "EX SITU"

por
Eloy Revilla

Introducción: la Biología de la Conservación

La Biología de la Conservación es una nueva ciencia con un origen multidisciplinar, que se ha venido desarrollando en los últimos veinte años y cuya finalidad es contrarrestar la pérdida de BIODIVERSIDAD. Dos son los principales objetivos:

1.- investigar los impactos causados por el hombre sobre la diversidad biológica;
2.- desarrollar aproximaciones prácticas que prevengan la disminución y pérdida de la diversidad biológica (ver Soulé 1985, 1986, Wilson 1992, Primack 1993, Meffe y Carroll 1994). Esta joven ciencia se ha desarrollado utilizando como piedra filosofal tres paradigmas, sin cuya consideración, pierde su sentido y su utilidad. Siguiendo a Meffe y Carroll (1994) estos paradigmas son:

El cambio evolutivo. La evolución es el axioma básico que une todos los campos de la Biología. Es el mecanismo que en el escenario ecológico ha dado origen a la biodiversidad. Por ello uno de los objetivos concretos de la conservación es evitar que se pare la evolución genética, permitiendo que las poblaciones respondan a los cambios ambientales.

La dinámica ecológica. La evolución actúa en un marco ecológico que es dinámico y nunca está en equilibrio (ver Botkin 1990 para una introducción al cambio conceptual en ecología del "paradigma del equilibrio -comunidad clímax-", hacia el "equilibrio no dinámico -comunidades sin puntos estables-"). Por ello, ante un problema de conservación, es importante comprender como la interrelación entre los procesos fuera del equilibrio (como la estocasticidad demográfica y ambiental) y la jerarquía de las interacciones entre especies son las que determinan una estructura de la comunidad y una biodiversidad concretas (Meffe y Carroll 1994).

La presencia del hombre. El hombre es parte del sistema ecológico, y por ello ha de ser incluido en cualquier plan de conservación. Cualquier intento de conservación cuya base se establezca a modo de frontera entre 'zona protegida' y 'zona de uso para el hombre' está condenado al fracaso. Incluso en las selvas tropicales, la acción del hombre es parte del sistema, así como la 'evolución cultural' que se ha desarrollado en una comunidad es parte de la diversidad de ésta (en este caso se trata de diversidad cultural). El problema está a la hora de definir qué es lo que se puede considerar como acción integrada en el sistema por parte del hombre.

Parece por tanto que el objetivo de la biología de la conservación está en el mantenimiento de las comunidades ecológicas, de manera tal que sea posible la actuación de las fuerzas evolutivas y de la dinámica ecológica, y donde el hombre esté integrado como una pieza más sujeta a esas fuerzas. Por ello, la definición de biodiversidad en Biología de Conservación incluye no sólo a la riqueza taxonómica sino a la complejidad ecológica y evolutiva.

Estrategias de conservación

Desde sus inicios la conservación se ha venido centrando en especies concretas, normalmente especies cinegéticas, superpredadores, especies clave en los ecosistemas o simplemente aquellas que por su valor estético, cultural o económico han llamado la atención de los gestores y los conservacionistas. Poco a poco, esta manera de salvaguardar la biodiversidad se ha ido extendiendo (aunque muy lentamente) hacia grupos taxonómicos menos 'famosos' (claro ejemplo son los invertebrados y las plantas, que en conjunto tienen un valor mayor que los mamíferos o las aves respecto a la diversidad). Fruto de esta corriente de actuación son el ESA (Endangered Species Act) estadounidense, las directivas comunitarias (Directiva Aves), o el convenio internacional conocido como CITES (Convention on International Trade in Endangered Species).

Con el avance conceptual en la definición de especie desde los linneanos de carácter tipológico, pasando por las definiciones biológicas, ecológicas y genéticas hasta la más reciente definición a modo de 'especies como unidades cohesivas' (aquella población de individuos que tienen el potencial para su cohesión fenotípica a través de mecanismos intrínsecos propios, ver Templeton, 1989) se ha producido una ruptura en el concepto de especie como unidad de la biodiversidad. Además se han desarrollado teorías ecológicas que extienden el concepto de biodiversidad, no sólo a la especie, sino también incluyendo la variabilidad genética como valuarte de la conservación de las adaptaciones locales de las poblaciones (ver revisión en Avise y Hamrick 1997), los procesos dinámicos de las poblaciones en los ambientes heterogéneos, tanto naturales como creados por el hombre (para el desarrollo del concepto de metapoblación, ver Hanski y Gilpin 1997) y el valor intrínseco propio de las interacciones entre especies a nivel de comunidades (ver Pimm 1991, Futuyama 1994). Así pues, el concepto de biodiversidad se ha complicado conforme los conocimientos en ciencias como la genética molecular o la ecología de sistemas se han ido profundizando.

