



El Colegio de la Frontera Sur Université de Sherbrooke

Reintroducción de fauna como herramienta de la
restauración ecológica

TESINA

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional

por

Biol. Mar. Melissa Martha Pimentel Camarillo

2013

AGRADECIMIENTOS

Gracias mami, muchas gracias, por tu comprensión, apoyo y amor que me han llevado hasta este punto, sin tu apoyo no lo hubiera logradoeres mi inspiración.

Merci au meilleur homme que j'ai connu, mon amour Phil. Merci pour passer avec moi tous les moments, même les pires. On va s'aimer encore!

Gracias a mis hermanos, Denzel y Erin que me han apoyado toda la vida y a mis hermosos sobrinos Santi, Kahil y Shia, es por ustedes que estoy en la lucha de un mundo mejor.

Gracias a mi supervisor el PhD. Rafael Reyna, no solo por sus comentarios, también por su apoyo y por ser un amigo durante mi estancia. Muchas gracias también a su familia.

Gracias al PhD. David González y al PhD. Jacobo Schmitter, por su apoyo a través del tiempo y la distancia.

Gracias a Anaïs Gainnete y Leonor Bonnin, por su amistad, comentarios e ideas para desarrollar este tema desde Guadeloupe.

Gracias a mis amigos y compañeros de la maestría, con especial agradecimiento a Dayana, Isai, Leo, Louis y Tania, que siempre compartieron esos momentos buenos y malos, siendo un gran apoyo durante estos dos años, los voy a extrañar.

Gracias a Sophie Calmé y Caroline Cloutier, por la oportunidad de realizar este sueño y claro por sus consejos y enseñanzas.

Gracias a todas y todos los académicos y alumnos de ECOSUR Chetumal y Campeche, especialmente a Paty Vázquez Zarate quien me apoyo en un momento crucial.

Agradezco el apoyo y la beca por parte de CONACYT para la realización de la maestría y en especial de la tesina. Asimismo agradezco a El Colegio de la Frontera Sur por la beca durante el desarrollo de la maestría.

Finalmente esta maestría me deja grandes experiencias, pero sobretodo muy buenos amigos. Por supuesto, mi mejor amigo y compañero para toda la vida... Phil. Por eso doy gracias por esta increíble oportunidad. Este es solo inicio para cumplir con mis sueños y metas para lograr disminuir el daño a los ecosistemas y a sus especies

RESUMEN

Los ecosistemas proveen distintos bienes y servicios que benefician a los seres humanos. Desafortunadamente, las distintas actividades humanas han ocasionado su degradación a través de la pérdida y fragmentación del hábitat, la contaminación, la introducción de especies exóticas y el cambio climático, alterando su funcionalidad, y afectando su biodiversidad. Por ello, es necesario actuar no solo para prevenir sino también para recuperar las zonas degradadas y sus especies. Así surgen dos disciplinas que apoyan a la conservación, la primera es la restauración ecológica cuyo propósito es revertir y ayudar en el proceso de recuperación de un ecosistema degradado, a través del re-establecimiento de su vegetación y comunidad biótica original. La segunda es la reintroducción que busca el restablecimiento de las especies nativas de fauna silvestre en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o se extinguió.

Este ensayo tiene como objetivo presentar ambas disciplinas y la relación que existe entre ellas, posicionando a la reintroducción como una herramienta importante para la restauración a través del regreso de un elemento que formaba parte del ecosistema, el cual a veces puede tener una enorme influencia en su recuperación, en especial las especies clave como depredadores, ingenieros del ecosistema, polinizadores, etc. Al mismo tiempo este ensayo muestra la dificultad para determinar dicha influencia, los altos costos y el amplio tiempo de un programa de reintroducción. Debido a que esta disciplina está en constante aprendizaje y desarrollo de técnicas a través de los casos de estudio, se vuelve indispensable un monitoreo de los distintos elementos del paisaje, así como el incluir las políticas y la participación de diferentes

actores que amplíen el conocimiento, local, tradicional y científico. Finalmente, debido a que el regreso de una especie implica diversos retos, es necesario seguir los lineamientos establecidos para aminorar los imprevistos y lograr el éxito del programa.

Palabras clave: conservación, biodiversidad, degradación, reintroducción, restauración ecológica.

RESUME

Les écosystèmes fournissent divers biens et services dont les êtres humains profitent. Malheureusement, les diverses activités humaines ont causé leur dégradation par la perte et la fragmentation des habitats, par la pollution, par l'introduction d'espèces exotiques et par les changements climatiques, ce qui modifie leur fonctionnalité et leur biodiversité. Par conséquent, il faut agir non seulement pour prévenir, mais aussi pour récupérer les zones dégradées et ses espèces. Ainsi, il y a deux disciplines qui appuient la conservation. La restauration écologique constitue la première de celles-ci, dont le but est de restituer et d'aider à la récupération des écosystèmes dégradés, au moyen du rétablissement de la végétation et de la communauté biotique originale. La seconde discipline est la réintroduction, qui cherche le rétablissement des espèces fauniques indigènes dans une région qui faisait autrefois partie de leur aire de répartition historique, mais d'où ces espèces ont été extirpées ou sont disparues.

Le présent document vise à présenter les deux disciplines et les relations entre celles-ci, ainsi que le positionnement de la réintroduction comme un outil important pour la restauration grâce au retour d'un élément qui faisait partie de l'écosystème. Cette réintroduction peut parfois avoir une influence énorme sur la récupération, des écosystèmes, surtout en ce qui concerne les espèces clés, comme les prédateurs, les ingénieurs de l'écosystème, les pollinisateurs, etc. En outre, cet essai démontre les difficultés à déterminer cette influence, les coûts élevés et le temps considérable nécessaire à l'application d'un programme de réintroduction. La discipline de la réintroduction est en constant apprentissage et développement de techniques, au

moyen d'études de cas, où la surveillance des différents éléments du paysage est essentielle, ainsi que l'inclusion de politiques et la participation de différents acteurs qui élargissent la compréhension locale, traditionnelle et scientifique. Enfin, étant donné que le retour d'une espèce implique plusieurs défis, il est nécessaire de suivre les directives établies pour réduire les imprévus et favoriser le succès du programme.

INDICE

| | |
|--|----------|
| AGRADECIMIENTOS | ii |
| RESUMEN | iv |
| RESUME | vi |
| INDICE | viii |
| LISTA DE TABLAS | x |
| LISTA DE FIGURAS | xi |
| GLOSARIO | xii |
| LISTA DE ABREVIACIONES Y ACRÓNIMOS | xiv |
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| Capítulo 1. Un vistazo a la situación actual de los ecosistemas y su problemática | 2 |
| 1.1. Conceptos básicos | 2 |
| 1.1.1 Biodiversidad | 3 |
| 1.1.2 Resiliencia..... | 3 |
| 1.2 Ecosistemas degradados | 4 |
| 1.2.1 Ecosistemas terrestres y acuáticos..... | 6 |
| 1.3 Causas | 7 |
| 1.3.1 Pérdida y fragmentación del hábitat..... | 7 |
| 1.3.2 Actividades humanas no sustentables | 8 |
| 1.3.3 Contaminación | 10 |
| 1.3.4 Cambio climático..... | 11 |
| 1.3.5 Introducción de especies exóticas invasoras | 12 |
| 1.4 Consecuencias..... | 13 |
| 1.4.1 Pérdida de la biodiversidad | 14 |
| 1.4.2 Afectaciones en los servicios ecosistémicos..... | 15 |
| 1.4.3 Defaunación..... | 15 |

| | |
|--|------------|
| Capítulo 2. Integrando los campos de la restauración ecológica y la reintroducción de especies de fauna | 20 |
| 2.1 Restauración ecológica | 21 |
| 2.1.1 Restauración pasiva y activa | 23 |
| 2.2 Reintroducción de fauna | 25 |
| 2.2.1 Guía para una reintroducción exitosa. | 26 |
| 2.2.2 Fuente de los animales para la reintroducción..... | 28 |
| 2.2.3 Características de la población a reintroducir | 29 |
| 2.2.4 Tipo de Liberación: lenta y rápida | 29 |
| 2.3 Reintroducción como parte de la restauración | 31 |
| 2.3.1 Rol de las especies | 33 |
| 2.3.2 Beneficios Socio-económicos | 36 |
| 2.3.3 Evaluación de los sitios de Reintroducción | 36 |
| 2.4 Límites y desafíos | 37 |
| 2.4.1 Costo y tiempo | 41 |
| 2.5 Política y Legislación..... | 42 |
| Capítulo 3. Reintroducción de fauna: Casos de estudio..... | 44 |
| 3.1 Nutria marina (<i>Enhydra lutris</i>) Linnaeus 1758 | 45 |
| 3.2 Lobo gris (<i>Canis lupis</i>) Linnaeus 1758 | 47 |
| 3.3 Titi león dorado (<i>Leontopithecus rosalia</i>) Linnaeus, 1766 | 50 |
| 3.4 Oryx de arabia (<i>Oryx leucoryx</i>) Pallas, 1777 | 53 |
| 3.5 Jabalí Europeo (<i>Sus scrofa</i>) Linnaeus, 1758 | 56 |
| 3.6 Sube palo Castaño (<i>Climacteris picumnus</i>) Temminck and Laugier, 1824 | 58 |
| 3.7 Guacamaya Roja Centroamericana (<i>Ara macao cyanoptera</i>) Linnaeus, 1758 | 60 |
| DISCUSIÓN..... | 652 |
| CONCLUSIÓN | 65 |
| REFERENCIAS | 69 |
| ANEXOS | 87 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|---|--------------------------------------|
| 2. 1 Criterios para una reintroducción..... | 27 |
| 2. 2 Rol de las especies, se pueden dar numerosas combinaciones entre estas definiciones..... | 35 |
| 2. 3 Costos de algunos proyectos de reintroducción..... | ¡Error! Marcador no definido. |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| 2. 1 Comparación entre la restauración pasiva y activa. | 24 |
| 3. 1 Rol de la nutria marina en el bosque de kelps..... | 46 |

GLOSARIO

| | |
|------------------|--|
| Abiótico | Componente abiótico es un factor climático, geográfico o geológico inerte presente en el ambiente que afecta a los ecosistemas. |
| Agroforestería | Sistema productivo que integra árboles, ganado y pastos o forraje, en una misma unidad productiva. Este sistema está orientado a mejorar la productividad de las tierras y al mismo tiempo ser ecológicamente sustentable. |
| Bioacumulación | Proceso por el cual los tóxicos van aumentando su concentración en un organismo con el paso del tiempo. |
| Bioma | Conjunto de ecosistemas característicos de una zona biogeográfica. |
| Biótico | Los factores bióticos son los seres vivos de un ecosistema, puede referirse a la flora, la fauna, los humanos de un lugar y sus interacciones. |
| Especie Endémica | Planta o animal cuya área de distribución queda restringida a una determinada región o país |
| Especie nativa | Es una especie que pertenece a una región o ecosistema determinados. Su presencia en esa región es el resultado de fenómenos naturales sin intervención humana |
| Funcionalidad | Es el estado de un ecosistema caracterizado por las estructuras inherentes, las funciones ecológicas y la dinámica que proveen a los ecosistemas tanto de la eficiencia necesaria y la resiliencia para desarrollar sin un cambio abrupto de las propiedades del sistema y de la distribución geográfica, y para responder flexiblemente a los cambios externos. |
| Hábitat | Lugar de vivienda de un organismo o comunidad que proporciona las condiciones necesarias para sus procesos vitales. |
| Heterogeneidad | Composición de un todo de partes de distinta naturaleza. |

| | |
|----------------|---|
| Hidrofóbico | Una molécula que no pueda interaccionar con el agua. |
| <i>In situ</i> | Expresión latina que significa en el sitio o en el lugar. |
| Linaje | Es la línea de ascendencia o descendencia de una familia o clan. |
| Monocultivo | Se refiere a las plantaciones de gran extensión con el cultivo de una sola especie, con los mismos patrones, resultando en una similitud genética. |
| Nicho | Nicho ecológico, se refiere a la «ocupación» o a la función que desempeña cierto individuo dentro de una comunidad. Es el hábitat compartido por varias especies |
| Sinérgico | El concepto es utilizado para nombrar a la acción de dos o más causas que generan un efecto superior al que se conseguiría con la suma de los efectos individuales. |

LISTA DE ABREVIACIONES Y ACRÓNIMOS

| | |
|-------|---|
| ANP | Áreas Naturales Protegidas |
| CBD | Convenio sobre la Diversidad Biológica |
| CITES | Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres |
| FAO | Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura |
| IPCC | Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático |
| MNT | Reserva Midewin National Tallgrass Prairie |
| NWRC | Centro de Investigación Nacional de Vida silvestre |
| ONG | Organizaciones No Gubernamentales |
| PIB | Producto Interno Bruto |
| SCB | Sociedad para la Biología de la Conservación |
| SER | Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica |
| SWC | Comisión de Vida Silvestre Saudita |
| TEEB | La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad |
| UICN | Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza |

INTRODUCCIÓN

Un ecosistema es una comunidad de plantas y animales adaptadas a su ambiente físico particular que co-existen en un sitio dado, con flujos de materia y energía a distintas escalas temporales y espaciales, influenciados por los ecosistemas aledaños. En caso de una perturbación, el ecosistema tiene una resiliencia, la cual depende de sus niveles de biodiversidad, biomasa y heterogeneidad. De ahí que las actuales actividades humanas como la pérdida y la fragmentación del hábitat, el cambio climático y la introducción de especies exóticas dan origen a la degradación del ecosistema al superar el umbral de resiliencia disminuyendo la biodiversidad. Por ello, surgen distintas medidas de conservación que intentan dirigir esfuerzos para evitar esta degradación, entre las que se puede nombrar la creación de Parques Nacionales o Áreas Naturales Protegidas (ANP's), las Listas Rojas de especies y ecosistemas amenazados.

Por otro lado, surgen nuevas disciplinas como la restauración ecológica y la reintroducción de fauna, cuyo fin es proporcionar herramientas adicionales a la conservación a través de la recuperación de los sitios degradados. Asimismo, ambas mantienen una estrecha relación, que a veces pasa desapercibida. Por esta razón, este ensayo presenta a través de una revisión bibliográfica la reintroducción de fauna como una herramienta para la restauración ecológica, así como la definición de cada disciplina. De la misma manera, se muestran los distintos beneficios y desafíos del uso de esta herramienta, incluyendo recomendaciones y los puntos necesarios para una reintroducción exitosa. Por último, los casos de estudio muestran de una forma práctica la puesta en marcha de la reintroducción de fauna.

Capítulo 1

Un vistazo a la situación actual de los ecosistemas y su problemática

Un ecosistema puede ser definido como “comunidades de planta y animales que coexisten y se han adaptado bien a su ambiente físico particular (suelo, agua y aire) y al entorno climático, con flujos de materia y energía que se encuentran a distintas escalas temporales y espaciales influenciados por los ecosistemas aledaños” (CDB, 2010; García-Oliva, 2005; Odum, 1971). Para estos, la funcionalidad es un componente esencial asociado a la idea de que las actividades colectivas metabólicas de los organismos dentro de un hábitat consumen energía y materia, las cuales se mueven entre grupos orgánicos (vivos o muertos) e inorgánicos (Odum, 1969; Naeem, 2002). La intervención humana, ha alterado estos flujos de una manera alarmante en los últimos 50 años. De hecho, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005a) menciona que del 20 al 70% del área de 11 de los 13 biomas terrestres evaluados han sido convertidos para distintos usos humanos. Por ello, este capítulo presenta la situación actual de los ecosistemas, incluyendo las diversas actividades antrópicas que tienen un impacto negativo en la biodiversidad global, regional o local, resultando en la pérdida de especies y servicios ecosistémicos (Naeem, 2002).

1.1. Conceptos básicos

En primer lugar es indispensable conocer algunos de los principales conceptos que se utilizarán a lo largo de este ensayo, así como su rol e importancia en la conservación.

1.1.1 Biodiversidad

La “diversidad biológica”, es un sinónimo extendido de “biodiversidad” definida como “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, los ecosistemas y los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y los ecosistemas” (CBD, 2010). El papel de la biodiversidad dentro de los procesos de los ecosistemas incluyen su resiliencia y adaptabilidad, así como numerosos beneficios en el aprovisionamiento humano, cultural y servicios ecosistémicos (CBD, 2010). De hecho, es la base que sustenta el suministro de alimentos, oxígeno y agua limpia ofreciendo incluso protección contra fenómenos naturales.

1.1.2 Resiliencia

Para comprender la importancia de la biodiversidad es necesario establecer el concepto de resiliencia. Con referencia a lo anterior se puede decir que la estabilidad de los ecosistemas tiene dos componentes principales: la resistencia y la resiliencia. La primera se traduce como la capacidad de hacer frente a una perturbación sin cambiar su estructura y dinámica, la cual depende del tamaño de sus almacenes de materia y energía (May, 1977; Trojan, 1984). En cuanto a la resiliencia, se traduce como la capacidad para regresar al estado anterior a la perturbación (May, 1977; Trojan, 1984). En este caso, la capacidad tiene un límite, por lo que si el nivel de perturbación es mayor a este, el ecosistema cambia su estructura o funcionamiento. Por esta razón, las actuales perturbaciones globales en la biodiversidad, en el cambio en el uso de suelo, en la cobertura de la tierra, etc., sobrepasan el umbral de resiliencia, resultando en

disturbios que permanecerán durante varias décadas (Comin, 2010). En otras palabras, la complejidad incluyendo su biodiversidad permiten al ecosistema hacer frente y recuperarse después de una perturbación (García-Oliva, 2005). Por ejemplo, un ecosistema simple como un monocultivo es mucho más vulnerable que un ecosistema tropical no perturbado (García-Oliva, 2005).

1.2 Ecosistemas degradados

En la actualidad, el inventario más completo del estado de conservación de especies de animales y plantas a nivel mundial es la Lista Roja de Especies Amenazadas o Libro Rojo, elaborada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (UICN, 2012). Gracias a su éxito durante el IV Congreso Mundial para la Naturaleza de la UICN en 2008, se inició un proceso para proponer criterios de evaluación sobre el estatus y el establecimiento de una Lista Roja Global para los ecosistemas (Rodríguez *et al.*, 2011). Con ello, fue posible delimitar los niveles de amenaza y determinar la trayectoria hacia su eventual desaparición. La idea es combinar ambas listas para lograr ofrecer un panorama más completo y actual sobre el estado de otros elementos dentro de los ecosistemas (Rodríguez *et al.*, 2011). Por otra parte, se demostró la dificultad para determinar el nivel de degradación, debido a la complejidad de las interacciones dentro de un ecosistema (Rodríguez *et al.*, 2011). Por ejemplo, para considerar un ecosistema “destruido”, algunos opinan que es suficiente considerar la pérdida de un componente clave (como depredadores tope o polinizadores) mientras que otros proponen que es necesaria la desaparición del último elemento biótico (Rodríguez *et al.*, 2011). Por su lado, los ecosistemas acuáticos

representan un reto mayor ya que es difícil detectar sus perturbaciones (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005b; Nel *et al.*, 2007).

Como ya se ha mencionado la degradación se define como un cambio de un estado evolucionado de complejidad auto-ordenada hacia un estado donde las condiciones reflejan estructuras más simples y funciones que son menos eficientes (Folke *et al.*, 2004). No obstante, la eliminación de los componentes de un ecosistema es un proceso gradual donde la pérdida de especies y de la función ecológica ocurre generalmente después de las pérdidas de su área (Lindenmayer and Fischer, 2006; Tilman *et al.*, 1994). Por esta razón, la evaluación de un ecosistema toma en cuenta la estimación de su distribución geográfica, su grado de degradación y las tendencias de dichas variables (Rodríguez *et al.*, 2011). Así pues, una degradación puede ser la reducción de la extensión de la vegetación original y una pérdida irreversible en la composición, estructura y/o función (Rodríguez *et al.*, 2011). Por ello, para medir la pérdida en la composición pueden incluirse amenazas como el aumento en la proporción de especies exóticas invasoras o una disminución en la diversidad de especies nativas (Nel *et al.*, 2007; Nicholson *et al.*, 2009). En cuanto a los elementos estructurales pueden considerarse los cambios en riqueza de especies, estructura trófica, diversidad de gremios o estatus de especies clave particulares (Nel *et al.*, 2007; Nicholson *et al.*, 2009). Finalmente, para medir la pérdida de la función pueden medirse las alteraciones en los cambios en el ciclo de nutrientes, en la complejidad trófica, en los flujos energéticos, en la acumulación de biomasa o en los patrones de flujo de agua (Nel *et al.*, 2007; Nicholson *et al.*, 2009). A continuación se presentan algunos ejemplos de degradaciones en los ecosistemas terrestres y acuáticos.

1.2.1 Ecosistemas terrestres y acuáticos

Las principales degradaciones en los ecosistemas terrestres son afectaciones en la vegetación y en el suelo, resultado de una gestión forestal inapropiada, la explotación intensiva y el desarrollo tanto de la agricultura como de la construcción urbana (García-Oliva, 2005; TEEB, 2008). De modo que, se afecta una gama de beneficios provistas por los bosques como el agua pura, la regulación del clima y la protección de la biodiversidad, los cuales son fuente importante de ingresos, combustible y comida (Chazdon, 2008; Nellemann and Corcoran, 2010; TEEB, 2008). Por ejemplo, la conversión de los humedales para la agricultura o la acuicultura, afecta los beneficios que este ecosistema provee, destruyendo además el hábitat para numerosas especies que dependen de ellos como reptiles, anfibios, insectos, peces, etc.

Por otra parte, dentro de las principales afectaciones para los ecosistemas acuáticos como ríos y lagos, podemos nombrar la erosión, la sedimentación, y la sobreexplotación del agua para el consumo humano y la agricultura. Dichas actividades resultan en procesos de contaminación del agua que difícilmente es tolerada por las especies silvestres de dicho ecosistema (Allen *et al.*, 2001). Otro aspecto importante es la desviación de agua para la agricultura y el consumo humano resultando en la disminución del flujo natural de los ríos hacia las costas y la reducción de la extensión de grandes cuerpos de agua, con resultados catastróficos para hábitats costeros y estuarinos, afectando a muchas de las especies que ahí habitan (Nellemann and Corcoran, 2010). Por ejemplo, la disminución de la reproducción y un cambio en la migración de ciertas especies de peces, causa la pérdida de la biodiversidad e incluso colapsos en la industria pesquera (Nellemann and Corcoran, 2010).

1.3 Causas

De lo anterior resulta evidente cuestionarse sobre las causas de las degradaciones. En general, estas se atribuyen a diversos factores naturales o inducidos por el ser humano, estas últimas también son conocidas como “generadores de cambio” los cuales pueden ser directos o indirectos (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005a). Dentro de los directos se encuentran la pérdida y fragmentación del hábitat, la sobreexplotación de recursos naturales, la contaminación, el cambio climático y la introducción de especies exóticas invasoras. Dichos factores son afectados e influenciados por los generadores indirectos como el cambio en la población, la actividad económica, los factores sociopolíticos, culturales y religiosos, la ciencia y la tecnología (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005c). En esta sección se presentan brevemente los cambios directos, los cuales muchas veces actúan de manera sinérgica.

1.3.1 Fragmentación y pérdida del hábitat

En todos los ecosistemas la fragmentación y la pérdida de hábitat son las principales amenazas para la biodiversidad. La primera de origen natural o causada por el hombre, es la pérdida de la continuidad de un ecosistema, afectando su funcionamiento, con cambios importantes en la estructura de las poblaciones y comunidades, tanto de plantas como de animales, así como del ambiente físico, presentándose a diferentes escalas (MacDonald, 2003; Saunders *et al.*, 1991). Por ejemplo, en los bosques se pueden generar pequeños parches rodeados por campos agrícolas o ciudades, lo cual altera el microclima y ocasiona un aislamiento genético o “deuda de extinción”, es decir, especies que eventualmente se extinguirán a menos que se repare o restaure el hábitat (Dobson *et al.*, 1997; Herrerías and Benítez-Malvido, 2005; Saunders *et al.*, 1991;

Tilman *et al.*, 1994). Del mismo modo se crea un efecto de borde que expone a varias especies a las condiciones que se encuentran dentro de la matriz circundante (Saunders *et al.*, 1991). En este caso los corredores biológicos han sido implementados para enlazar dos o más parches de fragmentos que anteriormente estaban conectados, sirviendo como un conducto para los animales que los habitan (MacDonald, 2003).

La segunda es la pérdida de un hábitat que da como resultado la reducción de las poblaciones vegetales y animales y la consecuente disminución en el tamaño efectivo de estas para la reproducción, así como la pérdida de servicios ecosistémicos (Herrerías and Benítez-Malvido, 2005). Por ejemplo, la deforestación o conversión de hábitats naturales para la agricultura o actividades industriales afecta a los animales frugívoros y herbívoros, los cuales son muy sensibles a la perturbación del hábitat. Dicha perturbación ocasiona la disminución o extinción de estas especies, lo que a su vez genera problemas en la dispersión de las especies de plantas que dependen de ellas, las cuales pueden igualmente desaparecer de la comunidad (Dobson *et al.*, 1997; González-Varo, 2010; Herrerías and Benítez-Malvido, 2005).

1.3.2 Actividades humanas no sustentables

Por otra parte, el impacto ecológico de la humanidad se puede medir como “el área de tierra y agua necesaria para producir los recursos consumidos y asimilar los residuos generados por la humanidad, en un año determinado” (Society for Ecological Restoration International, 2013a). Ante esta situación se menciona que la creciente demanda humana ha excedido la capacidad regenerativa de los ecosistemas afectando su sustentabilidad (Society for Ecological Restoration International, 2013a). Por

ejemplo, la carga de la humanidad correspondió al 70% de la capacidad de la biosfera mundial en 1961, y creció al 120% en 1999 (Society for Ecological Restoration International, 2013a). Cabe destacar que, son seis las principales actividades humanas que requieren de espacio biológicamente productivo (Society for Ecological Restoration International, 2012):

- i) la producción de cultivos para la alimentación, fibra, aceite y caucho;
- ii) los animales de pastoreo para carne, pieles, lana y leche;
- iii) la extracción de madera;
- iv) la pesca marina y de agua dulce;
- v) la infraestructura para vivienda, transporte, producción industrial y energía hidroeléctrica; y
- vi) la quema de combustibles fósiles.

Asimismo el ambiente frecuentemente se degrada “por las que parecen ser buenas razones económicas”, por lo que en muchos casos, la protección y la preservación de la naturaleza parecen ser “demasiado costosas” (Flasbarth, 2010). Por ello, en 2008 surge el estudio sobre La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB), cuyo objetivo es “evaluar los costos económicos regionales y mundiales de la degradación de los ecosistemas y de la pérdida de su diversidad biológica” (Flasbarth, 2010). Entre sus recomendaciones, se encuentra incluir la pérdida de la biodiversidad como una pérdida económica acumulativa, donde se enfatice el resultado de su disminución y de la degradación de los servicios prestados por los ecosistemas (Potočnik, 2010). Este estudio calcula que para el año 2050 las pérdidas podrían llegar al equivalente del 7% del consumo anual. Asimismo menciona que la degradación de

un hábitat se registra como un beneficio positivo en el PIB de un país (medida del bienestar económico actual), sin incluir la disminución de su riqueza (activos), que es la medida del bienestar económico futuro (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005c). Para ejemplificar lo anterior, se puede nombrar la tala de un bosque, la cual puede significar un aumento en el PIB, gracias a la venta o exportación de la madera, pero al mismo tiempo constituye una disminución de este recurso y de sus servicios ecosistémicos. De igual manera, otros servicios están disponibles gratuitamente para aquellos que los utilizan como el agua dulce proporcionada por los acuíferos o el uso de la atmósfera como sumidero de contaminantes, por lo que su degradación tampoco se refleja en las mediciones económicas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005c).

1.3.3 Contaminación

Otra causa de degradación es la contaminación, la cual se define como una liberación de sustancias ajenas en cualquiera de sus distintos estados: sólidos, líquido o gaseoso. Estos contaminantes pueden propagarse en distintos medios (el acuático, el terrestre o el aire), afectando de manera directa o indirecta al ecosistema (Márquez-Huitzil, 2005). A pesar de que algunos de ellos se degradan una vez liberados en el medio, otros persisten y pueden moverse a través de las cadenas alimentarias o ser transportados por el aire y el agua, circulando a grandes distancias (Society for Ecological Restoration International, 2013b). Cabe agregar que, la susceptibilidad y exposición del individuo o población al contaminante, están influenciadas por la variabilidad y el cambio en el clima (Schiedek *et al.*, 2007). Algunos estudios comienzan a interesarse sobre los contaminantes bioacumulados por ciertos organismos (Blais *et al.*, 2007). Por ejemplo,

las descargas de minerías y refinerías petroleras hacia los ecosistemas acuáticos ocasionan una bioacumulación de metales pesados y mercurio en los tejidos grasos de los animales, dado que estos contaminantes son hidrofóbicos (Kelly *et al.*, 2007).

Por otro lado, un elemento natural o compuesto puede ser considerado un contaminante una vez que alcanza concentraciones tóxicas naturalmente o por medio de las acciones del ser humano (Society for Ecological Restoration International, 2013a). Cabe destacar que los contaminantes antrópicos son generalmente sustancias que no se encuentran en la naturaleza producidas para aplicaciones agrícolas, industriales, o farmacéuticas (Society for Ecological Restoration International, 2013a). Incluso existen contaminantes generados por la combustión provocada durante los incendios, las explosiones o las guerras (Márquez-Huitzil, 2005).

1.3.4 Cambio climático

Para el caso del cambio climático, se habla de un problema a nivel mundial. En general, las emisiones de gases de efecto invernadero contribuyen al cambio climático, provocando cambios en las temperaturas regionales con serias repercusiones sobre la biodiversidad y los ecosistemas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005c). Por ejemplo, el calentamiento actual puede exceder la habilidad para adaptarse de algunas especies de flora y fauna locales las cuales mueren, situación que ocasiona mayores cambios en la estructura, la función y los servicios de los ecosistemas (Schiedek *et al.*, 2007). Un ejemplo claro de este problema es el estrés que sufren las especies acuáticas para adaptarse a un nuevo régimen y variación en sus actuales límites de tolerancia termal (Pörtner and Knust, 2007). Por otro lado, el cambio climático

está relacionado con alteraciones en las distribuciones de las especies, en el tamaño de las poblaciones, en los tiempos de reproducción o migración, así como en la frecuencia de aparición de plagas y enfermedades (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005c).

Entre las principales causas del aumento de emisiones, se encuentra la deforestación y la degradación forestal, la cual contribuye con un 20% de emisiones de CO₂. La FAO (2010) calcula que entre 2000 y 2010 se han perdido en el mundo unas 13 millones de hectáreas de bosque al año. Por lo tanto, la conservación de bosques es una estrategia fundamental en los esfuerzos globales para reducir estas emisiones (WWF, 2010). De hecho, se espera que para fines del siglo XXI, los impactos del cambio climático sean el generador dominante y directo de la pérdida de biodiversidad y de los cambios en los servicios de los ecosistemas a nivel mundial. Asimismo se prevé un aumento en el nivel del mar, así como en la intensidad y la frecuencia de las tormentas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005; Schiedek, *et al.*, 2007).

1.3.5 Introducción de especies exóticas invasoras

Por último, se presentan el problema de las especies exóticas invasoras. Estas especies pueden ser tanto vegetales como animales, se les nombra así ya que se encuentran fuera de su distribución natural, situación ocasionada por el hombre o de forma natural (Segura, 2005; Márquez-Huitzil, 2005). Entre las distintas causas antrópicas, podemos encontrar el aumento de movimientos de ejemplares de distintas especies hacia nuevas regiones (continente o país, o desde una región distinta dentro de una misma nación) principalmente para beneficio humano como uso ornamental,

comestible, industrial o comercial (Márquez-Huitzil, 2005). Dicha situación es favorecida por la globalización del comercio, la relajación de fronteras comerciales y el desarrollo de transportes más grandes y rápidos (Márquez-Huitzil, 2005).

Cabe señalar que una especie invasora debe vencer ciertas barreras geográficas, ambientales y reproductivas, lo cual incluye la ausencia de especies o condiciones que regulen su crecimiento poblacional (Drake *et al.*, 1989). De esta forma, su propagación a través del ecosistema modifica la estructura de la comunidad y altera su funcionamiento. Esta situación incluye efectos adversos sobre la flora o la fauna nativa causada principalmente por la competencia de los recursos, la inhibición de su crecimiento, su depredación o desplazamiento (Allen *et al.*, 2001; Byers *et al.*, 2006; Márquez-Huitzil, 2005). Cabe resaltar que su presencia es más frecuente en ambientes perturbados, dado que las zonas son más susceptibles de ser colonizadas y existe un lugar “vacío” resultado de la ausencia de vida silvestre (Vega, 2005).

1.4 Consecuencias

Como se menciona anteriormente, existen ciertas características del ecosistema que promueven su resiliencia, la cual depende de su complejidad y funcionalidad. Por lo tanto, la pérdida de especies y de diversidad genética disminuye la capacidad para recuperarse de una perturbación humana o natural. De modo que uno de los propósitos de la conservación de la biodiversidad es promover la funcionalidad del ecosistema (Freudenberger *et al.*, 2012). Así pues, existe un aumento de iniciativas para conservar la biodiversidad, como la creación de Reservas Naturales, el estudio del funcionamiento de los ecosistemas, la restauración ecológica, etc. (Primack, 1993). Por lo tanto, resulta

evidente que en cada país se implementen distintas formas para la protección y la conservación de sus recursos incluyendo objetivos apropiados local y nacionalmente (Mace *et al.*, 2010). En esta sección se presentan algunos de los principales problemas ligados a la disminución de la biodiversidad y sus consecuencias.

1.4.1 Pérdida de la biodiversidad

Como ya se ha mencionado, la pérdida de la biodiversidad se encuentra ligada a distintas causas antrópicas. De ahí que la tasa de extinción de animales es de 10 a 100 veces superior a la que existiría sin la intervención humana, y se prevé que aumentará en las próximas décadas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005a). Ahora bien, es difícil ofrecer un panorama completo del estado general de la biodiversidad global, sin embargo, es probable que entre el 10 y el 30% de las especies de mamíferos, aves y anfibios se encuentren en peligro o amenazadas de extinción (WWF, 2010). Por ello, se han realizado ciertas acciones como la “regulación” en la caza de ballenas y la prohibición de marfil. A pesar de ello es necesario implementar acciones para otras especies y otros grupos, como por ejemplo realizar trabajos para conocer mejor la situación actual de los insectos y de la madera procedente del bosque primario (Young, 2000). Otro aspecto relevante es el hecho de que la pérdida de una especie en un lugar determinado puede alterar los diferentes servicios ecológicos concretamente asociados a dicha especie (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005a). De hecho, algunas veces existe una co-evolución entre ciertas especies de plantas y animales, lo cual puede ocasionar que la pérdida de una de ellas se refleje en la extinción de la otra (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005a).

1.4.2 Afectaciones en los servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. En general estos servicios se pueden dividir en cuatro tipos: i) servicios de aprovisionamiento como la producción de alimentos, agua, madera, fibra y recursos genéticos; ii) servicios de regulación como la regulación del clima, las inundaciones, las enfermedades y la calidad del agua; iii) servicios culturales como los beneficios de los aspectos recreativos, estéticos y espirituales; iv) servicios de apoyo como la formación del suelo, la polinización y el ciclo de nutrientes (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005a).

Ante la situación actual generada por las demandas crecientes de estos servicios, la mayoría se encuentran afectados de alguna manera. Dicha situación ha originado de manera directa o indirecta transformaciones y degradaciones en los ecosistemas y en los servicios que prestan (CBD, 2010; Evaluación de los ecosistemas del Milenio, 2005c). Así, durante los últimos 50 años los servicios más degradados incluyen la regulación del clima local y regional; la erosión; la calidad del aire, del agua y de los suelos; la pesca, la captura y la cacería de varias especies; el suministro de agua; el tratamiento de desechos; la eliminación de la toxicidad; la protección contra los riesgos naturales; la satisfacción espiritual; y el placer estético (Evaluación de los ecosistemas del Milenio, 2005c).

1.4.3 Defaunación

En la actualidad, a nivel global el aumento en la agricultura, aunado con los efectos de la caza y pesca tanto comercial como de subsistencia han ocasionado la disminución e

incluso la extinción de ciertas especies. Además estas actividades remueven presas para los depredadores y otros animales que dependen de ellas, provocando su disminución a nivel global (Terborgh and Estes, 2010). Así, se da lugar al síndrome del bosque vacío, con efectos negativos en la conservación de los ecosistemas, en especial para la continuidad de distintos tipos de vegetación (Redford, 1992).