Por todo esto, la conservación de 'especies' concretas ha pasado de ser el objetivo básico de la conservación, a ser una parte más de un todo a conservar llamado 'biodiversidad'. Como se ha apuntado en la introducción, cualquier especie está enmarcada en un 'escenario ecológico y en otro evolutivo', en el que forma parte de

la biodiversidad, y por tanto el objeto de conservación ha de ser ese marco (en el que el hombre está también incluido). Por ello, la estrategia de conservación de especies bandera es una estrategia conceptualmente mal planteada. Sin embargo, ésta ha sido exitosa debido a que en muchos casos ha permitido conservar comunidades completas en las que la especie habita (Dietz *et al.* 1994). Además tiene la ventaja de ser socialmente más sencilla tanto de explicar como de implementar (y por ello políticamente más atractiva).

Conservación *in situ* vs conservación *ex situ*

Se entiende por conservación *in situ*, a la estrategia de protección de la diversidad biológica en sus poblaciones y comunidades naturales o silvestres (Primack 1993). Por tanto, no sólo se trata de mantener la existencia de poblaciones de seres vivos, sino también las interacciones entre ellos y con el medio físico (en el más complejo sentido del término *ecosistema*).

Acorde con los primeros pasos específicos de especie de la biología de la conservación y heredada de la costumbre decimonónica de coleccionar especies en “bestiarios”, está la estrategia de conservación *ex situ*. Ésta consiste en el mantenimiento de individuos en condiciones artificiales y bajo la supervisión del hombre (Primack 1993). Hoy en día hay algunos ejemplos de especies animales y vegetales extintas en su hábitat natural, pero mantenidas artificialmente en zoológicos y arboretums (como el ciervo del padre David, *Elaphurus davidianus*, el caballo de Przewalski, *Equus przewalski*, o el árbol de Franklin, *Franklinia alatamaha*). Mención aparte merecen los llamados bancos de semillas. Incluidos como una parte de la conservación *ex situ*, sus objetivos, costes y efectividad les separan sin embargo de los planes de cría en cautividad (para más información ver Primack 1993). Nos referiremos por tanto a la cría en cautividad de animales salvajes como herramienta de la Biología de la Conservación.

Desde el comienzo de los años 80, la cría en cautividad de especies amenazadas se ha venido recomendando como una de las principales y más útiles herramientas de conservación. Así, en 1987 la World Conservation Union (conocida como IUCN), recomendaba la cría en cautividad de especies amenazadas a partir del momento en que éstas llegasen al límite poblacional de “millares de individuos en estado silvestre” (IUCN 1987a). De esta manera, la “conservación de especies amenazadas” estaría basada en el manejo de poblaciones cautivas que se utilizarían para apoyar demográfica y genéticamente a las silvestres. Además, se definió claramente el objetivo de la cría en cautividad: ‘*el fin último y principal de la cría en cautividad es la reintroducción de los animales en su medio*’ (IUCN 1987b, Wilson y Price 1994). Este concepto de reintroducción lleva implícitos dos significados. Por un lado está la *reintroducción* propiamente dicha, que consiste en la suelta deliberada de

individuos de una especie en un área en la que ésta ha desaparecido, con el ánimo de establecer una población autosostenible y viable (Stanley 1991). Por otro lado está el *reforzamiento* de poblaciones, que consiste en liberar individuos en una población preexistente, con el objetivo de hacer la población autosostenible y viable (Stanley 1991). Las condiciones que se han de dar para poder llevar a cabo una reintroducción o un reforzamiento poblacional son estrictas, y muchas de ellas son un necesario paso previo a la cría en cautividad propiamente dicha (ver apéndice 1). Todo ello sin olvidar el marco ecológico en el que está integrada la acción de conservación, y que ha de ser parte receptora de esta.