Esta defaunación o desaparición de los animales en los ecosistemas es un grave problema originado por distintas causas ya sean indirectas o directas. Dentro de las causas indirectas podemos nombrar las guerras, la destrucción del hábitat por la tala, la quema, la destrucción de sitios de anidamiento como las playas, etc. (Redford, 1992). Por ejemplo, en el Chad la guerra civil ocasionó la introducción de armas y vehículos motorizados que aparte de la violencia humana, incrementaron la caza y la presión sobre las especies de fauna, resultando en un declive devastador en las poblaciones de Oryx y distintas especies de gacelas de la Reserva de Fauna Ouadi Rime-Ouadi Achim "OROAGR" (Islam *et al.*, 2012). Además la extracción de semillas o fruta, actividades que dejan sin alimento a las especies al mismo tiempo que remueve nutrientes de los ecosistemas (Redford, 1992).

En segundo lugar, la forma directa se refiere a la adquisición o muerte de animales para el comercio y/o la caza. En el caso del comercio uno de sus principales problemas es la obtención ilegal de fauna silvestre bajo el pretexto de llevar a los ejemplares a granjas de criadero con licencia o a tiendas de mascotas (Natusch and Lyons, 2012). Por ejemplo, en Indonesia la demanda internacional de especies como mascotas ha afectado y disminuido especies silvestres protegidas de reptiles y anfibios (Natusch and Lyons, 2012). El origen de esta situación se atribuye a distintos factores

como la creciente demanda de mascotas, la corrupción, las limitadas habilidades de identificación, y la falta de conocimiento de ciertas especies por parte de las autoridades así como por la utilización de algunos sitios de crianza para la comercialización de especies protegidas (Natusch and Lyons, 2012). Aunado a esta situación, se suma la falta de interés en la protección y aprovechamiento sostenible de las especies por parte de los pobladores locales ya que reciben una proporción muy pequeña de los altos ingresos del valor final de la venta de los individuos (Natusch and Lyons, 2012).

Ahora bien, en el caso de la caza, esta puede dividirse en tres dependiendo de los distintos propósitos de su realización: subsistencia, deportiva o comercial (Ver Anexo 1). En el caso de la caza de subsistencia el cazador la realiza para abastecer a su familia, siendo esta la principal fuente de alimento y de proteína obtenida de la fauna silvestre. De esta forma, la caza y la presencia de fauna es crucial para la seguridad alimentaria de la gente local que ha vivido durante décadas en zonas rurales (Nasi *et al.*, 2011; Ojasti, 2000). A pesar de que el número de especies cazadas es bajo, este puede llegar a presentar una alta intensidad para ciertas especies preferidas (Redford, 1992). Por ejemplo, en Latinoamérica se aprovechan distintas especies de mamíferos (más de 200), de aves (aprox. 750), de reptiles (más de 60) y de anfibios (5) (Ojasti, 2000). De estas especies existe diversa evidencia que muestra su disminución y por lo tanto una amenaza en su presencia en especial en zonas como el Amazona y el Congo (Nasi *et al.*, 2011).

En contraste en la caza comercial, las cantidades de animales capturados o muertos suelen ser mucho mayores, con un mayor impacto en las poblaciones,

originando incluso su extinción como fue el caso de la vaquita Stellers o la paloma migratoria (Redford, 1992; Ojasti, 2000). Anteriormente, se mencionó el problema del comercio ilegal, sin embargo la caza comercial se refiere a obtener los animales muertos para comercializar su piel, carne o huevos. Por ejemplo, la tortuga *Podocnemis expansa*, de la cuenca del Amazona, mantuvo una fuerte presión de captura en los años 1860's, cuando se llegó a contabilizar al menos 48 millones de huevos recolectados para la industria, resultando en la eliminación de esta especie en algunas áreas de su distribución histórica (Redford, 1992). Debido a la dificultad para obtener cifras precisas sobre los individuos cazados, se realizan estimaciones a partir de las cifras de los puertos de entrada y salida, así como de los animales muertos durante la cacería o comercialización (Redford, 1992). Esto quiere decir que por cada animal exportado o importado tres murieron incluyendo los individuos muertos por los perros de los cazadores, las trampas, o aquellos que escapan heridos, o una cría que muere junto a una hembra lactante (Redford, 1992). Además de la piel que fue dañada durante la caza o en el proceso de almacenaje, y los animales descartados por ser muy pequeños (Redford, 1992).

Por último, cabe mencionar que la caza y el comercio de las especies origina diversos tipos de extinción: global, local y ecológica (Estes *et al.*, 1989). Esta última se define como la reducción de una especie a un nivel tan bajo de abundancia que deja de interactuar con otras especies y por lo tanto su presencia en la comunidad deja de ser relevante (Estes *et al.*, 1989). En relación con esto último, la importancia de la extinción ecológica es generalmente ignorada ya que los esfuerzos de conservación se enfocan solo en la extinción demográfica sin calcular los tamaños mínimos de poblaciones

viables (Estes *et al.*, 1989). Por esta razón, es necesario establecer que la presencia de algunos individuos no asegura que lleven a cabo sus funciones ecológicas, volviéndose indispensable basar el tamaño demográfico haciendo énfasis en el tamaño mínimo de una población ecológicamente operacional que incorpore las interacciones entre animales y plantas (Estes *et al.*, 1989).

Capítulo 2

Integrando los campos de la restauración ecológica y la reintroducción de especies de fauna

El contenido del capítulo anterior muestra la manera en que las actividades humanas actúan como una fuente de presión constante en los ecosistemas, de manera que surgen estrategias que buscan disminuirlos o detenerlos como la restauración y la reintroducción (Dobson *et al.*, 1997; Fischer and Lindenmayer, 2000; Griffin *et al.*, 2000; Kleiman, 1989; Seddon *et al.*, 2007b; Wolf *et al.*, 1996). Este capítulo presenta ambas disciplinas (Ver sección 2.1 y 2.2) y la estrecha relación que mantienen.

En primer lugar, la restauración ecológica es una parte integral de la conservación encargada de “revertir y ayudar en el proceso de recuperación de un ecosistema degradado, dañado o destruido” a través del re-establecimiento de la vegetación y de la comunidad biótica original de los ecosistemas (Society for Ecological Restoration International, 2004). En segundo lugar, la reintroducción se encuentra relacionada con la restauración en el restablecimiento de las especies nativas de fauna silvestre en un “área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o se ha extinguido” (UICN, 1998). Aunque estas estrategias pueden ser la futura opción a largo plazo de la biología de la conservación (Young, 2000), aún con su aplicación, muchas veces los ecosistemas restaurados mantienen niveles de biodiversidad y de servicios ecosistémicos por debajo de los niveles de un ecosistema natural (Chazdon, 2008; Wallace, 1992). Por lo tanto, es indispensable fomentar programas de conservación de los ecosistemas naturales aún existentes y utilizar este método como última opción y solo en casos justificados (Wallace, 1992).

2.1 Restauración ecológica

A pesar de la creación de Parques Nacionales y ANP's como una forma de conservación, sus extensiones continúan siendo fragmentos del ecosistema o "islas en una matriz de ocupación humana" (Janzen, 1988; Nellemann and Corcoran, 2010; Young, 2000). Por esta razón su protección solo representa "el 13% de la superficie continental, 6% de la superficie costera y menos del 1% de la superficie oceánica del planeta", al mismo tiempo se excluyen zonas aledañas las cuales tienen una enorme influencia sobre estas áreas (Hein, 1997; Nellemann and Corcoran, 2010). Por ello, la restauración es una herramienta en la conservación de estas áreas, y una oportunidad para recuperar zonas abandonadas como los campos utilizados para la agricultura.

Ahora bien, la restauración ecológica es una disciplina práctica que se guía por el proceso científico desarrollado por la teoría de la ecología de la restauración (Society for Ecological Restoration International, 2004; Palmer *et al.*, 2006). En general, se espera que la restauración restablezca el ecosistema a condiciones previas a su degradación (Allen *et al.*, 2001). Así, se enfoca desde la perspectiva de paisaje, brindando una oportunidad para "asegurar la presencia de flujos, interacciones e intercambios con ecosistemas contiguos" (Society for Ecological Restoration International, 2004). Sin embargo, su principal objetivo debe centrarse en "la recuperación de la resiliencia natural del hábitat, en lugar del hábitat original", dada la dificultad para determinar la condición "original" del ecosistema (Nellemann and Corcoran, 2010). En este contexto, es posible obtener información sobre la estructura o la composición anterior utilizando la combinación de conocimientos de algún sitio con condiciones ambientales lo más similares posibles (Society for Ecological Restoration

International, 2004). Por último, la recuperación de un sitio depende de diversos factores como un rango suficiente del hábitat “original” para proveer la colonización natural en los parches regenerados (Dobson *et al.*, 1997).

Cabe agregar que la presencia de este campo en diversas publicaciones es cada vez más común, además de ser un objetivo a corto plazo en decisiones internacionales enfocadas al cambio climático y la biodiversidad (CBD, 2010; Nellemann and Corcoran, 2010; Palmer *et al.*, 2006; Suding, 2011). Por ejemplo, la Conferencia de las Partes del Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD, 2010) “adoptó como medida para el año 2020, restaurar al menos el 15% de los ecosistemas degradados”. Por otro lado, debido al incremento y la rapidez de su desarrollo (Nellemann and Corcoran, 2010; Society for Ecological Restoration International, 2004; Suding, 2011) se generan diferentes interrogantes tanto del lado científico como práctico, las cuales se dirigen al modo en que “la ciencia puede informar y mejorar el éxito de una restauración” (Cabin, 2007; Suding, 2011). En realidad, continua la separación entre conservacionistas e investigadores científicos, atribuida en parte a los interés económicos como la “falta de incentivos para promover investigaciones prácticas directamente aplicables a los problemas ecológicos” (Cabin, 2007). Además, algunas “bases de datos sobre el tema” requieren grandes recursos para su colecta y procesamiento, y al final permanecen ignorados y sin interpretación, por lo que no aportan nada a la práctica (Cabin, 2007).

Para minimizar esta situación se han desarrollado ciertos lineamientos para lograr evaluar el éxito de una restauración, los cuales necesitan un monitoreo continuo (Ver Anexo 2). Dentro de estos se incluyen: una evaluación de la presencia de especies autóctonas y de otros grupos funcionales, y su capacidad para sostener estas especies,

así como evaluar su resiliencia, funcionamiento e integración con el paisaje (Society for Ecological Restoration International, 2004). Estos resultados ecológicos deben integrarse con otros beneficios económicos, estéticos, y educativos (Suding, 2011). Vale la pena mencionar que es indispensable un consenso y participación de todos los involucrados (público, gestores, autoridades, gobierno, etc.), tanto en el proceso de decisión, en la evaluación del impacto socioeconómico y cultural, así como en la condición deseable para el ecosistema (Society for Ecological Restoration International, 2004). Por último, dentro de los planes de la restauración se deben incluir “las prácticas autóctonas de manejo ecológico, incluyendo el apoyo para la supervivencia cultural de los pueblos indígenas y de sus idiomas como bibliotecas vivientes del conocimiento ecológico tradicional” (Society for Ecological Restoration International, 2004). Así, la información generada puede fomentar futuras restauraciones y disminuir casos fallidos (Society for Ecological Restoration International, 2004).

2.1.1 Restauración pasiva y activa

La restauración de un sitio puede resultar desde “una recuperación relativamente rápida hasta no presentar ninguna” (Chazdon, 2008; Suding, 2011). Dicha situación puede depender entre otras cosas de las estrategias ecológicas de restauración utilizadas, las cuales pueden dividirse en dos categorías: pasiva y activa (Figura 2.1). La primera tiene como objetivo remover, detener, o reducir la fuente de perturbación de un ecosistema, seguido de un proceso natural de recuperación (Allen *et al.*, 2001; Morrison and Lindell, 2011; Suding, 2011). Así una restauración pasiva, sería disminuir la presión sobre la fauna limitando o prohibiendo la caza o la pesca según sea el caso, de manera que se permite la sucesión natural a través de los animales. Cabe resaltar que el éxito de los

sitios restaurados de manera pasiva depende de su historia de uso, por ejemplo, el tiempo de abandono, el tipo de uso del suelo, la disponibilidad de semillas y otros factores potenciales del paisaje (Chazdon, 2003).

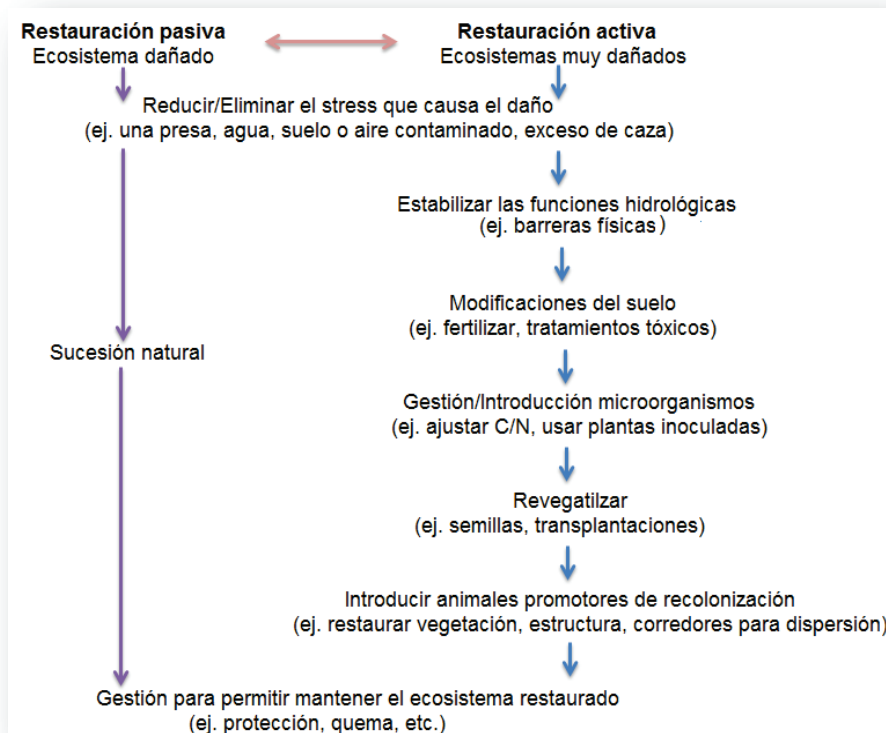


Figura 2. 1 Comparación entre la restauración pasiva y activa. Fuente: Allen *et al.*, 2001.

Ahora bien, si aún eliminando la causa de la degradación los ecosistemas difícilmente pueden recuperar su funcionalidad de manera natural, entonces se utiliza la restauración activa (Allen *et al.*, 2001; Morrison and Lindell, 2011; Suding, 2011). Esta estrategia del mismo modo que la pasiva identifica primero el origen de la perturbación y lo elimina. Posteriormente, dependiendo del grado de disturbio, comienzan una o varias intervenciones mediante la manipulación de la composición, estructura o funcionamiento del ecosistema empleando maquinaria, tratamientos, fuegos

controlados, reintroduciendo flora o fauna, etc. (Allen *et al.*, 2001; Floyd and Romme, 2012; Suding, 2011). Este tipo de restauración se aplica en lugares utilizados de manera intensiva, lejos de fuentes de semillas con efectos muy severos de degradación o donde han desaparecido por completo algunas especies animales y no hay manera de esperar una recuperación natural (Floyd and Romme, 2012).

Cabe mencionar que la restauración activa es más compleja y costosa, razón por la que se debe priorizar la identificación del origen y el grado de perturbación, y si es posible promover una forma pasiva (Morrison and Lindell, 2011; Suding, 2011). Al final, la decisión de utilizar una u otra se basa en los objetivos del proyecto, el presupuesto, el tiempo, y las características del sitio (Chazdon, 2008; Morrison and Lindell, 2011).

2.2 Reintroducción de fauna

En primer lugar es necesario decir que algunas veces existe una confusión entre translocación y reintroducción, no obstante la primera se define como el “movimiento de cualquier organismo viviente de un área a otra”, ya sea para la introducción, reintroducción o renovación (“restocking”) (UICN, 1998). Así, la reintroducción es una forma de translocación de una especie ya sea de flora o de fauna. Para este ensayo este concepto únicamente se referirá a la fauna, a menos que se indique lo contrario. Ahora bien, la reintroducción es un caso específico de restauración conocida a veces como “restauración animal” (Allen *et al.*, 2001). En lo que respecta a la restauración de un ecosistema, se puede decir que el regreso de una o varias especies en el medio silvestre, puede lograr desde el restablecimiento de la población de cierta especie hasta

la recuperación del hábitat, aunque este no sea su objetivo principal (Allen *et al.*, 2001).

Por ello, las principales razones que deben sustentar una reintroducción deben incluir:

- i) aumentar a largo plazo las probabilidades de supervivencia de una especie;
- ii) restablecer una especie clave (ecológica o cultural) en un ecosistema;
- iii) mantener y/o restaurar la biodiversidad natural;
- iv) proveer beneficios económicos a largo plazo a la economía local y/o nacional;
- v) y/o promover la toma de conciencia de la conservación (UICN, 1998).

Por otra parte, para lograr el éxito de una reintroducción es fundamental seguir los puntos que se han desarrollado a través del estudio y práctica en campo (Ver sección 2.2.1). De esta manera la documentación de cualquier reintroducción es clave, ya que la mayoría de los avances se apoyan en los casos de estudio debido a la dificultad para obtener conocimiento *in situ* de las especies y de los ecosistemas (Griffith, 1989; Kleiman, 1989; Wolf *et al.*, 1996).

2.2.1 Guía para una reintroducción exitosa.

En un primer paso, es necesario establecer que las especies viven en hábitats únicos. Por lo tanto, es importante encontrar un lugar biológicamente apropiado para su reintroducción, tal vez con el mismo suelo, drenaje, precipitación, y comunidades de animales y plantas asociadas a donde la especie vivía anteriormente (Wallace, 1992). En otras palabras sitios perturbados que aún conservan propiedades biológicas y edáficas, con el mismo modo de vida histórico de fenómenos naturales como la temperatura, la frecuencia de fuego, etc., enfatizando la protección de la zona (Wallace, 1992). Además cada programa debe contar con métodos particulares, la forma para

medir su éxito o fracaso, y una planeación desde el principio con la asignación de la responsabilidad de cada persona y los costos de operación (Wallace, 1992). En la Tabla 2.1 se muestran los principales criterios para realizar una reintroducción.

Tabla 2. 1 Criterios para una reintroducción. Propuestos por Kleiman *et al*, 1994.

| | |
|------------------------------------|---|
| Estado de la especie: | <ol style="list-style-type: none"> 1. Necesidad de aumento de la población silvestre local 2. Población fuente adecuada 3. No implica amenazas para las poblaciones silvestres |
| Condiciones ambientales: | <ol style="list-style-type: none"> 4. Se han eliminado las causas de la desaparición 5. Suficiente hábitat protegido 6. Hábitat no saturado |
| Condiciones sociopolíticas: | <ol style="list-style-type: none"> 7. No supone un efecto negativo en la población local 8. Población local apoyando 9. Organizaciones no Gubernamentales (ONG's) y Organizaciones Gubernamentales apoyando activamente 10. Conformidad con las leyes nacionales y provinciales |
| Recursos existentes: | <ol style="list-style-type: none"> 11. Conocimiento de la técnica de reintroducción 12. Conocimiento de la biología de la especie 13. Suficientes recursos para la realización del programa |

Al mismo tiempo, es conveniente consultar la guía para la reintroducción de especies, redactada durante la Reunión del Grupo de Especialistas en Reintroducción de la Comisión de Supervivencia de especies de la UICN (1998) (Anexo 3). Además ya que algunas decisiones importantes se basan en pocos datos, se recomienda mantener una estrecha comunicación entre las personas involucradas y los proyectos. Finalmente, en cualquier reintroducción es primordial un monitoreo a largo plazo tanto de la especie como de otros elementos del ecosistema (Armstrong and Seddon, 2007).

2.2.2 Fuente de los animales para la reintroducción

En general, la reintroducción es realizada por agencias de vida silvestre cuyos propósitos pueden abarcar desde el aumento de poblaciones con fines deportivos o de conservación involucrando desde mamíferos hasta insectos (Kock *et al.*, 2010). A pesar de ello existen pocos programas de reintroducción de invertebrados, situación preocupante para algunos taxónomos (Sarrazin and Barbault, 1996). Con respecto al origen de los individuos para estos programas, podemos encontrar dos fuentes: poblaciones en cautiverio o vida silvestre. Estos ejemplares pueden ser o no especies amenazadas, lo cual influye en los riesgos o dificultades durante o después de la reintroducción (Snyder *et al.*, 1996).

En general, los individuos en cautiverio se encuentran en zoológicos o centros de refugio silvestre como una medida contra la pérdida de la biodiversidad en los ecosistemas (McPhee, 2003). Por lo tanto, estos individuos se encuentran en un sitio artificial lo que supone una modificación en su comportamiento, y una desventaja con sus contrapartes silvestres en caso de ser liberados (McPhee and Carlstead, 2010). Por esta razón, es esencial mantener los comportamientos naturales en estas poblaciones de animales a través de distintas técnicas (McPhee and Carlstead, 2010). De ahí la importancia de la creación de programas de crianza en cautiverio exclusivos para la reintroducción (Kierulff *et al.*, 2012).

En cuanto a la extracción de individuos de poblaciones silvestres, es necesario establecer el tiempo y el número de animales extraídos, de esta forma se puede realizar de una manera sostenible y solo con animales “excedentes” (Dimond and Armstrong,

2007). Para ilustrar esta situación, se tiene el estudio de petirrojos (*Petroica longipes*) en Tiritiri Matangi, Nueva Zelanda, el cual muestra un modelo para conocer el número de individuos extraídos de las poblaciones fuente sin causar afectaciones (Dimond and Armstrong, 2007).

2.2.3 Características de la población a reintroducir

La elección de los individuos para la reintroducción es un componente clave en un programa exitoso (Morrison, 2002). Sin embargo, la decisión hacia cierta especie es un juicio intuitivo, basado en información sobre su biología, razón por la cual es importante una colaboración entre los científicos y los administradores de las áreas naturales (Hein 1997). Además, sólo aquellos que exceden las necesidades genéticas de la población cautiva deben ser puestos en libertad ya que suele presentarse una alta mortalidad entre los animales reintroducidos (Morrison, 2002). Por esta razón, en caso de animales en cautiverio los primeros en ser liberados deben descender de los mejores linajes con una amplia composición genética, la cual puede ser diversificada por los descendientes de otros linajes (Lacy, 1994). Así, el éxito inicial del programa de reintroducción depende de la supervivencia de los animales liberados y de su capacidad para producir una descendencia viable a largo plazo (Morrison, 2002). Por otra parte, cualquiera que sea la fuente de individuos, estos pueden transmitir patógenos al lugar donde serán reintroducidos, por lo que estos deben estar libres de enfermedades (Kock *et al.*, 2010).

2.2.4 Tipo de Liberación: lenta y rápida

A pesar de que cada individuo reacciona de distinta manera, los animales capturados sufren de estrés por la manipulación, el transporte y el tiempo de cautiverio por lo que

es esencial disminuir los efectos (Morrison, 2002). De manera que es crucial trabajar junto con veterinarios capacitados en este tipo de manejo e implementar distintas técnicas. En el caso de la liberación, existen dos técnicas básicas: lenta (suave) y rápida (dura) (Morrison, 2002). En la primera, los animales se mantienen cautivos durante un período de tiempo (días a meses) ya sea en un laboratorio, o en un espacio confinado (enjaulado, con malla, etc.) ubicado dentro o cerca del sitio final de liberación (Morrison, 2002). Este tipo de liberación se utiliza para supervisar el estado y la respuesta de los animales al sitio y para que se acostumbren al ambiente *in situ* (Morrison, 2002). Entre sus inconvenientes, se puede nombrar el contacto con los humanos al momento de proporcionar alimentos u otras necesidades, aunque en caso de programas de crianza en cautiverio este tipo se utiliza con frecuencia (Morrison, 2002).

En el caso de una liberación rápida con el fin de eliminar el estrés ocasionado por el cautiverio, los individuos son transportados desde el lugar de captura o sitio de reproducción en cautiverio, para posteriormente ser liberados en la naturaleza sin ningún tipo de condicionamiento previo (Morrison, 2002). En el caso del zorro veloz, (*Vulpes velox*), un grupo se mantuvo en jaulas de liberación de uno a ocho meses, mientras que otro fue liberado directamente en el campo, sin ser colocado en los corrales (Carbyn *et al.*, 1994). Al realizar una comparación de ambos métodos se decidió continuar utilizando la liberación rápida debido al éxito y a la rentabilidad que proporciona este método al disminuir los gastos de mantener a las especies en cautiverio (Carbyn *et al.*, 1994). Sin embargo, ambas técnicas son relativamente nuevas y su utilización no garantiza el éxito de la reintroducción. Por ello, algunos recomiendan,

realizar una combinación con distintas técnicas como la liberación simultánea de un grupo, de individuos o parejas de adultos, etc. (Morrison, 2002).

2.3 Reintroducción como parte de la restauración

Debido a la complejidad e interacciones de los ecosistemas, es indispensable “ver el panorama completo, y pensar en términos de paisajes y ecosistemas, no sólo en términos de especies y hábitats” (Scottish Executive, 2004). De ahí que muchas veces la restauración no es suficiente para lograr recuperar la funcionalidad de los ecosistemas ni afrontar la disminución de las especies (Caughley and Gunn, 1996). De hecho, la hipótesis llamada “construye y ellos vendrán” (Palmer *et al.*, 1997), parece ignorar la posible restricción de una recolonización ocasionada por factores como extinciones locales o fragmentación del hábitat. Por ello, es necesario incluir la reintroducción como una forma de apoyar la restauración de las funciones del ecosistema más que la composición de especies (Armstrong and Seddon, 2007a; Lipsey and Child, 2007; Seddon *et al.*, 2007a). De este modo la reintroducción forma parte de una restauración integral, ya sea en ambientes restaurados previamente o como una forma de restaurar el ecosistema.

Por estas razones la importancia de la reintroducción de mamíferos como una manera de conservar y restaurar los ecosistemas, se presentó en 2000 durante la Reunión Anual de la Sociedad para la Biología de la Conservación (SCB) (Young, 2000). En esta reunión se mencionaron algunas de las ventajas que brinda la reintroducción como la oportunidad de reflexionar sobre la eficacia de la conservación biológica y la adquisición de experiencia práctica *in situ* (Young, 2000). Cabe agregar

que los proyectos de restauración botánicos, se benefician de una intervención faunística. Por ejemplo, estos proyectos pueden incluir la utilización de herbívoros dispersores de semillas o polinizadores, para lograr ampliar el éxito del programa (Morrison, 2002). Asimismo, algunos programas internacionales enfatizan centrar actividades en “la conservación de grupos de especies (grupos ecológicos funcionales) que cumplan papeles específicos y fundamentales en los ecosistemas, como en la polinización, en el control del número de herbívoros, en el ciclo de los nutrientes y la formación del suelo” (CBD, 2010). De igual manera, es indispensable aumentar la información sobre el rol de la mayoría de los grupos dentro del ecosistema (Estes *et al.*, 2011).

Por otra parte se presentan argumentos en contra de la utilización de una sola especie, dado el rol de la biodiversidad (Sarrazin and Barbault, 1996). Así pues, se mantiene cierto escepticismo en los resultados científicos, ya que se considera que la reintroducción es una decisión práctica y no científica (Sarrazin and Barbault, 1996). Sin embargo, indudablemente el regreso de animales a los lugares que fueron habitados es una forma de acelerar la restauración del área, por lo que es necesario ampliar el enfoque para integrar comunidades vegetales y animales, aunque es posible que surjan complicaciones para determinar el componente que será evaluado. En este sentido, puede presentarse un problema al tratar de establecer de manera individual la razón por la cual es necesaria la intervención, es decir, determinar la razón por la cual el lugar se encuentra degradado y la especie extinta, ya que esta puede ser o no la misma. Por ejemplo, tomemos el caso del cóndor de California (*Gymnogyps californianus*) donde su hábitat fue degradado por el avance de la agricultura y el desarrollo industrial,

ocasionando una fragmentación que afectó a esta especie. Sin embargo, la mayor presión para esta especie provenía de la caza, y de cadáveres que contenían balas o perdigones de plomo (Allen *et al.*, 2001).

Por último, esta estrategia es una oportunidad para reintegrar individuos capturados que se encuentran en zoológicos o en centros de refugio silvestre como parte de su conservación (McPhee and Carlstead, 2010). Así se brinda una gran oportunidad para restablecer parte de la biodiversidad y revertir la disminución de los ecosistemas aumentando la consciencia en la conservación. A pesar de estas ventajas, es necesario considerar muchas variables durante su planeación, desarrollo y ejecución, lo cual implica tiempo e inversión. De ahí la importancia de presentar y establecer los beneficios a largo plazo.

2.3.1 Rol de las especies


Las especies reintroducidas pueden influenciar el alcance del proyecto o jugar un rol importante dentro del ecosistema (Tabla 2.2). De modo que un ingeniero del ecosistema, el cual mantiene en equilibrio el ecosistema, puede considerarse pequeño en tamaño o número si se compara con la magnitud de cambios que ocurren debido a su presencia (Byers *et al.*, 2006; Estes *et al.*, 2011). Por ejemplo, el perrito de la pradera (*Cynomys* sp.) mantiene numerosas funciones alterando la composición y la estructura de las comunidades de plantas, creando áreas abiertas, generando refugio y sitios de anidación para otras especies, alterando la tasa de los procesos ecológicos además de ser una presa potencial de depredadores (Miller *et al.*, 2000). Por su parte, los depredadores, juegan un papel en la estructura de la comunidad, aumentando la

diversidad de las especies mediante la disminución de la abundancia de pequeños predadores y herbívoros (Emmons, 1987). Por lo que su pérdida es conocida como “degradación trófica”, la cual actúa en sinergia con el cambio climático, el cambio del uso del suelo, la pérdida de hábitat y la contaminación (Estes *et al.*, 2011).

En cuanto a los dispersores de semillas, polinizadores, etc., se habla de un grupo cuyo rol ha despertado el interés de diversos ecólogos (Terborgh, 1988; Janzen, 1988). Por ejemplo, la utilización de aves o animales frugívoros durante la restauración de un sitio, puede aumentar su heterogeneidad y beneficiar a los ecosistemas contiguos gracias a que su movilidad es mucho más amplia e inesperada (Allen *et al.*, 2001). Por último, los herbívoros alteran los ciclos de los nutrientes a través de la excavación y el forrajeo (Jordan *et al.*, 1987).

Así el reconocimiento y comprensión de estas especies es crítica para predecir los procesos que pueden ser influenciados por su reintroducción. Incluso se comienzan a integrar especies clave en los programas de restauración (Estes *et al.*, 1989; Lipsey and Child, 2007; Polak and Saltz, 2011; Soulé *et al.*, 2003; Sandom *et al.*, 2012). Con ello, han surgido ideas para identificar y gestionar especies clave, como un aspecto prioritario en la conservación. De esta manera se pueden utilizar como una guía para mejorar la forma de intervenir en la restauración y asegurar sus funciones de una forma más sencilla, económica y a largo plazo (Byers *et al.*, 2006; Primack, 1993).

Tabla 2. 2 Rol de las especies, se pueden dar numerosas combinaciones entre estas definiciones. Basado en Caro et al. (2004), Jones et al. (1997) y Power et al. (1996)

| Especie | Definición | Ejemplos |
|-------------------|--|--|
| Bandera | <p>Especies carismáticas utilizadas como símbolo para atraer el apoyo gubernamental, del público o de posibles donantes. Además son empleadas para la implementación y desarrollo de programas de conservación más amplios, los cuales incluyen especies menos llamativas con las que pueden estar asociadas. Asimismo se utilizan en planes de protección o campañas de sensibilización.</p> | <p>Elefante africano (<i>Loxodonta africana</i>) Fuente: Joubert, s.f.</p>  <p>Ballena azul (<i>Balaenoptera musculus</i>) Fuente: Niklin, s.f.</p>  |
| Clave | <p>Especies cruciales cuyas actividades generan un efecto sobre la estructura y función del sistema natural y sobre otras especies de la comunidad. Por lo tanto una especie clave es una especie cuyo impacto en su comunidad o ecosistema es alto en comparación con su abundancia. Dentro de estas especies encontramos a los ingenieros del ecosistema y a los depredadores.</p> | <p>Castor (<i>Castor fiber</i>) Fuente: Van Meurs, s.f.</p>  |
| Indicadora | <p>Especies que reflejan la calidad y los cambios en las condiciones ambientales así como en los aspectos de la composición de la comunidad. Gracias a sus características (sensibilidad a perturbación o contaminantes, distribución, abundancia, dispersión, éxito reproductivo, entre otras) son utilizadas para evaluar el estatus de otras especies o para estimar atributos difíciles, y costosos de medir directamente.</p> | <p>Panda gigante (<i>Ailuropoda melanoleuca</i>) Fuente: Nichols, s.f.</p>  |
| Sombrilla | <p>Especies que requieren de grandes extensiones para el mantenimiento de poblaciones mínimas viables. De manera que garantizar la conservación de sus poblaciones implica la protección de poblaciones de otras especies, de menor nivel trófico, o de una sección del ecosistema. Estas especies han sido utilizadas para la selección y diseño de Áreas Naturales Protegidas.</p> | <p>Oso polar (<i>Ursus maritimus</i>) Fuente: Rosing, s.f.</p>  |

2.3.2 Beneficios Socio-económicos

En los últimos años, el incremento en la economía de algunos países es un reto para la conservación, la cual se ve obligada a mostrar no solo sus beneficios ecológicos sino también socio-económicos (Cao *et al.*, 2010). Por ejemplo, en algunas zonas rurales, los bienes y los servicios provistos por los bosques y sus especies son una fuente importante de ingreso y alimentación para la gente local, por ello las estrategias de restauración deben basarse en la protección de estos recursos (Ma *et al.*, 2013). Este es un buen ejemplo, el cual muestra la importancia de trabajar a una escala local que proporcione beneficios directos a los residentes (Snyder *et al.*, 1996). Así, incluso se puede aprovechar una participación local en el monitoreo de la especie y la evolución del ecosistema, proporcionando trabajo y beneficios a la comunidad a largo plazo (Ewen and Armstrong, 2007).

2.3.3 Evaluación de los sitios de Reintroducción

El éxito de un programa de reintroducción se encuentra fuertemente ligado a la calidad del sitio de liberación (Morrison, 2002). Por esta razón, algunos proyectos se encuentran anteceditos por una restauración del hábitat (Morrison, 2002). Por ejemplo, el proyecto de restauración en la Reserva Nacional de Pradera de pasto alto Midewin MNT, al sur de Chicago, incluye una primera etapa de restauración de la pradera, para posteriormente reintroducir especies como el alce y el bisonte (Allen *et al.*, 2001). El principal propósito de una restauración, es garantizar los recursos básicos para la supervivencia y la reproducción de los individuos (Morrison, 2002). De ser necesario se debe realizar una evaluación del ecosistema restaurado para determinar si cumple con

estas características (Allen *et al.*, 2001; Morrison, 2002; Seddon *et al.*, 2007a). En caso contrario es indispensable conocer hasta qué punto los individuos serán mantenidos artificialmente, es decir, hasta donde los encargados proporcionarán alimento, refugio, nidos, etc. (Allen *et al.*, 2001).

En cuanto a las especies migratorias o que necesitan un área amplia para su desarrollo, se puede afectar su establecimiento en caso de no garantizar suficiente espacio de acuerdo a sus necesidades y oportunidades ecológicas (Soulé *et al.*, 2003). En este sentido, se puede recurrir a las obligaciones que algunos gobiernos han adoptado para minimizar el daño a la naturaleza como políticas de conservación y delimitación del uso del suelo (Soulé *et al.*, 2003). Inclusive se puede hacer uso de nuevas tecnologías para delimitar la mejor zona para la reintroducción como información satelital, la cual puede proporcionar datos del ecosistema y de la biología de la especie (Freemantle *et al.*, 2013).

En conclusión, la reintroducción ofrece numerosas ventajas para la restauración de un ecosistema, de manera que las especies más utilizadas en este tipo de proyectos incluyen a los depredadores, los ingenieros del ecosistema, los herbívoros y los dispersores de semillas. Sin embargo, a pesar de las guías para lograr una reintroducción exitosa, es necesario tener en cuenta, que el ecosistema y la especie pueden responder de alguna manera no prevista.

2.4 Límites y desafíos

A pesar de las ventajas de la reintroducción, existen ciertos límites y desafíos que pueden provocar el fracaso del programa, por lo tanto es importante considerarlos e

intentar ofrecer alternativas. En primer lugar, es imprescindible evitar generar una falsa idea de un “intercambio” entre áreas conservadas y zonas para restaurar (Ojasti, 2000). Por ejemplo, las empresas pueden justificar la destrucción de un área, bajo el pretexto de aportar dinero para la restauración de otra, un punto delicado cuando se buscan los fondos para el programa. En segundo lugar, es necesario contar con objetivos claros y métodos apropiados, realistas y medibles, ya que sin ellos será difícil comprobar el resultado de la restauración (Hobbs, 2007). Asimismo, se debe considerar que este método en general es considerado “práctico” y realizado por entusiastas de la conservación (Sarrazin and Barbault, 1996). En otras palabras, puede existir una falta de comprensión y de información por parte de los encargados sobre la biología de la especie o la comunidad vegetal original y muchas veces se olvida identificar el origen de la perturbación (Sarrazin and Barbault, 1996). Dicha situación puede llevar a una mala elección de la especie a reintroducir e incluso una eliminación errónea de la verdadera causa de la degradación.