Basándonos en todos estos conceptos que marcan el objetivo último de la cría en cautividad, se define que un proyecto de reintroducción ha sido exitoso cuando la población silvestre obtenida alcanza un nivel genético/demográfico sostenible (analizado mediante un Análisis de Viabilidad de Población y/o Hábitat, PVA ó PHVA, ver Foose 1991 y Durant *et al.* 1994). Beck *et al.* (1994) en un análisis de todos los proyectos de reintroducción de animales a partir de cría en cautividad, y siguiendo este criterio de éxito, encontraron que sólo un 11 % de los programas (n=145) fueron exitosos. De éstos, 5 correspondieron a mamíferos (todos ungulados), 7 a aves (rapaces y anseriformes), y 4 a reptiles. Cuando el criterio de éxito se deja a la elección de los responsables del proyecto, el porcentaje de fracasos sigue siendo elevado. Entonces la viabilidad de la población se olvida y es la supervivencia y reproducción de los individuos lo considerado. De esta manera, el 38% de los proyectos basados en cría en cautividad y el 75% de los basados en translocaciones (captura de una población natural y liberación en otra zona) se consideraron exitosos (Griffith *et al.* 1989).

Conservación *ex situ*: problemas

Desde el máximo apogeo que la cría en cautividad experimentó en la década pasada hasta nuestros días, se han detectado muchos de los problemas que plantea la conservación *ex situ* de una especie, entendiéndolo como tal la recuperación de poblaciones viables de esta a partir de individuos criados en cautividad.

1.- Errores conceptuales de partida a la hora de diseñar una estrategia de conservación adecuada siguiendo criterios de Biología de la Conservación (ver introducción). La falta de ésta estrategia de conservación puede provocar graves perjuicios. Así, el elevado coste económico que supone un plan de cría en cautividad puede llegar a suponer muchas veces la no implementación de medidas de conservación *in situ*. Esto sucede porque se da prioridad a la primera dada su rentabilidad en "imagen" para los políticos y gestores locales. La confusión entre un Plan de cría en cautividad y el simple mantenimiento de animales en cautividad

(con fines sanitarios, científicos, educativos o simplemente humanitarios) acaba llevando al fracaso a muchos mal denominados como tales. En algunos programas de cría en cautividad han sido las medidas aplicadas como apoyo a éste las que realmente han funcionado a la hora de conservar poblaciones, poniendo de nuevo en duda la necesidad de la cría en cautividad cuando se está a tiempo de implementar actuaciones *in situ*. Valga como ejemplo la barnacla canadiense de las Aleutianas, *Branta canadensis leucopareia*, en la que la protección del hábitat, el control de predadores, la regulación de la caza y la educación social han favorecido su recuperación y no así los animales criados en cautividad (Rees 1989).

2.- Continuidad del proyecto a largo plazo. Los enormes costos que suponen los planes de conservación de especies basados en programas de cría en cautividad, hace que sean poco fiables en la consecución de objetivos a largo plazo, especialmente cuando se trabaja en países poco desarrollados o en democracias inestables, en los que la capacidad de inversión económica es escasa y las prioridades son fluctuantes (Primack 1993).

3.- Uso de animales procedentes de un *pool* genético distinto del de la población de destino de la reintroducción. En la mayoría de los casos es muy difícil usar individuos con el mismo pasado genético simplemente porque han desaparecido. En otros casos se ignoran las afinidades entre distintas poblaciones y pese a ello se llevan acabo los proyectos. Así se han soltado animales genéticamente diferenciados, o simplemente cuyo origen era desconocido (por ejemplo, la pantera de Florida, *Felis concolor coryi*, O'Brien *et al.* 1990). Esto puede producir la ruptura de adaptaciones locales de la población de destino, provocando la denominada "depresión por exogamia" (ver Lynch 1991), que puede acentuar aun más los problemas de conservación *in situ*. Este efecto, tan común en plantas, se produce también en vertebrados superiores: en una traslocación de una subespecie de Íbice, *Capra ibex*, de Austria y el Sinai a las montañas del Tatra (en la antigua Checoslovaquia) se produjo una población híbrida en la que el celo estaba adelantado, muriendo todos los cabritos porque nacían en la parte más fría del invierno (Dobson *et al.*, 1992).

4.- Mantenimiento de toda la variabilidad genética disponible en la población silvestre. Este es un problema fundamental, ya que normalmente, los proyectos utilizan animales procedentes de otras áreas geográficas (Lande 1995). El no cumplimiento de esta premisa supone la pérdida de variabilidad genética, básica para la supervivencia de los animales reintroducidos, en ambientes fluctuantes o incluso nuevos.