Enseguida, se observa el problema en cuanto a la elección de las especies, donde algunas veces se enfocan esfuerzos en recuperar especies no nativas o no adaptadas al sitio, resultando en problemas para su establecimiento y en ocasiones afectando a las especies nativas (Ma *et al.*, 2013). Por ejemplo, existen proyectos de reforestación en zonas con poca disponibilidad de agua, pero que incluyen especies con un crecimiento rápido consumidoras de grandes cantidades de agua, por lo cual su uso ocasiona una mayor degradación en la zona y la eliminación de otras especies (Ma *et al.*, 2013). En este sentido, la reintroducción es una solución para los programas de restauración ya que estas especies se encuentran adaptadas a los factores de esa

zona. Sin embargo, se debe considerar que las actuales intervenciones humanas como el desarrollo industrial, la urbanización, la deforestación, la reforestación o el pastoreo pueden tener una influencia negativa en el sitio (Ma *et al.*, 2013).

Por otra parte surgen los límites, tanto en las comunidades ecológicas receptoras como en los individuos reintroducidos (Wolf *et al.*, 1996). En el primer caso, las comunidades se encuentran expuestas a las enfermedades procedentes de los individuos reintroducidos. Por ejemplo, los animales silvestres pueden presentar una epidemiología natural asociada a su área de origen, es decir, pueden ser vectores de enfermedades ausentes en el lugar de destino (Kock *et al.*, 2010). En el caso de los individuos, estos pueden morir debido al estrés causado por la distancia y tiempo que deben recorrer hasta el sitio final. Además los individuos pueden presentar una gran fidelidad al sitio de origen, probablemente por la falta de familiaridad o de experiencia con el nuevo sitio (Estes *et al.*, 1989). Dicha situación puede ocasionar una inadaptación, como fue el caso de algunos ejemplares del programa del oso negro (*Ursus americanus*), del lobo gris (*Canis lupis*) y de la nutria marina (Estes *et al.*, 1989).

Ahora bien, los programas de reintroducción muchas veces se enfocan en especies amenazadas o en peligro, las cuales cuentan con un número de ejemplares muy reducido (UICN, 1988). Esta situación supone un reto aún mayor debido a la alta tasa de mortandad que involucra una reintroducción (Griffin *et al.*, 2000; Kleiman, 1989). En este sentido, la mayoría de los autores afirma que el éxito de una reintroducción se encuentra influenciado por el número de individuos disponibles (Fischer and Lindenmayer, 2000; Griffith *et al.*, 1989; Kleiman, 1989). En efecto, un número limitado de individuos supone una menor variación genética que pueda hacer frente a las

nuevas condiciones del hábitat y un mayor tiempo para alcanzar una densidad poblacional estable (Morrison, 2002). Cabe agregar que si la especie ha desaparecido de su hábitat antes de lograr estudiar su ecología, puede surgir una falta de comprensión del rol que jugaba dentro del ecosistema y de las causas que originaron el declive de su población (Estes *et al.*, 1989; Estes *et al.*, 2011; Kleiman, 1989). A pesar de ello, se han logrado reintroducciones exitosas de especies extintas desde hace 800 años como el ciervo del padre David o milú (*Elaphurus davidianus*) (Jiang *et al.*, 2000).

Otro punto importante es la falta de interés en seguir los lineamientos de las técnicas de reintroducción originando fracasos que pueden resultar en una pérdida de tiempo y dinero o una afectación en las poblaciones de origen. Por ello, las reintroducciones deben fomentar la participación y consulta con los sectores vinculados con el sitio, como gobierno, usuarios, propietarios rurales, investigadores y organizaciones gubernamentales y no gubernamentales. Por ejemplo, el proyecto de reintroducción del Lince europeo (*Lynx lynx*) en el macizo de los Vosges, Francia en 1983 (Vandel, 2006), y del lobo gris en el norte de los Estados Unidos (Smith *et al.*, 2003), presentaron serios problemas debido a la caza de los individuos reintroducidos, probablemente como resultado de una insuficiente o inadecuada campaña de sensibilización. En ambos casos surgieron conflictos de interés con ganaderos y cazadores descontentos con la “competencia”, incluso surgió el miedo hacia la especie por parte de la gente local (Vandel, 2006; Smith *et al.*, 2003). De esta forma se observa que la reintroducción es afectada por las condiciones del lugar, la cual incluye a las poblaciones humanas, razón por la cual se requieren esfuerzos combinados de ecologistas, agrónomos, economistas, sociólogos, educadores, etc. (Ma *et al.*, 2013).

Finalmente, estos proyectos están influenciados por lo que sucede al exterior de su área, a nivel local y global. Tal es el caso del cambio climático, el cual tiene una enorme influencia en los proyectos que van más allá de lo que los encargados pueden resolver. Sin embargo, es necesario eliminar y prevenir aquellos problemas que puedan ser causados por el ser humano.

2.4.1 Costo y tiempo

En general los proyectos a gran escala incluyen un gran presupuesto, con un proceso complejo y a largo plazo que afecta cambios de biomasa, ciclo de nutrientes, flujos de materia, entre otros (Ehrenfeld, 2000). Por lo tanto, un análisis o una publicación representan una pérdida de tiempo si se considera que existe una presión para dar una mayor eficiencia en el tiempo y los costos de los programas de reintroducción y restauración (Sarrazin and Barbault, 1996). Dicha situación da como resultado una falta de respaldo teórico comparativo y trabajos prácticos publicados en “literatura gris” (Bennett *et al.*, 2013; Sarrazin and Barbault, 1996; Sheean *et al.*, 2012).

Asimismo, como muestra la Tabla 2.3, los altos costos ocasionan argumentos en contra que incluyen cuestionamientos acerca de estas inversiones. Por ejemplo, algunos opinan que es mejor destinar dicha inversión a la protección de todo el ecosistema en lugar de solo una especie (Lindburg, 1992). De esta manera surge una tendencia en la realización de proyectos a corto plazo y con bajo presupuesto, como en el caso de China (Ma *et al.*, 2013). En este país el Ministerio de la Protección del Ambiente invirtió US\$ 260 billones en la conservación ambiental de 2003 a 2008. Así, parte de esta inversión fue destinada a programas de restauración, algunos con bajas tasas de éxito, los cuales incluían reforestaciones a corto plazo poco exitosas, con

especies no adaptadas a las condiciones del lugar, aumentando en algunos casos la degradación (Ma *et al.*, 2013).

Tabla 2. 3 Costos de algunos proyectos de reintroducción. Fuente: Fischer and Lindenmayer, 2000.

| Autor | Costo | Especie/Lugar |
|------------------------------|---|---|
| Bangs and Fritts (1996) | US\$ 6.7 millones (ocho años, en cada sitio). 1994-2002 | Lobo gris (<i>C. lupus</i>)/ Idaho y el Parque Nacional Yellowstone |
| Cohn (1993) | US\$ 1,000,000 anual | Cóndor de California (<i>Gymnogyps californianus</i>) |
| Daly <i>et al.</i> (2008) | US\$ 190 000 + US\$ 25 000 entre 2008–2012 por año | Litoria aurea (<i>Litoria aurea</i>)/ New South Wales. |
| Estes (1998) | US\$ 17 millones (\$80,000 por individuo liberado) | Nutria marina (<i>Enhydra lutris</i>) |
| Kleiman <i>et al.</i> (1991) | US\$ 22,000 por individuo sobreviviente | Titi león dorado (<i>Leontopithecus rosalia</i>) |

Por otra parte, se habla de ciertos efectos adversos ocasionados en la economía humana como por ejemplo conflictos generados por la competencia por las presas entre los cazadores y los depredadores. Otro ejemplo, es el caso de la reintroducción de la población de nutria marina, la cual puede ser una causa del colapso en la pesquería del cangrejo Dungeness (*Cancer magister*) en Alaska (Garshelis *et al.*, 1986).

2.5 Política y Legislación

Para lograr que la reintroducción tenga el apoyo y protección del gobierno es necesario contar con una política y legislación adecuadas, las cuales incluyan la protección tanto del área restaurada como de la especie. De hecho, dentro del territorio nacional de cada país, su gobierno diseña y ejecuta la política y legislación para controlar el manejo de fauna silvestre, la cual establece las intenciones, las directrices, las obligaciones y la orientación general (Ojasti, 2000). Sin embargo, es común que la política nacional se

ajuste a la política ambiental global y sus planes de desarrollo a los mandatos de los convenios internacionales (Ojasti, 2000). Así, la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas, “debe ser una política integral con términos políticos, socioeconómicos y ambientales, tomando en cuenta la situación real del país o región, de tal forma que su implementación sea viable” (Ojasti, 2000). Además para reconocer el rol de las especies y apoyar el éxito del área restaurada estas políticas deben considerar términos como extinción ecológica o especies clave (Soulé *et al.*, 2003). Para ello, es necesario exponer los objetivos, la justificación y las estrategias, para contar con instrumentos o programas con una base legal y apoyo político (Ojasti, 2000), así como evitar la “mala comprensión” de algún término, lo cual crearía “huecos” que pueden ser aprovechados para evitar sanciones (Jørgensen, 2011).

Por otro lado, existe una preocupación a nivel mundial, referente a los castigos, para los diversos delitos contra la naturaleza. Por ejemplo, actualmente las sanciones por el ejercicio del comercio ilegal de vida silvestre son insuficientes para actuar como un elemento disuasorio, y no reflejan la gravedad del delito (St John *et al.*, 2012). En este sentido es importante entender las opiniones de los profesionales y el público para establecer penas o multas acordes a la gravedad del delito (St John *et al.*, 2012). Así, se puede tomar en cuenta que el comercio ilegal de fauna silvestre es el segundo mercado más grande a nivel mundial después del narcotráfico, situación agravada en países donde los gobiernos locales prestan poca atención debido a la falta de recursos (Toledo *et al.*, 2012). Por ello, los organismos nacionales e internacionales encargados del ambiente deben colaborar para obtener datos e identificar las especies amenazadas por el comercio y los sitios de captura (Nasi *et al.*, 2011; Toledo *et al.*, 2012).

Capítulo 3

Reintroducción de fauna: Casos de estudio

El capítulo anterior aborda dos disciplinas que colaboran en la conservación de la biodiversidad, destinadas a los ecosistemas y especies vulnerables respectivamente presentando su importancia, utilidad y límites. En esta sección los casos de estudio muestran de manera práctica un panorama real, con las necesidades y los esfuerzos que implican las reintroducciones. Por ello, en este ensayo se presentan distintos casos de reintroducciones, los cuales han llevado un seguimiento a través del tiempo. Además se intentó elegir diversos estudios que abarquen diferentes ecosistemas y distintas causas de reintroducción, presentando la situación actual de estas especies en la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Esta convención “es un acuerdo internacional concertado entre los gobiernos, redactada como resultado de una resolución aprobada en una reunión de los miembros de la UICN celebrada en 1963” (CITES, 2013). En ella, se somete el comercio internacional de especímenes de determinadas especies a ciertos controles y las especies amparadas se colocan en tres Apéndices (I, II y III). El Apéndice I incluye las especies sobre las que se cierne el mayor grado de peligro mientras que en el II figuran especies que no están necesariamente amenazadas de extinción pero que podrían llegar a estarlo a menos que se controle estrictamente su comercio.

3.1 Nutria marina (*Enhydra lutris*) Linnaeus 1758

| NOT EVALUATED | DATA DEFICIENT | LEAST CONCERN | NEAR THREATENED | VULNERABLE | <ENDANGERED> | CRITICALLY ENDANGERED | EXTINCT IN THE WILD | EXTINCT |
|---------------|----------------|---------------|-----------------|------------|--------------|-----------------------|---------------------|---------|
| NE | DD | LC | NT | VU | EN | CR | EW | EX |

Estatus: En peligro. La subespecie *E. lutris nereis* se encuentra enlistada en el Apéndice I. Las demás poblaciones se encuentran en CITES Apéndice II.

Amenazas: Derrame de petróleo; pesca comercial; enfermedades infecciosas.

Distribución: Océano Pacífico del Norte, y el sur del mar de Bering.

Ecosistema: Bosque de algas kelps.

Fuente de animales para la Reintroducción: Especies silvestres.

Estudio basado en: Estes *et al.*, 1989; Estes *et al.*, 1998.



Fuente: Kennan Ward/Corbis, 1996

Después de un periodo de sobreexplotación y debido al declive en la población de la nutria marina, su caza fue prohibida en 1911. Con esta acción durante los 70's se logró una recuperación de ciertas poblaciones dentro de su rango de distribución natural en el Pacífico. Al mismo tiempo se observó un mejoramiento en los bosques de kelps degradados, particularmente en los lugares donde las poblaciones de nutrias estaban presentes. Por lo tanto, se constató que las nutrias mantienen bajo control las poblaciones de herbívoros devoradores de algas, en particular de la población de erizo. De modo que estas especies proliferan en ausencia de la nutria resultando en una degradación del bosque de algas (Figura 3.1). De esta forma, la nutria se convirtió en una especie clave para lograr recuperar este ecosistema. Sin embargo, las nutrias viven dentro de colonias en islas que se encuentran lejos una de las otras y presentan una limitada capacidad de dispersión. Por lo tanto, se decidió realizar una reintroducción de algunos individuos en cinco islas: 412 en el Sureste de Alaska, 89 en la Columbia Británica, 59 en el estado de Washington, 93 en Oregón y 47 en San Nicolas.



Figura 3. 1 Rol de la nutria marina en el bosque de kelps. Basado en Estes et al., 1989.

A pesar del restablecimiento de algunos de estos individuos en los sitios, en general surgieron problemas de adaptación. Esta situación fue atribuida a dos factores: la gran fidelidad hacia el sitio de origen y a la muerte debido al estrés poco después de llegar al lugar, poniendo en evidencia la falta de datos sobre su biología durante la planeación del programa. No obstante las poblaciones en las otras islas se mantuvieron constantes.

Desafortunadamente, después de 10 años se observó un nuevo declive en la población de nutrias y una nueva degradación del bosque. Esta situación se atribuye al aumento en la presión de predación por parte de las orcas (*Orcinus orca*), ocasionada por la disminución de las poblaciones principales de presas de la orca como son el león marino de Steller (*Eumetopias jubatus*) y la foca moteada (*Phoca vitulina*), poblaciones que colapsaron en el Norte del Pacífico. Este problema a su vez fue originado por la reducción en la abundancia y alteración de la composición de las presas tanto del león marino como de la foca debido a la combinación de efectos que incluyen el aumento de

las pesquerías en la región, un incremento en la temperatura oceánica y una disminución de ballenas barbadas (Mysticeti).

Cabe mencionar que las poblaciones de otras especies importantes de fauna marina de este bosque han disminuido y en su mayoría no se conoce nada sobre las consecuencias ecológicas. Entre ellas se incluyen ciertos peces como la lubina gigante (*Stereolepsis gigas*), el bacalao largo (*Ophiodon elongatus*), la jolla (*Semicossyphus pulcher*) y cangrejos de roca (*Cancer spp.*). En conclusión, este ejemplo muestra que pueden surgir nuevas rutas de interacciones indirectas entre especies, dificultando la predicción y medición de sus efectos.

3.2 Lobo gris (*Canis lupis*) Linnaeus 1758



Estatus: Preocupación menor. Incluida en el Apéndice II de CITES, excepto las poblaciones de Bután, India, Nepal y Pakistán, enlistadas en el Apéndice I.

Amenazas: Fragmentación del hábitat; persecución directa; envenenamiento; disminución de sus presas.

Distribución: En zonas inhabitadas y remotas, especialmente en Canadá, Alaska y el norte de EE.UU. En Europa y Asia desde aproximadamente 75°N a 12°N.



Fuente: Sartore. s.f.

Ecosistema: Todos los hábitats del norte.

Fuente de animales para la reintroducción: Especies silvestres.

Estudio: Bangs and Fritts, 1996; Bescheta and Ripple, 2012; Smith *et al.*, 2003.

Globalmente esta especie se encuentra enlistada como preocupación menor debido a su amplia distribución, sin embargo, en Estados Unidos forma parte de la Lista de Especies en Peligro. La extinción local del lobo gris en Idaho y el Parque Nacional de Yellowstone (YNP), ocurrió alrededor de los años 30's como resultado de la presión por

la caza directa, ocasionando un aumento en las poblaciones de coyotes y de ungulados como el ciervo común (*Cervus elaphus*). Este desbalance dentro del ecosistema tuvo un efecto cascada que puede observarse a través de la degradación de ciertas especies vegetales como el álamo (*Populus tremuloides*), y los sauces (*Salix* spp.). Por esta razón, como parte de la restauración del ecosistema, en 1952 se intentó reintroducir, sin éxito, algunos lobos del zoológico de Detroit en Yellowstone (Allen, 1979). Al mismo tiempo se llevó a cabo un control de las poblaciones de ciervo mediante la caza directa por parte de los guardaparques.

Posteriormente, se decidió intentar otra reintroducción con especies de vida silvestre, por lo que entre 1995 y 1996, se capturaron 66 lobos provenientes de Alberta y Columbia Británica, Canadá, lugares con condiciones de terreno y presas similares a las del sitio de reintroducción. Estos lobos fueron sedados y colocados en cajas de viaje acondicionadas con paja y cubiertas con una lona, para trasladarlos mediante helicóptero o avioneta hasta el sitio de su liberación o de acondicionamiento. Además, se les colocó radio collares con números de identificación. En general, su liberación se realizó entre los meses de noviembre a enero, aunque cada sitio utilizó una técnica diferente.

En el caso de Yellowstone, entre 1995 y 1996 se reintrodujeron 31 individuos utilizando un método lento de grupos familiares, donde los lobos se mantuvieron en corrales cercados de aclimatación en el Valle de Lamar, durante 10 semanas, con una dieta de ciervos, alces y bisontes. Posteriormente, estos lobos fueron liberados en lugares con altas densidades de ungulados. Después de cinco años (2000), los lobos se habían establecido y alcanzaron la cifra de 30 parejas reproductoras, con siete

viviendo principalmente en el YNP, y para 2004 su población llegó a 332 individuos. Por su parte, en el centro de Idaho en 1996 se reintrodujeron 35 individuos utilizando el método rápido con adultos jóvenes. De estos, los primeros 15 ejemplares liberados tuvieron que permanecer alrededor de 90 horas en sus cajas de viaje debido a una orden de la corte. Sin embargo, los siguientes 20 fueron liberados en menos de 24 horas después de su captura. Así, en 2002, esta población llegó a 261 lobos.