5.- Tamaño de la población cautiva. Para prevenir los negativos efectos de la deriva genética y para evitar los de la endogamia, la población cautiva ha de ser de 'varios cientos de individuos' (Foley 1992, Jiménez *et al.* 1994, Lande 1995). Conseguir poblaciones cautivas autosostenibles es uno de los problemas principales de muchos planes de cría en cautividad, debido a problemas psicológicos, fisiológicos, o a requerimientos ambientales, dieta inadecuada, los graves efectos de la "cría a mano", incompatibilidades comportamentales y depresión por endogamia (ver la revisión de Snyder *et al.* 1996). Muy pocos vertebrados pueden ser mantenidos en cautividad cumpliendo esta condición (y sin olvidar el resto). Su dificultad logística y sobre todo económica, lo hace de difícil cumplimiento.

6.- El problema de domesticación genética que sufre cualquier especie en cautividad. Esto se debe a que los ambientes de reproducción (cría y desarrollo en cautividad) son radicalmente distintos a los naturales. Este proceso ha sido demostrado en invertebrados y en peces (Doyle 1983, Frankham *et al.* 1986, Frankham y Loebel 1992). Tras sucesivas generaciones (ya en la 3ª generación) se desarrollaron fenotipos comportamental y/o morfológicamente mejores para el ambiente en cautividad. Los genes que son favorecidos en cautividad son normalmente deletéreos en poblaciones silvestres, dado que se han mantenido en el campo en frecuencias génicas muy bajas. Hay evidencia de esto en los fenotipos que aparecen en piscifactorías de salmónidos (Allendorf y Waples 1994). El ambiente en cautividad es benigno en comparación con el silvestre en el sentido de que los servicios que se ofrecen, como la alimentación obtenida sin seguir una estrategia de forrajeo, la protección frente a agentes meteorológicos o predadores, la inseminación artificial (que se salta el problema real de depresión por endogamia), relajan los efectos de la selección natural, con la consiguiente acumulación de genes deletéreos. Este efecto puede hacer que la población cautiva en pocas generaciones no sea capaz de sobrevivir sin la intervención humana (Lynch 1997).

7.- Domesticación comportamental. La dificultad en el aprendizaje de habilidades necesarias para la supervivencia de los individuos en su vida silvestre. Un desarrollo en el que no se tenga contacto con posibles predadores, o no se seleccione adecuadamente el tipo de alimento o refugio, hace que la mortalidad post- suelta sea muy alta. Para evitarlo, conviene desarrollar "estrategias de suelta suaves" , en las que hay que permitir que los individuos conozcan sus potenciales enemigos (incluido el hombre), sus presas y refugios, así como estrategias de forrajeo, o características comportamentales no instintivas (Clark y Galef 1977).

8.- Las densidades que se alcanzan en centros de cría en cautividad son muy elevadas (no naturales). Esto hace que los individuos sean mucho más susceptibles a enfermedades, tanto a las habituales en el campo como a nuevos patógenos. Además, y debido a esto, se produce una fuerte selección de los individuos resistentes. Estos mismos individuos, una vez reintroducidos, actúan como vectores en el remanente de la población silvestre y para otras especies, tanto silvestres como domésticas. Valgan como ejemplo las poblaciones de salmón noruego del Atlántico, actualmente en peligro de extinción debido a la introducción de un parásito que llegó a la cuenca Atlántica a través de poblaciones cautivas procedentes del Báltico (Johnsen y Jensen 1986). Dadas las escasas precauciones sanitarias que se implementan en los planes de reintroducción o reforzamiento, este puede ser un grave problema de conservación posterior (Woodford y Rossiter 1994).

El papel de la conservación *ex situ* en la Biología de la Conservación

En primer lugar hay que destacar la diferencia existente entre el mantenimiento de animales en cautividad y una estrategia de conservación *ex situ*. Las razones para el mantenimiento de animales en cautividad pueden ser muy variadas (ver arriba). Históricamente las colecciones particulares de animales y los zoológicos han contribuido a evitar la extinción total de algunas especies. Como caso notable destacamos el ciervo del padre David, que mantuvo en cautividad en una colección particular, durante nada menos que 800 años. Ni siquiera este hecho indica que hubiera una estrategia de cría en cautividad, dado que no se han cumplido los requisitos mencionados anteriormente para lograr el objetivo del establecimiento de poblaciones silvestres viables.

Dos son las confusiones fundamentales que se han producido a la hora de implementar planes de conservación de especies basados en estrategias de conservación *ex situ*. Por un lado, se suele considerar la propia cría en cautividad como un fin en si mismo, olvidándose que el objetivo de ésta tiene que ser la creación de poblaciones silvestres viables. Por otro, a nivel local y por razones de diversa índole, se confunde el mantenimiento de animales en cautividad, por la razón que sea (política, sentimental o falta de profesionalidad), con un plan de cría en cautividad.

Salvando estas dos limitaciones, pero no olvidando lo fácil que es caer en ellas, los planes de cría en cautividad pueden ser muy útiles en momentos críticos en los que sean necesarios a corto plazo el reforzamiento de poblaciones silvestres para evitar su inmediata desaparición. Incluso en este caso, y dado el éxito comparado de proyectos basados en cría en cautividad frente a translocaciones (ver más arriba), parece adecuado primar a estas últimas, siempre que sea posible, frente a la cría en cautividad. Así, según Snyder *et al.* (1996) la cría en cautividad ha sido usada

prematuramente en muchos casos, teniendo como resultado el fracaso. Pese a todos los problemas citados hasta ahora, una estrategia de conservación basada en la cría en cautividad puede ser la única solución en la salvación de especies, donde cualquier otra actuación *in situ* ya no es posible. Buenos son los ejemplos del cóndor de California, *Gymnogyps californicus*, de los Órix de cuernos de cimitarra, *Oryx dammah*, el adax, *Addax nasomaculatus*, en diversos países con animales procedentes de zoológicos y ante la inminente extinción en libertad (Dixon *et al.* 1991, Gordon 1991).

Por todo lo expuesto, y dentro de un Plan de Conservación del Hábitat, la conservación de una especie utilizando como una herramienta más la cría en cautividad debe ser implementada tras un cuidadoso estudio de campo de los costes y beneficios de todas las alternativas de conservación, en el que se ponga de manifiesto claramente que la cría en cautividad es esencial para la supervivencia de la especie. El simple hecho de que una población esté reduciendo su número o que se encuentra bajo los límites de tamaño viables no justifican la actuación mediante un plan de cría en cautividad. La cría en cautividad debe ser vista como el último recurso en la recuperación de una especie y no como una solución profiláctica o a largo plazo (Snyder *et al.* 1996). Su papel debe sin embargo ser crucial en la recuperación a corto plazo de algunas especies en las que otras medidas de conservación son inviables (también a corto plazo). Como hemos dicho al principio, un plan de cría en cautividad no puede estar separado de la conservación y de actuaciones sobre el hábitat de la especie, porque entonces todo pierde su sentido.

Referencias

- Allendorf F.W. y R.S. Waples (1997). Conservation and genetics of salmonid fishes. En: *Conservation genetics: case histories from nature*. Avise, J.C. y J.L. Hamrick (Eds.). Chapman & Hall, New York.
- Avise, J.C. y J.L. Hamrick. (Eds) (1997). *Conservation genetics: case histories from nature*. Chapman & Hall, New York.
- Beck, B.B., L.G. Rapaport, M. R. Stanley y A.C. Wilson. (1994) Reintroduction of captive-born animals. En: *Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals*. P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feitsner (Eds.) Chapman & Hall, London.
- Botkin, B. D. (1990). *Discordant harmonies: a new Ecology for the twenty-first century*. Oxford University Press. New York.
- Clark, M.M., y B.G. Galef. (1977) The role of the physical rearing environment in the domestication of the Mongolian gerbil (*Meriones unguiculatus*). *Animal Behavior*, 25: 298-316.
- Dietz, J.M., L.A. Dietz y E.Y. Nagagata. (1994). The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. En: *Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals*. P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feitsner (Eds.) Chapman & Hall, London.