A pesar de este éxito, surgieron conflictos legales desde la planeación de este programa, en especial entre el lobo y el sector ganadero, los cuales continúan a pesar de los numerosos intentos para resolver esta situación. Dentro de estas soluciones se estableció un pago por indemnización en caso de la muerte de ganado, así como la reubicación del individuo, y una reincidencia resulta en la muerte del lobo. Sin embargo, los opositores a esta reintroducción argumentan problemas para el estilo de vida local y para los intereses agrícolas y ganaderos. Por el contrario, los partidarios sostienen que aún sin la reintroducción, existiría una recolonización natural del área, y demandan una mayor protección legal del hábitat.

Por otro lado, uno de los principales objetivos de este programa fue detener la degradación del ecosistema. Por esta razón, se realiza un monitoreo de las diferentes variables que pueden ser afectadas por el regreso del lobo. Entre ellas se encuentran las interacciones con otros depredadores (coyotes, osos, jaguares) y el impacto en los alces, los castores y la vegetación. Así pues, algunos datos sugieren que la población de alce disminuye a raíz de la presencia del lobo, ya que contaba con más de 15 000 individuos en los años 90's y en 2010 se contabilizaron alrededor de 6 100. A pesar de estas cifras es probable que los efectos en la forma y función del ecosistema se

comiencen a notar en algunos años, dado la complejidad del ecosistema. Asimismo faltan algunos datos sobre la cantidad de alces que consumen a lo largo del año para comprender el impacto en su población. Por ejemplo, algunos datos que sugieren que los lobos matan un alce cada 15 días durante el verano mientras que los pumas matan uno cada nueve días a lo largo del año (Mech *et al.*, 2001).

Este ejemplo es uno de los más controvertidos, y es utilizado para mostrar que la presencia o ausencia de una especie puede influir enormemente en la degradación de su hábitat. Aunque se ha mostrado que en los sitios con presencia de lobo la vegetación se ha recuperado, existen argumentos que ponen en duda si su reintroducción puede tener un efecto tan grande en el ecosistema. Por otro lado, continúa la oposición por su presencia lo que ha llevado a la caza de los individuos. Además, la opinión pública ahora se encuentra preocupada porque hay menos alces. Por último, en un futuro pueden surgir ciertos problemas para las poblaciones de lobos como enfermedades exóticas provenientes de mascotas. Incluso se habla de la posibilidad de que su población se aproxime a la capacidad máxima de carga del lugar, es decir, al tamaño máximo de población que el ambiente puede soportar.

3.3 Titi león dorado (*Leontopithecus rosalia*) Linnaeus, 1766



Estatus: En peligro.

Amenazas: Captura; destrucción y fragmentación de su hábitat.

Distribución: Endémico del oriente de Brasil, en Rio de Janeiro.

Ecosistema: Bosques del litoral Atlántico, selva tropical.

Fuente de animales para la reintroducción: Especies en cautiverio.



Fuente: Lanting, s.f.

Estudio basado en: Ballou *et al.*, 2002; Beck, *et al.*, 1991; Kierulff *et al.*, 2012; Ruiz-Miranda *et al.*, 2010; Stoinski *et al.*, 1997.

En 1960, el titi león dorado estaba casi extinto en estado silvestre y la población cautiva presentaba bajas tasas de reproducción y supervivencia. En la década de los 70's, después de una serie de investigaciones, la población cautiva comenzó a crecer y para proteger a la especie se estableció la Reserva Biológica Poço das Antas. Para los años 80's, se inició un programa para reintroducir animales nacidos en cautiverio, los cuales se reintrodujeron primero en la Reserva y luego en bosques privados aledaños. Al mismo tiempo se inició una campaña de sensibilización a través de la educación ambiental comunitaria y una investigación a largo plazo sobre la demografía y la socio-ecología del tití. En 1981, se creó El Comité Internacional para la Conservación y Manejo del tití león dorado (ICCM) en donde participaban investigadores nacionales e internacionales e instituciones involucradas en su biología y conservación, incluyendo representantes de ONG's, de zoológicos y de organismos ambientales brasileños.

Para comenzar con el programa de reintroducción de tití león dorado se obtuvieron ejemplares nacidos o que vivieron en cautiverio de cerca de 30 zoológicos de América del Norte y Europa. Además se utilizó información de los zoológicos para el desarrollo de las estrategias de reintroducción en especial sobre su comportamiento social, su alimentación y su salud, lo cual fue básico para el entrenamiento antes de su liberación. En primer lugar, se utilizó una liberación lenta, con apoyo veterinario para mejorar la supervivencia y la reproducción de los individuos. Para ello, los titíes fueron puestos en cuarentena en corrales durante seis meses después de su llegada a Brasil. Durante este tiempo, se realizó un entrenamiento con técnicas para buscar comida, la cual se escondía en diferentes partes dentro de su corral, mientras que para obtener

agua, esta se colocaba en bromelias o cavidades de troncos. Por otro lado, para lograr promover un comportamiento para evitar la predación, se utilizaron aves o perros que lograrán asustar a los individuos. Posteriormente, se mantuvieron de dos a cuatro semanas en grandes cajas de aclimatación dentro del sitio de liberación, donde se continuó con su entrenamiento. Así mismo, a uno o dos individuos dentro de cada grupo se les colocó un radio-collar. A pesar del entrenamiento, al inicio del programa se presentó una alta mortandad atribuida a la deficiencia en los comportamientos naturales en especial para encontrar comida y evitar depredadores. Por lo tanto, las técnicas fueron mejoradas.

Posteriormente, gracias a la supervivencia de los animales reintroducidos provenientes de cautiverio se crearon "Parques zoológicos de enlace". De esta manera, los zoológicos canalizaban a los animales nacidos en cautiverio dándoles algo de experiencia de vida silvestre antes de su reintroducción. Así, este programa se realizó desde 1984 hasta 2005, reintroduciendo un total de 158 animales: 146 nacidos en cautiverio y 12 nacidos silvestres. Además, se observó que las crías nacidas de padres reintroducidos tenían mayor éxito de supervivencia que los nacidos en cautiverio. En este programa, la participación de los zoológicos fue crucial para mantener una población cautiva y apoyar los esfuerzos *in situ*. Otro factor que contribuyó con el éxito del programa fue el hallazgo de que el sistema de apareamiento en esta especie es diferente a la de otros primates (monogamia con cría cooperativa y supresión reproductiva de subordinado). En 2005, después de 21 años, las poblaciones reintroducidas contaban con 589 individuos en 87 grupos.

Este ejemplo, muestra la importancia de conocer la biología y los comportamientos naturales de los individuos a reintroducir, así como la necesidad de proteger las zonas de reintroducción. Actualmente, esta especie continúa amenazada debido a la deforestación, la reducción de su hábitat y la introducción de especies exóticas. Por ejemplo, la introducción de primates exóticos como el tití común *Callithrix jacchus* y del tití de pincel negro *Callithrix penicillata* (y sus híbridos), en las áreas con poblaciones de tití león dorado genera una competencia directa por el alimento y otros recursos además de que estas especies exóticas son vectores de enfermedades infecciosas antrópicas.

3.4 Oryx de arabia (*Oryx leucoryx*) Pallas, 1777



Estatus: Vulnerable.

Amenazas: Captura para venta a colecciones privadas; caza furtiva; reducción de la calidad de hábitat debido a la sequía y sobrepastoreo.

Distribución: La mayor parte de la Península Arábiga, al norte de Kuwait, e Irak.

Ecosistema: Área de estepa, desiertos arenosos y pedregosos

Fuente de animales para la reintroducción: Especies en cautiverio.

Estudio basado en: Environment Agency Abu Dhabi, 2010; Islam *et al.*, 2010; Islam *et al.*, 2012; Stanley-Price, 1989; Strauss, 2003; Ostrowski and Ismail, 2000.



Fuente: Stanfield, s.f.

En los años 30's solo quedaba una población silvestre de esta especie, la cual fue cazada con vehículos y con armas de alto calibre por varios años. De esta manera, para 1972, se reportó el último individuo silvestre, quedando solo individuos en zoológicos y colecciones privadas. Por esta razón, distintos países de la Península

Arábiga decidieron realizar reintroducciones: las islas Hawar (1994); Jordán (1978 y 2002); Omán (1982); Arabia Saudita (1990 y 1995); Siria (1996); Qatar (1979, 1991 y 1997); y los Emiratos Árabes Unidos (2003 y 2007) mientras que en Kuwait y Yemen aún se encuentran en planeación.

Para ilustrar este ejemplo se presenta el caso específico de Arabia Saudita. Entre 1962-63 se inició el “Rebaño mundial” con ocho individuos provenientes de diferentes fuentes, uno de Kuwait, tres del zoológico de San Diego, y cuatro donados por su Majestad el Rey Saudita Khalid. Dicho rebaño, fue reproducido en cautiverio y para 1981 ya contaba con 130 individuos. Al mismo tiempo, el Rey estableció una granja en Thumamah con animales procedentes de Arabia Saudita, Qatar y del Rebaño mundial. De estos, 57 animales, con la mayor variabilidad genética posible, se trasladaron al Centro de Investigación Nacional de Vida silvestre (NWRC), los cuales desafortunadamente en 1986 sufrieron un brote de tuberculosis, reduciéndolos a 37 individuos. El objetivo principal del manejo genético en el NWCR fue mantener la diversidad genética inicial mediante una cuidadosa crianza y limitando el nivel de endogamia entre los animales a ser reintroducidos. En 1989 el NWRC, bajo la Comisión de Vida Silvestre Saudita (SWC), inició un programa de conservación y restauración del Oryx, por lo que fue necesario crear programas de conservación para la protección de grandes áreas que formaban parte de su hábitat original.

Posteriormente, se localizaron áreas donde el ambiente fuera comparable al sitio de procedencia de los individuos o con distribuciones históricas conocidas iniciando la reintroducción en dos reservas seleccionadas. La primera reintroducción fue en 1989 en una ANP cercada llamada “Mahazat as-Sayd” y la segunda en 1995 en “Uruq Bani Ma”

una ANP no cercada. En ambas se realizó un estudio de la vegetación y se llevó a cabo una restauración de la comunidad vegetal nativa. Estos animales se mantuvieron en cercos en las áreas, para acostumbrarlos a las condiciones del sitio de liberación y comprobar al final si podían alimentarse de la vegetación nativa. Antes de su liberación se mantuvieron monitoreados, y se colocó un collar de telemetría en algunos ejemplares. De esta manera, la información obtenida de los collares fue utilizada para planear las liberaciones subsecuentes, seleccionando a los individuos por sexo, edad, estructura social, y composición genética. Cabe mencionar, que en la primera ANP también se reintrodujeron el avestruz de cuello rojo o avestruz del Sahara (*Struthio camelus camelus*) y dos especies vulnerables: la Gacela de Bocio (*Gazella subgutturosa marica*) y una especie de ave: la hubara de Macqueen (*Chlamydotis macqueenii*). Mientras que en la segunda se reintrodujo la gacela de bocio y la gacela arábica o índica (*Gazella gazella*).

En Mahazat as-Sayd se liberaron 82 Oryx entre 1990 y 2009 (44 del NWCR y 38 de colecciones privadas) que se reprodujeron con éxito llegando hasta 600 individuos en 2006. Sin embargo, entre 2006 y 2008 hubo un alto incremento de mortandad como respuesta a la disminución en el promedio de lluvia. Se observó que los Oryx morían cerca de la malla que cercaba el área la cual evitaba su desplazamiento para buscar alimento y agua fuera del área. Al mismo tiempo se observaron problemas de sobrepastoreo y un deterioro del hábitat debido a que la población probablemente se encontraba en la capacidad máxima del ecosistema. Por el contrario, en la ANP no cercada Uruq Bani Ma desde 1995, se han reintroducido un total de 174 Oryx, cuyos números se han mantenido casi constantes: en 2009 se reportaron 160 individuos,

aunque existen reportes de individuos cazados. De hecho, el principal problema para esta zona es la caza furtiva de los ejemplares.

Este ejemplo muestra la importancia de conocer la biología de la especie, y las condiciones del hábitat. Por ejemplo, el Oryx depende de las precipitaciones, y sus poblaciones recorren grandes distancias en respuesta a los eventos de lluvia en busca de alimento. Por lo tanto es muy probable que la malla limite estos movimientos naturales, concentrando a los animales en lugares poco favorables durante cierto tiempo, aumentando la condiciones de estrés e incluso provocando una degradación del ecosistema. Esto demuestra que también se deben tomar en cuenta los patrones de movimiento de las especies a reintroducir. Así mismo, se muestra el interés, la cooperación y el trabajo entre distintas naciones para la recuperación de una especie.

3.5 Jabalí Europeo (*Sus scrofa*) Linnaeus, 1758



Estatus: Preocupación menor.

Amenazas: A nivel local, destrucción del hábitat para la agricultura; caza.

Distribución: Presente en forma silvestre en Europa y Asia; introducido en varias partes de América y África.

Ecosistema: Ocupa una amplia variedad de hábitats templados y tropicales, desde semi-desértico hasta bosques tropicales, templados, praderas, etc.



Fuente: Ingo Arndt/ Foto Natura/ Minden Pictures/National Geographic Stock, s.f.

Fuente de animales para la Reintroducción: Especies en cautiverio

Estudio basado en: Brownlow, 1994; Sandom *et al.*, 2012.

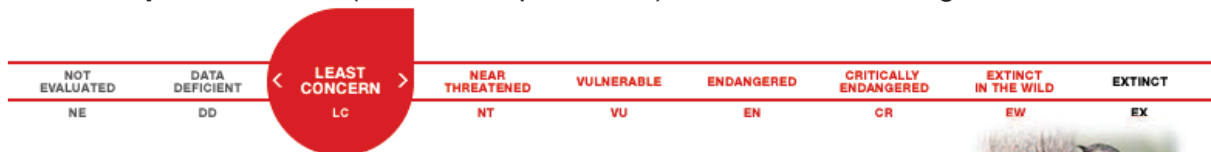
Esta especie estuvo extinta en Gran Bretaña desde el siglo XIII y en Escandinavia desde el XVIII. Sin embargo, desde la década de los 40's su población ha

incrementado. De hecho, en algunas partes es considerada una plaga, ya que una familia de jabalíes puede arruinar una granja durante una noche. Asimismo, en algunos lugares como en América, el jabalí europeo es considerado una especie exótica introducida, la cual compete directamente con especies nativas como el pecarí. Por esta razón, existen programas para controlar sus poblaciones (Jiménez, 2010).

A pesar de ello, esta especie es muy útil para controlar plagas como escarabajos descortezadores y con su gran habilidad para escarbar y resoplar favorece la regeneración del bosque. Además gracias a su estrategia de forrajeo dedicada al pastoreo y favoreciendo el enraizamiento crea nichos de germinación para diversas plantas, en especial para los rizomas (tallo subterráneo) del helecho. Por esta razón, actualmente en lugares como Escocia, se está evaluando su reintroducción para la restauración de los bosques, utilizando ejemplares provenientes de cautiverio. Así, esta especie puede ser una “herramienta útil” para promover la regeneración de bosques de pino de Caledonia. Por lo tanto, su reintroducción podría ayudar a la restauración de parches perturbados, utilizándola de forma estacional durante la primavera y verano.

Debido a que este estudio es una primera aproximación aún falta esperar los resultados y estudiar los problemas que pudieran surgir debido a su uso. Este ejemplo muestra que ciertas especies pueden ser utilizadas como herramienta para la restauración de ecosistemas, siempre y cuando se muestren sus beneficios y se logre una evaluación. En general, los ungulados ha sido un grupo considerado en diversas reintroducciones, como el ciervo del padre David (Jiang *et al.*, 2000). En la actualidad, existen propuestas para el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) en Argentina, cuyo éxito podría estar comprometido por la presencia de jabalí europeo (Jiménez, 2010).

3.6 Sube palo Castaño (*Climacteris picumnus*) Temminck and Laugier, 1824



Estatus: Preocupación menor.

Amenazas: Población disminuyendo debido a la degradación y fragmentación de su hábitat.

Distribución: Endémico del este de Australia.

Ecosistema: Desde bosque costero hasta arbustos, en especial bosque dominado por eucalipto.

Fuente de animales para la reintroducción: Especies silvestres

Estudio basado en: Bennett *et al.* 2013.



Fuente: Wikipedia, 2013

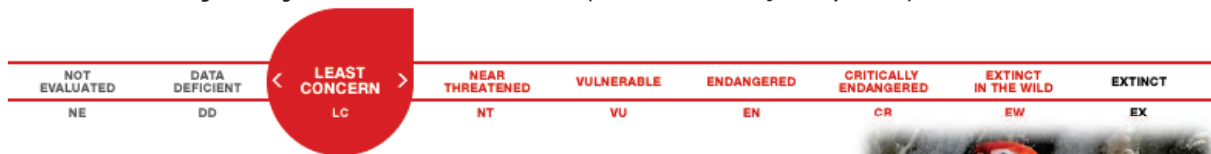
En Australia, los esfuerzos para la conservación han logrado la creación de Reservas Naturales, algunas de las cuales han sido restauradas (Manning *et al.*, 2011). Sin embargo, en estos sitios restaurados existe una falta de especies nativas. Por otra parte, en este país existe un alto endemismo, el cual ocasiona que las especies sean más sensibles a la degradación y fragmentación de su hábitat. Por estas razones, la prioridad de las reintroducciones son las especies nativas, la mayoría de las cuales son endémicas y se encuentran amenazadas. De estas algunas han sido utilizadas para observar si el sitio restaurado cumple con las características para mantenerlas. Así, se pensó en un pajarito endémico australiano conocido localmente como sube palo castaño. La reintroducción de esta especie se realizó con 43 individuos silvestres provenientes de siete grupos obtenidos de la región Murrumbidgee de Nueva Gales del Sur en dos Reservas Naturales de Australia “Mulligans Flat” y “Goorooyarroo”, durante noviembre de 2009. A pesar de la realización de una restauración del sitio de liberación y de una previa identificación de los requisitos clave del hábitat para la especie, no se

logró cumplir con todos los criterios predeterminados para el éxito debido a las bajas tasas de supervivencia y a la alta depredación por parte de especies nativas.

De hecho, existe una hipótesis sobre las posibles causas de este fracaso, entre ellas se habla de condiciones inapropiadas en la zona restaurada para reintroducir a esta especie, y la falta de identificación de todas las causas de su desaparición. Así se plantean tres hipótesis: i) “presión de depredación”, ii) “hábitat de alimentación” y iii) “no puede escapar”. La primera presenta un panorama en el cual existe una gran densidad de depredadores y una falta de otras presas potenciales para estos, dada la cercanía del área con las zonas urbanas. En la segunda, se habla de una menor calidad de hábitat de alimentación en comparación con el lugar de origen, reduciendo la condición del cuerpo del individuo, lo que a su vez puede influir en su vulnerabilidad a la depredación y supervivencia. La última, plantea una menor cantidad de lugares para esconderse con grandes distancias entre ellos ya que el sitio restaurado es diferente al sitio original.