- Dixon, A.M., G.M. Mace, J.E. Newby y P.J.S. Olney. (1991) Planning for the reintroduction of scimitar-horned oryx (*Orys dammah*) and addax (*Addax nasomaculatus*) into Niger. En: *Beyond captive breeding: reintroducing endangered mammals to the wild*. J.H.W. Gipps (Ed.). Clarendon Press, Oxford.
- Dobson, A.P., G.M. Mace, J. Poole y R.A. Brett. (1992) Conservation biology: the ecology and genetics of endangered species. En: *Genes in Ecology*. R.J. Berry, T.J. Crawford y G.M. Hewitt (Eds.). Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Doyle, R.W. (1983). An approach to the quantitative analysis of domestication selection in aquaculture. *Aquaculture* 33: 167-185.
- Durant, D.M., y G.M. Mace (1994) Species differences and population structure in population structure in population viability analysis. En: *Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals*. P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feitsner (Eds.) Chapman & Hall, London.
- Foley, P. (1992). Small population genetic variability at loci under stabilizing selection. *Evolution* 46: 763-774.
- Foose, T.J. (1991). Viable population strategies for reintroduction programmes. En: *Beyond captive breeding: reintroducing endangered mammals to the wild*. J.H.W. Gipps (Ed.). Clarendon Press, Oxford.
- Frankham, R., H. Hemmer, O.A. Ryder, E.G. Cothran, M.E. Soule, N.D. Murray y M. Snyder (1986). Selection in captive populations. *Zoo Biology* 5. 127-138.
- Frankham, R., y D.A. Loebel (1992) Modeling problems in conservation genetics using captive *Drosophila* populations: rapid genetic adaptation to captivity. *Zoo Biology* 11: 333-342.
- Futuyma, D.J. (1994). The evolution and importance of species interactions. En: G.K. Meffe y C. R. Carroll. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Gordon, I.J. (1991) Ungulate reintroductions: the case of the scimitar-horned oryx. En: *Beyond captive breeding: reintroducing endangered mammals to the wild*. J.H.W. Gipps (Ed.). Clarendon Press, Oxford.
- Griffith, B., J.M. Scott, J.W. Carpenter y C. Reed (1989). Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477-480.
- Hanski, I.A. y M.E. Gilpin (1997). *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, San Diego.
- IUCN. (1987a). *The IUCN policy statement on captive breeding*. IUCN. Gland.
- IUCN. (1987b). *Introductions, re-introductions and re-stocking. The IUCN position statement on translocation of living organisms*. IUCN. Gland.
- Jiménez, J.A., K.A. Hughes, G. Alaks, L. Graham y R.C. Lacy. (1992) An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat. *Science* 266: 271-273.
- Johnsen, B.O. y A.J. Jensen (1986). Infestations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, by *Gyrodactylus salaris* in Norwegian rivers. *Journal of Fish Biology* 29: 233-241.
- Lande, R. (1995). Breeding plans for small populations, based on the dynamics of quantitative genetic variance. En: *Population management for survival and recovery*. J.D. Ballou, M. Gilpin y T.J. Foose (Eds.). Columbia University Press. New York
- Lynch, M. (1991). The genetic interpretation of inbreeding depression and outbreeding depression. *Evolution* 45: 622-629.
- Lynch, M. (1997). A quantitative-genetic perspective on conservation issues. En: *Conservation genetics: case histories from nature*. Avise, J.C. y J.L. Hamrick (Eds.). Chapman & Hall, New York.

- Meffe, G. K. y C. R. Carroll (1994). *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- O'Brien, S.J., M. E. Roelke, N. Yuhki, K.W. Richards, W.E. Johnson, W. L. Franklin, A.E. Anderson, O.L. Bass, R.C. Belden y J.S. Martenson. (1990). Genetic introgression within the Florida panther *Felis concolor coryi*. *Natl. Geog. Res.* 6: 485-494.
- Pimm, S.L. (1991). *The balance of nature?. Ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Primack, R. B. (1993). *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Rees, M.D. (1989). Aleutian Canada goose proposed for reclassification. *Endangered Species Technical Bulletin*, XIV (11-12), 8-9.
- 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. *Conservation Biology* 10: 338-348.
- Soulé, M. E. (1985). What is Conservation Biology?. *Bioscience* 35: 727-734
- Soulé, M. E. (1986). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Stanley, M.R. (1991) A review of mammal re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SSC. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 62: 9-25.
- Templeton, A. R. (1989). The concept of species and speciation: a genetic perspective. En: D. Otte y J.A. Endler, (Eds), *Speciation and its consequences*, pp3-27. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Wilson, A.C. y M.R.S. Price (1994) Reintroduction as a reason for captive breeding. En: *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feistner (Eds). Chapman & Hall, Londres.
- Wilson, E. O. (1992). *The diversity of life*. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge, MA.
- Woodford, M.H. y P.B. Rossiter (1994). Disease risks associated with wildlife translocations projects. En: *Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals*. P.J.S. Olney, G.M. Mace y A.T.C. Feistsner (Eds.) Chapman & Hall, London.