Este ejemplo muestra la importancia de generar y utilizar información sobre las condiciones del hábitat de origen, como un punto de referencia para comparar la zona de reintroducción principalmente en ecosistemas restaurados. En este sentido, una reintroducción debe establecer previamente los comportamientos de las poblaciones silvestres, para brindarles las mejores condiciones, y determinar la o las causas de la extinción local de las especies, de manera que si no pueden eliminarse, la reintroducción no es una opción.

3.7 Guacamaya Roja Centroamericana (*Ara macao cyanoptera*) Linnaeus, 1758



Amenazas: Captura y caza para comercio; destrucción de hábitat; falta de sitios de anidación; destrucción de nidos por la abeja africana.

Distribución: Desde México hasta Honduras representan una subespecie de América Central.

Ecosistema: Bosques tropicales húmedos.

Fuente de animales para la reintroducción: Especies en cautiverio.

Estudio basado en: Cantú *et al.*, 2007; Estrada *et al.*, 2007.



Fuente: Xcaret, s.f.

A pesar de que esta especie se encuentra extinta en algunas áreas de su distribución original, en la Lista Roja se encuentra clasificada como “menor preocupación” debido a su amplio rango de distribución. Sin embargo, en los países en donde se distribuye está protegida por diversas leyes y decretos. En el caso de México, ha sido legalmente protegida desde 1994, incluso se encuentra enlistada en la Norma Oficial Mexicana-059 como en Peligro de Extinción (Diario Oficial de la Federación, 2010), donde se estima que existe una población silvestre no mayor a 400 individuos. A pesar de la prohibición de su comercio desde 1979, la captura de ejemplares continúa, el valor de un ejemplar en el mercado internacional oscila entre US\$ 1,500 a US\$ 2,700.

Como parte de su reintroducción, se presentó la biología de esta especie que es granívora y frugívora y una especie indicadora del estado de conservación del hábitat. Además afecta la dinámica de población de especies vegetales de las cuales se alimenta (Gómez de Silva *et al.*, 2005). Aunque se conoce poco sobre su rol, su comportamiento en estado silvestre y su papel ecológico en los ecosistemas que habita. Por ejemplo, no se conoce su respuesta a cambios en la distribución de sus recursos

alimenticios, y la amplitud de sus movimientos, así como aspectos fisiológicos y conductuales de su reproducción. Para la obtención de los ejemplares, se trabajó junto con el parque eco-arqueológico “Xcaret” ubicado en la península de Yucatán, el cual cuenta con un aviario con individuos reproducidos exitosamente en cautiverio, procedentes de decomisos por parte de las autoridades mexicanas.

En cuanto al sitio de liberación, se obtuvo un terreno de 50 hectáreas dentro de un área de distribución histórica de esta especie en Palenque. El sitio fue restaurado por una organización no gubernamental Acajungla AC, con el fin de establecer el Ecoparque Los Aluxes, y promover actividades de educación ambiental y reforestación en la región. En diciembre de 2012, se trasladaron a este Ecoparque, 27 individuos nacidos en cautiverio, libres de enfermedades, y en 2013 se esperan otros dos grupos para llegar hasta 60. En una primera etapa se mantendrán en un aviario de recepción con una jaula grande con un mínimo de contacto humano para su adaptación al Ecoparque. Posteriormente, se colocarán en aviarios de liberación, es decir, jaulas con acceso al dosel para la exploración y reconocimiento de su entorno, con diversas especies de frutos y plantas de la región que constituirán su alimento cuando se dispersen para su liberación.

Actualmente, este programa se encuentra en desarrollo, sin embargo, su éxito constituiría un ejemplo para la reproducción y reintroducción de especies decomisadas a través de la participación de distintos actores. En la última década se han desarrollado otros programas de reintroducción de esta especie en países como Costa Rica, Honduras y El Salvador. Cabe mencionar que esta reintroducción promovió la restauración del hábitat, beneficiando a otras especies.

DISCUSIÓN

El objetivo de este ensayo es presentar la reintroducción como una herramienta para la restauración de los ecosistemas, de esta forma la colaboración entre ambas disciplinas brinda una ventaja para la conservación. Además, esta herramienta es una oportunidad para hacer frente a la disminución de especies y a la degradación de los ecosistemas. Sin embargo, su utilización debe realizarse como último recurso para evitar brindar un pretexto y continuar con las afectaciones a los ecosistemas. Por otra parte, debido a que es una práctica relativamente nueva constituye un gran reto y un constante aprendizaje a través de los casos de estudio. Además de ser una fuerte inversión, por lo que obliga a presentar una buena planeación y reflexión sobre su utilización. Asimismo, en la literatura existe poca información sobre los beneficios y los retos que involucra un programa de reintroducción como parte de una restauración.

Por otra parte, el análisis de los casos de estudio ofrece un panorama real durante la práctica. Primero, pocas reintroducciones evalúan el efecto en el ecosistema del regreso de una especie. De los siete casos solo cuatro (nutria, lobo, jabalí y sube palo castaño) fueron planeados como una forma de apoyar de alguna manera la restauración del hábitat. Para los otros, la recuperación de la población de la especie era el objetivo principal, aunque obviamente se restablecen los servicios asociados a su presencia. Con referencia a lo anterior, un tema delicado es plantear como objetivo la recuperación de todo el ecosistema por el regreso de una sola especie. Esta situación es difícil de lograr y medir, ya que un ecosistema involucra una gama de factores los cuales puede actuar de distintas maneras. Por ejemplo, en el caso de la nutria, se

presentaron factores externos fuera del alcance del proyecto, que difícilmente podrían haber sido previstos.

En segundo lugar, la literatura ofrece muy pocos ejemplos exitosos, y en general se citan los mismos cuando se habla de reintroducción. Por ello, aunque es una decisión difícil que involucra un análisis detallado, es necesario ampliar la selección hacia otras especies. Así, el principal desafío es generar información sobre la biología y ecología de grupos poco estudiados y no carismáticos. Cabe agregar que incluir especies amenazadas en los programas puede ocasionar la pérdida de los ejemplares debido a la alta mortalidad de una reintroducción. En este sentido es recomendable considerar especies con un rango de distribución amplio, las cuales se encuentran amenazadas en una región. Desafortunadamente, si se compara el número actual de especies amenazadas a nivel global, las reintroducciones representan un porcentaje muy bajo.

Por otro lado, la cantidad de individuos reintroducidos puede afectar los resultados, aun cuando se trate de especies clave. En este caso, el regreso de unos pocos individuos no lograría un efecto en el ecosistema, y se consideraría como una extinción ecológica. Además, se debe tomar en cuenta que el ecosistema presenta por sí solo una respuesta a cualquier perturbación, por lo que es probable que las condiciones para una especie ya no se encuentren disponibles. Incluso una restauración del ecosistema no garantiza el éxito de la reintroducción, como en el caso del sube palo castaño. Así cuestión primordial es comprender la razón que causó el declive de la población y las necesidades de los individuos.

Ahora bien, algunas veces al realizar estas reintroducciones es necesario comenzar resolviendo conflictos entre la reintroducción y las necesidades de las personas. Por ejemplo, en el caso del lobo y el Oryx, todavía existe una presión por parte de la caza. Para el caso de la guacamaya, es posible que este problema se presente en un futuro. Por esta razón, la comunicación, el respeto de los diferentes puntos de vista y la paciencia son clave para lograr una reintroducción. En seguida se observa un creciente interés en la utilización de esta herramienta, sin embargo, continua la falta de monitoreo a largo plazo. Esta situación puede ocasionar un mal diseño de los programas y una baja tasa de sobrevivencia de los individuos después de ser liberados. Por otra parte, en algún momento el crecimiento de la población demandará una zona más amplia, de lo contrario puede provocarse una degradación del sitio y la muerte de los individuos. Para atenuar esta situación, puede planearse trasladar los ejemplares “excedentes” para restaurar o reforzar otras poblaciones.

Por último, es necesario considerar que esta herramienta es un gran apoyo en la restauración de los ecosistemas, ya que las especies y sus servicios son invaluableles. Por esta razón, en mi opinión la reintroducción debería implementarse en los programas de restauración. En especial porque la especie puede ofrecer múltiples beneficios para la comunidad vegetal, demostrando ser más efectiva. Aunque es indispensable continuar trabajando para aprender más sobre el rol de ciertas especies. A pesar de ello, indudablemente el regreso de una especie a los sitios de distribución histórica es una forma de acelerar la restauración del área. Por otro lado, esta herramienta demuestra que vale la pena la inversión de una reintroducción para colaborar en la restauración de un ecosistema.

CONCLUSIÓN

En primer lugar en este ensayo se identificaron y describieron las principales causas de la degradación de los ecosistemas, las cuales actúan muchas veces de manera sinérgica aumentando así su impacto, haciendo un énfasis en la pérdida de la biodiversidad, cuyos efectos muchas veces son irreversibles.

Después, se presentaron dos disciplinas relativamente nuevas que forman parte de la conservación de los ecosistemas: la restauración ecológica y la reintroducción de fauna. La primera puede ser activa o pasiva, lo cual depende de los objetivos del proyecto, el presupuesto, el tiempo, y las características del sitio. En el caso de una reintroducción exitosa, esta debe seguir lineamientos establecidos, y considerar dos componentes esenciales: las características de la población a reintroducir y las características del sitio.

Posteriormente, se presentaron los distintos beneficios de utilizar la reintroducción como una herramienta para la restauración a pesar de que en algunos casos ambas disciplinas se mantienen separadas, encontrando que la reintroducción:

- Es por sí sola una restauración de un elemento que contribuye a la recuperación del ecosistema;
- Puede usarse como parte integral de la restauración de un hábitat, restableciendo los servicios que brindan las especies que en ocasiones pueden incluir la recuperación de todo el ecosistema, como en el caso de especies clave;
- Benefician los proyectos de restauración botánicos, mediante la utilización de herbívoros dispersores de semillas o polinizadores, esenciales para su éxito;

- Devuelve a su entorno natural animales que se encuentran en condiciones de cautividad, y puede lograr la creación de un programa de conservación de especies amenazadas;
- Ayuda a conocer mejor la biología de las especies aumentando la información local y científica, la cual puede servir como modelo para otros casos similares;
- Fomenta mecanismos de cooperación interinstitucionales entre gobiernos, ONG's y centros de investigación e integra la participación de la gente local;
- Puede influenciar la restauración de zonas aledañas;
- Es un método relativamente más rápido, fácil y barato que asegura la restauración de la funcionalidad;
- Es una forma para apoyar la conservación y revertir el proceso de extinción.

A pesar de estos beneficios, esta herramienta tiene que lograr vencer ciertos desafíos y límites. Así, el programa debe:

- Evitar generar una falsa idea de un intercambio de áreas conservadas por zonas para restaurar;
- Evitar considerar a esta herramienta como un método práctico realizado por “entusiastas” de la conservación, los cuales no tienen suficiente comprensión e información sobre la biología de la especie, la comunidad vegetal original y la identificación de la perturbación;
- Lograr promover la generación de información de los aspectos biológicos de las especies a reintroducir, ya que actualmente esta es limitada;
- Aumentar su presencia en la literatura, enfocándose en el beneficio para los ecosistemas;

- Incluir otros grupos poco carismáticos como los insectos o reptiles que también juegan un papel en los ecosistemas;
- Disminuir la mortalidad causada por el estrés, por enfermedades o por la ausencia de comportamientos naturales;
- Comprender que existe una dificultad para predecir y medir los efectos del regreso de cierta especie, por lo que es necesario seguir con los lineamientos y monitorear a largo plazo al ecosistema;
- Considerar que pueden surgir problemas globales que influyeran al programa, como el cambio climático, los cuales difícilmente pueden ser controlados por los encargados del proyecto;
- Considerar los altos costos que no pueden ser afrontados por todos los países;
- Evitar el surgimiento de problemas legales;
- Exigir una garantía en cuanto al espacio que necesita la especie como en el caso de especies migratorias y;
- Proponer opciones en caso de que el sitio llegue a la carga máxima de animales.

Además se presentan numerosas recomendaciones de las cuales las más destacables son:

- Señalar que a pesar de los esfuerzos de estas disciplinas, sin duda la mejor respuesta es la prevención y conservación de los recursos;
- Determinar un objetivo realista que tome en cuenta la situación de las condiciones ambientales y locales;
- Identificar la extinción local de la especie y la causa de la degradación del hábitat;

- Seguir y valorar a largo plazo de las principales variables que pueden ser afectadas;
- Implicar diversos actores, destacando que la participación de estos favorece la comprensión del sitio y de la biología de las especies en un contexto local a través de los conocimientos locales, tradicionales y científicos;
- Continuar mejorando a través del monitoreo y del seguimiento post-liberación;
- Formar personal especializado;
- Evitar que los proyectos se publiquen en "literatura gris";
- Seguir los lineamientos;
- Entender las condiciones locales tanto ambientales como sociales, para lograr presentar los efectos ecológicos junto con futuros cambios ambientales y sociales, que beneficien a la naturaleza y a la sociedad;
- Lograr un compromiso a través de las políticas y legislaciones, las cuales deben incluir términos como especies clave, extinción ecológica, entre otros, así como definir la protección y multas y la creación de áreas protegidas.

Por último, los casos de estudio muestran distintos grupos de animales y distintos lugares del mundo, cuyas reintroducciones han ido mejorando desde los primeros intentos hasta la actualidad, gracias a un proceso complejo que involucra la participación de numerosos actores, leyes y convenios. Así mismo, muestran que los ecosistemas son impredecibles y que a pesar de seguir los lineamientos y estudiar las características del lugar pueden surgir otros problemas.

REFERENCIAS

- Allen, D.L., 1979. *Wolves of Minong: their Vital Role in a Wild Community*. Boston: Houghton Mifflin.
- Allen, E. B., J. S. Brown, and M. F. Allen, 2001. Restoration of Animal, Plant, and Microbial Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 5, pp. 185-202.
- Armstrong, D. P. and P. J. Seddon, 2007. Directions in Reintroduction Biology. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 23, no. 1, pp. 20-25.
- Ballou J.D., D. G Kleiman, J.J.C. Mallinson, A.B. Rylands, C.B Valladares-Padua, and K. Leus, 2002. History, management, and conservation role of the captive lion tamarin populations. In: Kleiman, D. G. and Rylands, A. B. ed., *Lion tamarins:biology and conservation*.Washington, DC: Smithsonian Institution Press, pp. 95-114.
- Bangs E. E., and S. H. Fritts, 1996. Reintroducing the Gray Wolf to Central Idaho and Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24, pp. 402-413.
- Beck,B.B., D. G Kleiman, J. M Dietz, I. Castro, C.Carvalho, A. Martins, and B.Retteberg-Beck, 1991. Losses and Reproduction in Reintroduced Golden Lion Tamarins *Leontopithecus Rosalia*. *Dodo, Journal of Jersey Wildlife Preservation*, vol. 27, pp. 50-61.
- Bennett V.A., A. D. Manning, V. A. J. Doerr, D. B. Lindenmayer, E. D. Doerr, and H. Yoon., 2013. Causes of Reintroduction Failure of the Brown Treecreeper: Implications for Ecosystem Restoration. *Austral Ecology*, vol. 1, pp. 1-13.

- Bescheta R. L. and W. J. Ripple, 2012. Trophic Cascades in Yellowstone: The first 15 Years After Wolf Reintroduction. *Biol. Conserv*, vol. 145, no. 1, pp. 205-213.
- Blais, J.M., R.W. MacDonald, D. Mackay, E. Webster, C., Harvey, and J. P., Smol. 2007 Biologically Mediated Transport of Contaminants to Aquatic Systems. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, pp. 1075-1084.
- Brownlow, M., 1994. Towards a Framework of Understanding for the Integration of Forestry with Domestic Pig (*Sus Scrofa Domestica*) and European Wild Boar (*Sus Scrofa Scrofa*) Husbandry in the United Kingdom. *Forestry*, vol. 67, pp. 189-218.
- Byers, J. E., K. Cuddington, C. G. Jones, T. S. Talley, A. Hastings, J. G. Lambrinos, J. A. Crooks, and W. G. Wilson, 2006. Using Ecosystem Engineers to Restore Ecological Systems. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, pp. 493-500.
- Cabin, R.J., 2007. Science-Driven Restoration: A Square Grid on a Round Earth? . *Restor. Ecol*, vol. 15, pp. 1-7.
- Cantú, J. C., M. E. Sánchez, M. Grosselet and J. Silva, 2007. Tráfico Ilegal De Pericos En México: Una Evaluación Detallada. México: Defenders of Wildlife.
- Cao, S., G. Wang., and L. Chen, 2010. Questionable Value of Planting Thirsty Trees in Dry Regions. *Nature*, vol. 465, pp. 31.
- Carbyn, L. N., H. J. Armbruster, and C. Mamo., 1994. The Swift Fox reintroduction program in Canada from 1983–1992. In: Bowles M. L. and C. J. Whelan. ed., *Restoration of Endangered Species: Conceptual Issues, Planning and*

Implementation. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, pp. 247-271.

Caro T., A. Engilis, E. Fitzherbert, and T. Gadner, 2004. Preliminary Assessment on the Flagship Species Concept at a Small Scale. *Anim.Cons.*, vol. 7, pp. 63-70.

Caughley, G. and A. Gunn., 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice*. Cambridge: Blackwell Science.

CBD (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica). 2010. *Perspectiva Mundial Sobre La Diversidad Biológica 3*.

Chazdon, R.L., 2003. Tropical Forest Recovery: Legacies of Human Impact and Natural Disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 6, pp. 51-71.

Chazdon, R.L., 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, vol. 320, pp. 1458-1460.

CITES., 2013. *A Convención Sobre El Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres 2013*, Disponible en: <http://www.cites.org/esp/index.php>. Consultada: 10 marzo 2013.

Comin, F.A., 2010. The challenges of humanity in the twenty-first century and the role of ecological restoration. In: F.A. COMIN ed., *Ecological restoration: a global challenge 2010*: Cambridge University Press, pp. 1.