APÉNDICE I

Criterios de reintroducción y reforzamiento de poblaciones de especies amenazadas (extraído del ICBP y International Wildfowl and Wetland Trust).

- 1.- El objetivo es el establecimiento de poblaciones viables.
- 2.- El mantenimiento de los ecosistemas naturales y de los procesos biológicos deben ser la prioridad de conservación fundamental. La reintroducción o el reforzamiento sólo es útil cuando una población ha desaparecido o ha reducido su número y no se puede implementar otras medidas de conservación, capaces de restaurar la viabilidad de la población. Un programa de reintroducción debe ser siempre parte de una estrategia más amplia que implique aspectos ecológicos y socioeconómicos de protección y/o restauración de los ecosistemas.
- 3.- Una reintroducción es un trabajo multidisciplinar. Todas las etapas de un programa de suelta de animales han de ser llevadas a cabo de manera profesional y supervisados por personal cualificado; además de tener la aprobación de todas las instituciones gubernamentales implicadas y la cooperación de organizaciones y organismos de conservación nacionales e internacionales.

Para que cualquier programa de reintroducción o reforzamiento poblacional suponga un beneficio a largo plazo para la conservación y para tener la máxima probabilidad de éxito se han de cumplir los requerimientos que a continuación se detallan.

A.- Fase de estudio previo de viabilidad.

Se debe estudiar la viabilidad de la especie a través de:

- a.- Ecología y estatus de la especie en su ambiente
- b.- Cambios en el ambiente abiótico y biótico que han sucedido en el pasado reciente y aquellos que puedan ocurrir en un futuro.
- c.- Los costes y beneficios para las poblaciones humanas del programa han de controlarse mediante estudios socioeconómicos.
- d.- Disponibilidad de un stock apropiado para liberar. Debe ser el genéticamente más relacionado con la población existente o preexistente en el área de suelta; si se usa un stock cautivo, debe ser fruto de tanto de un manejo genético como demográfico y de unas presiones de selección lo más cercanas posibles a las naturales.
- e.- Deben existir leyes nacionales e internacionales que lo regulen, y cuando sea necesario han de dictarse nuevas medidas.

La reintroducción o reforzamiento sólo se han de producir si se cumple lo siguiente:

- a.- Las causas originales que produjeron la extinción han sido identificadas y eliminadas, o bien han dejado de actuar.
- b.- El hábitat disponible es de calidad adecuada y de tamaño suficiente como para albergar una población viable.

c.- El programa de reintroducción o reforzamiento no pone o va a poner en peligro a la población fuente.

d.- Los riesgos para las vidas y propiedades humanas son mínimos.

B.- Fase de planificación y preparación.

Antes de comenzar un programa de este tipo se deben realizar las siguientes actuaciones:

a.- Estudio sanitario de los animales a liberar y del área de suelta.

b.- Determinación de la estrategia de suelta (aclimatación del stock de suelta en el área, composición del grupo, número, patrones y técnicas de suelta, estación del año y momento del día).

c.- Identificación de indicadores de éxito o fracaso y predicción de la duración del programa.

d.- Asegurar la existencia de financiación en todas las fases del programa.

e.- Prevención de la introducción accidental de enfermedades o sus vectores, o cuando los animales se añaden a una población preexistente, de nuevo material genético disruptivo.

f.- Diseño de un plan de seguimiento pre- y post- suelta.

g.- Aprobación de todas las administraciones y coordinación de éstas a nivel nacional e internacional.

C.- Fase de suelta y seguimiento

Se debe producir un seguimiento de los siguientes factores durante y tras la suelta, al menos hasta que los criterios de éxito se han alcanzado:

a.- Atributos poblacionales

b.- Factores clave, tanto bióticos como abióticos.

c.- Procesos de adaptación a largo plazo por los individuos y la población.

Los resultados del plan de seguimiento deben permitir la revisión de todo el programa o en su caso su parada.

D.- Fase de valoración.

Las experiencias de reintroducción, los resultados y conclusiones deben ser publicados, bien a intervalos o tan pronto como la realización del proyecto lo permita. Deben ser fácilmente accesibles y estar en fuentes de calidad reconocida.

Eloy Revilla

Estación Biológica de Doñana

Avda M^a Luisa. Pabellón de Perú

Sevilla