- Dimond, W. and D. P. Armstrong, 2007. Adaptive Harvesting of Source Populations for Translocation: A Case Study with New Zealand Robins. *Conservation Biology*, vol. 21, no. 1, pp. 114-124.
- Dobson, A., A. D. Bradshaw, and A. J. M. Baker., 1997. Hopes for the Future. *Restoration Ecology and Conservation Biology. Science*, vol. 77, pp. 515-522.
- Drake, J. A., H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rjmaneck and M. Williamson, 1989. *Biological Invasions: A Global Perspective*. EE. UU.: John Wiley and Sons,.
- Ehrenfeld, J.G., 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restor. Ecol.*, vol. 8, pp. 2-9.
- Emmons, L., 1987. Comparative Feeding Ecology of Felids in Neotropical Rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, vol. 20, pp. 271-283.
- Environment Agency Abu Dhabi., 2010. *Arabian Oryx Regional Conservation Strategy and Action Plan*. Abu Dhabi: General Secretariat for the Conservation of the Arabian Oryx.
- Estes, J. A., D. O. Duggins, and G. B. Rathbun, 1989. The Ecology of Extinctions in Kelp Forest Communities. *Conserve. Biol*, vol. 3, pp. 252-264.
- Estes, J. A., M. T. Tinker, T. M. Williams and D. F. Doak., 1998. Killer Whale Predation on Sea Otters Linking Oceanic and Nearshore Ecosystems. *Science*, vol. 282, no. 5388, pp. 473-476.

- Estes, J. A., J. Terborgh, J. S. Brashares, M. E. Power, J. Berger, W. J. Bond, S. R. Carpenter, T. E. Essington, R. D. Holt, J. B. C. Jackson, R. J. Marquis, L. Oksane, R. Oksanen, R. T. Paines, E. K. Pickett, W. J. Ripple, S. A. Sandin, M. Scheffer, T. W. Schoener, J. B. Shurin, A. R. E. Sinclair, M. E. Soulé, R. Virtanen and D. A. Wardle, 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, vol. 333, pp. 301-306.
- Estrada, A., S. González-Blanco, and R. Raigoza., 2007. Reintroducción De La Guacamaya Roja (*Ara Macao Cyanoptera*) En Palenque, Chiapas. México: Acajungla AC y Aluxes Ecoparque, Instituto de Biología-UNAM, Parque Xcaret.
- Ewen, J. G., and D. P. Armstrong., 2007. Strategic Monitoring of Reintroductions in Ecological Restoration Programmes. *Ecoscience*, vol. 14, pp. 401-409.
- Fischer, J. and Lindenmayer, D.B., 2000. An Assessment of the Published Results of Animal Relocations. *Biological Conservation*, vol. 96, pp. 1-11.
- Flasbarth, J. 2010. Un Imperativo Económico, UNEP, 32.
- Floyd M. L. and W. H. Romme, 2012. Ecological Restoration Priorities and Opportunities in Pinon-Juniper Woodlands. *Ecological Restoration*, vol. 30, no. 1, pp. 37-49.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson and C. S. Holling., 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, pp. 557-581.

- Freemantle, T. P., T. Wachter, J. Newby and N. Pettorelli, 2013. Earth Observation: Overlooked Potential to Support Species Reintroduction Programmes. *African Journal of Ecology*, pp. 1-11.
- Freudenberger, L., P. Hobson, M. Schluck and P. Ibisch, 2012. A Global Map of the Functionality of Terrestrial Ecosystems. *Ecological Complexity*, vol. 12, pp. 13-22.
- García-oliva, F., 2005. Algunas bases del enfoque ecosistémico para la restauración. In: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil and E. Vega ed., *Temas sobre restauración ecológica*. 2005: Instituto Nacional de Ecología., pp. 101-112.
- Garshelis D. L., J. A. Garshelis, and A. T. Kimker, 1986. Sea Otter Time Budgets and Prey Relationships in Alaska. *Journal of Wildlife Management*, vol. 50, pp. 637-647.
- Gómez de Silva, H., A. Oliveras de Ita and R. A. Medellín., 2005. Amazona Oratrix. Vertebrados Superiores Exóticos En México: Diversidad, Distribución y Efectos Potenciales. Proyecto U020. México: Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO.
- González-varo, J.P., 2010. Fragmentation, Habitat Composition and the dispersal/predation Balance in Interactions between the Mediterranean Myrtle and Avian Frugivores. *Ecography*, vol. 33, pp. 185-197.
- Griffin, A.S., D.T. Blumstein, and C. S. Evans, 2000. Training Captive-Bred or Translocated Animals to Avoid Predators. *Conservation Biology*, vol. 14, no. 5, pp. 1317-1326.

- Griffith, B., J. M. Scott, J. W. Carpenter and C. Reed., 1989. Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science, New Series*, vol. 245, no. 4917, pp. 477-480.
- Hein, E.W., 1997. Improving Translocation Programs. *Conservation Biology*, vol. 11, no. 6, pp. 1270-1271.
- Herrerías, Y. and J. Benítez-Malvido, 2005. Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas. In: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil and E. Vega ed., *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, pp. 114-126.
- Hobbs, R.J., 2007. Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for Research. *Restor. Ecol*, vol. 15, pp. 354-357.
- Islam, M. Z., K. Ismail and A. Boug., 2010. Catastrophic Die-Off of Globally Threatened Arabian Oryx and Sand Gazelle in the Fenced Protected Area of the Arid Central Saudi Arabia. *Journal of Threatened Taxa*, vol. 2, no. 2, pp. 677-684.
- Islam, M.Z., K Ismail, and A. Boug., 2012. Restoration of the Endangered Arabian Oryx *Oryx Leucoryx*, Pallas 1766 in Saudi Arabia: Lessons Learnt from the Twenty Years of Re-Introduction in Arid Fenced and Unfenced Protected Area. *Biodiversity Conservation in the Arabian Peninsula Zoology in the Middle East*, vol. Supplementum 3, 2011, pp. 125-140.
- Janzen, D.H., 1988. Management of Habitat Fragments in a Tropical Dry Forest: Growth. *Ann. Mo. Bot. Gard*, vol. 75, pp. 105-116.

- Jiang, Z., C. Yu, Z. Feng, L. Zhang, J. Xia, Y. Ding and N. Lindsay, 2000. Reintroduction and Recovery of Père David's Deer in China. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 28, no. 3, pp. 681-687.
- Jiménez, I., 2010. Propuesta De Reintroducción Experimental De Pecaríes De Collar (*Pecari Tajacu*) En La Reserava Natural Iberá (Corrientes, Argentina). Corrientes, Argentina: The Conservation Land Trust.
- Jones, C. G., J. H. Lawton and M. Shackak, 1997. Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. *Ecology*, vol. 78, no. 7, pp. 1946-1957.
- Jordan, W. R., Gilpin, M. E., and Aber, J. D. 1987. *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge Univ. Press.
- Jørgensen, D., 2011. What's History Got to do with it? A Response to Seddon's Definition of Reintroduction. *Restoration Ecology*, vol. 19, no. 6, pp. 705-708.
- Kelly, B. C., M. G. Ikonomou, J. D. Blair, A. E. Morin and F. A. P. C. Gobas, 2007. Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science*, vol. 317, pp. 236-239.
- Kierulff M. C. M., C. R. Ruiz-Miranda, P. Procópio de Oliveira, B. B. Beck, A. Martins, J. M. Dietz, D. M. Rambaldi and A. J. Baker, 2012. The Golden Lion Tamarin *Leontopithecus Rosalia*: A Conservation Success Story. *Int Zoo. Yb*, vol. 46, pp. 36-45.

- Kleiman, D.G., 1989. Reintroduction of Captive Mammals for Conservation. *Bioscience*, vol. 39, no. 3, pp. 152-161.
- Kock, R.A., M.H. Woodford, and P.B Rossiter, 2010. Disease Risk Associated with the Translocation of Wildlife. *Rev. Sei. Tech. Off. Int Epiz*, vol. 29, no. 2, pp. 329-335.
- Lacy, R.C., 1994. Managing genetic diversity in captive populations of animals. In: M. L. Bowles and C. J. Whelan ed., *Restoration of endangered species: Conceptual issues, planning and implementation* Cambridge: Cambridge University Press, pp. 63-69.
- Lindburg, D.G., 1992. Are Wildlife Reintroductions Worth the Cost?. *Zoo Bio*, vol. 11, no. 1, pp. 1-2.
- Lindenmayer, D. B., and J. Fischer. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change*.
- Lipsey, M. K., and M. F. Child., 2007. Combining the Fields of Reintroduction Biology and Restoration Ecology. *Conservation Biology*, vol. 21, no. 6, pp. 1387-1388.
- Ma, H., Y. Lv and H. Li., 2013. Complexity of Ecological Restoration in China. *Ecological Engineering*, vol. 52, pp. 75-78.
- MacDonald, M.A., 2003. The Role of Corridors in Biodiversity Conservation in Production Forest Landscapes: A Literature Review. *Tasforests*, vol. 14, pp. 41-52.
- Mace G., W. Cramer, S. Díaz, D. P. Faith, A. Larigauderie, P. Le Prestre, M. Palmer, C. Perrings, R. J. Scholes, M. Walpole, B. A. Walther, J. E.M. Watson and H. A.

- Mooney., 2010. Biodiversity Targets After 2010. Current Opinion. Environmental Sustainability, vol. 2, pp. 2-8.
- Manning A. D., J. T. Wood, R. B. Cunningham, S. McIntyre, D.J. Shorthouse, I.J. Gordon and D.B. Lindenmayer, 2011. Integrating Research and Restoration: The Establishment of a Long-Term Woodland Experiment in South-Eastern Australia. Aust. Zool, vol. 35, pp. 633-648.
- Márquez-Huitzil, R., 2005. Planificación para la restauración asociada con el aprovechamiento de los recursos naturales. In: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil and E. Vega ed., Temas sobre restauración ecológica Instituto Nacional de Ecología, pp. 169-180.
- May, R.M., 1977. Thresholds and Breakpoints in Ecosystems with a Multiplicity of Stable States. Nature, vol. 269, pp. 421-477.
- McPhee, M.E., 2003. Generations in Captivity Increases Behavioral Variance: Considerations for Captive Breeding and Reintroduction Programs. Biological Conservation, vol. 115, pp. 71-77.
- McPhee, M.E. and K. Carlstead., 2010. The importance of maintaining natural behaviors in captive mammals. In: D.G. Kleiman, M. Allen, and K. Thompson ed., Wild Mammals in Captivity: Principles and Techniques for Zoo Management. 2da. ed. Chicago: University of Chicago Press., pp. 303-313.

- Mech L. D., D.W. Smith, K.M. Murphy, and D.R. MacNulty., 2001. Winter Severity and Wolf Predation on a Formerly Wolf-Free Elk Herd. *Journal of Wildlife Management*, vol. 65, pp. 998-1003.
- Millennium Ecosystem Assessment., 2005a. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C: Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment., 2005b. *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water: Synthesis*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Millennium Ecosystem Assessment., 2005c. Informe De Síntesis “Strengthening Capacity to Manage Ecosystems Sustainably for Human Well-being”. Caracas, Venezuela: XV Reunión del Foro de Ministros de Medio Ambiente de América Latina y el Caribe.
- Miller, B., R. Reading, J. Hoogland, T. Clark, G. Ceballos, R., List, S. Forrest, L. Hanebury, P. Manzano, J. Pacheco, and D., Uresk, 2000. The Role of Prairie Dogs as a Keystone Species: Response to Stapp. *Conservation Biology*, vol. 14, pp. 318-321.
- Morrison, M.L., 2002. *Wildlife Restoration: Techniques for Habitat Analysis and Animal Monitoring*. Washington, D. C: Island Press.
- Morrison, E. B. and C. A. Lindell., 2011. Active Or Passive Forest Restoration? Assessing Restoration Alternatives with Avian Foraging Behavior. *Restoration Ecology*, vol. 19, no. 201, pp. 170-177.

- Naeem, S., 2002. Ecosystem Consequences of Biodiversity Loss: The Evolution of a Paradigm. *Ecology*, vol. 83, pp. 1537-1552.
- Nasi, R., A- Taber and N. Van Vliet., 2011. Empty Forests, Empty Stomachs? Bushmeat and Livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review*, vol. 13, no. 3, pp. 355-368.
- Natusch D. J. D. and J. A. Lyons., 2012. Exploited for Pets: The Harvest and Trade of Amphibians and Reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodivers Conserv*, vol. 21, pp. 2899-2911.
- Nel, J. L., D. J. Roux, G. Maree, C. J. Kleynhans, J. Moolman, B. Reyers, M. Rouget, and R. M. Cowling., 2007. Rivers in Peril Inside and Outside Protected Areas: A Systematic Approach to Conservation Assessment of River Ecosystems. *Diversity and Distributions*, vol. 13, pp. 341-352.
- Nellemann, C. and Corcoran, E., 2010. Dead Planet, Living Planet – Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development. A Rapid Response Assessment. Noruega: United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.
- Nicholson, E., D. A. Keith, and D. S. Wilcove., 2009. Assessing the Threat Status of Ecological Communities. *Conservation Biology*, vol. 23, pp. 259-274.
- Odum, E.P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science, New Series*, vol. 164, no. 3877, pp. 262-270.
- Odum, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia, Pennsylvania: Saunders.

- Ojasti, J., 2000. Manejo De Fauna Silvestre Neotropical. Dallmeier, F. ed. Washington, D. C.: SI/MAB Series. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO)., 2010. Evaluación De Los Recursos Forestales Mundiales. Roma: FAO.
- Ostrowski, S. and K. Ismail., 2000. Report on Ungulate Mortality in Mahazat as-Sayd Protected Area during Summer 2000. Taif, Saudi Arabia: NWRC annual report 2000.
- Palmer M. A., R. F. Ambrose, and N. L. Poff., 1997. Ecological Theory and Community Ecology. *Restoration Ecology*, vol. 5, no. 4, pp. 291-300.
- Palmer, M . A., D. A. Falk, and J. B. Zedler., 2006. Ecological Theory and Restoration Ecology. In: Falk D.A., M A. Palmer and J. B. Zedler ed., *Foundations of restoration ecology* Washington, D. C: Island Press, pp. 1-11.
- Polak T. and D. Saltz., 2011. Reintroduction as an Ecosystem Restoration Technique. *Conserv. Biol*, vol. 25, no. 3, pp. 494.
- Pörtner H. O. and R. Knust., 2007. Climate Change Affects Marine Fishes through the Oxygen Limitation of Thermal Tolerance. *Science*, vol. 315, pp. 95-97.
- Potočník, J. 2010. El Dinero no Puede Comerse. UNEP, 24.
- Power M. E., D. Tilman, J. A. Estes, B. A. Menge, W. J. Bond, L. S. Mills, D. Gretchen, J. C. Castilla, J. Lubchenco, and R. T. Paine, 1996. Challenges in the Quest for Keystones. *Bioscience*, vol. 46, pp. 609-620.

- Primack, R. B., 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Massachusetts, USA: Sinauer Associates, Sunderland.
- Redford, K.H., 1992. The Empty Forest. *Bioscience*, vol. 42, no. 6, pp. 412-422.
- Rodriguez, J. P., K. Rodríguez-Clark, J. Baillie, N. Ash, B. Benson, T. Boucher, C. Brown, N. Burgess, B. Collen, M. Jennings, D. A. Keith, E. Nicholson, C. Revenga, B. Reyers, M. Rouget, T. Smith, M. Spalding, A. Taber, M. Walpole, I. Zager, and T. Zamin, 2011. Definición de Categorías de UICN para Ecosistemas Amenazados. *Conservation Biology*, vol. 25, pp. 21-29.
- Ruiz-Miranda C. R., B.B. Beck, D.G. Kleiman, A. Martins, J. M. Dietz, D. M., Rambaldi, M. Kierulff, C.M. Oliveira, and A. J. Baker., 2010. Re-introduction and translocation of golden lion tamarins, Atlantic Coastal Forest, Brazil: the creation of a metapopulation. In: P.S. SOORAE ed., *Global re-introduction perspectives. Additional case-studies from around the globe* Abu Dhabi, UAE: IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group (RSG), pp. 225-230.
- Sandom, C. J., J. Hughes, and D. W. Macdonald., 2012. Rewilding the Scottish Highlands: Do Wild Boar, *Sus Scrofa*, use a Suitable Foraging Strategy to be Effective Ecosystem Engineers?. *Restoration Ecology*, pp. 1-8.
- Sarrazin, F. and R. Barbault, 1996. Reintroduction: Challenges and Lessons for Basic Ecology. *Tree*, vol. 11, no. 11, pp. 474-478.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs and C. R. Margules., 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, vol. 5, pp. 118-132.

Schiedek, D., B. Sundelin, J. W. Readman, and R. W. Macdonald, 2007. Interactions between Climate Change and Contaminants. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 54, pp. 1845-1856.

Scottish Executive, 2004. *Scotland's Biodiversity: It's In Your Hands*. Scottish Executive, Edinburgh, UK. Disponible en: <http://www.scotland.gov.uk/Resource/Doc/25954/0014583.pdf>. Consultada en 10 febrero 2012.

Seddon, P. J., D. P. Armstrong and R. F. Maloney., 2007a. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*, vol. 21, no. 2, pp. 303-312.

Seddon, P. J. D. P. Armstrong, and R. F. Maloney, 2007b. Combining the Fields of Reintroduction Biology and Restoration Ecology. *Conservation Biology*, vol. 21, no. 6, pp. 1388-1390.

Segura, S.G., 2005. Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas?. En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil and E. Vega. ed., *Temas sobre restauración ecológica* Instituto Nacional de Ecología, pp. 127-134.

SER (Society for Ecological Restoration International), 2004. *Grupo De Trabajo Sobre Ciencia y Políticas. Principios De SER International Sobre La Restauración Ecológica*. Tucson, Arizona: Society for Ecological Restoration International.

SER (Society for Ecological Restoration International), 2013a. Contaminants. Disponible en: <http://www.globalrestorationnetwork.org/degradation/contaminants/>. Consultada en 12 diciembre 2012.

SER (Society for Ecological Restoration International)., 2013b. Degradación. Disponible en: <http://www.globalrestorationnetwork.org/degradation/>. Consultada: 12 diciembre 2012.

Sheean V. A., A. D. Manning and D. B. Lindenmayer, 2012. An Assessment of scientific Approaches Towards Species Relocations in Australia. *Austral Ecology*, vol. 37, pp. 204-215.

Smith, D. W., R. O. Peterson and D. B. Houston, 2003. Yellowstone After Wolves. *Bioscience*, vol. 53, no. 4, pp. 330-340.

Snyder N. F. R., S. R. Derrickson, S. R. Beissinger, J. W. Wiley, T. B. Smith, W. D. Toone and B. Miller., 1996. Limitations of Captive Breeding in Endangered Species Recovery. *Conservation Biology*, vol. 10, no. 2, pp. 338-348.

Soulé, M., J. A. Estes J. Berger and C. Martínez del Río, 2003. Ecological Effectiveness: Conservation Goals for Interactive Species. *Conservation Biology*, vol. 17, no. 5, pp. 1238-1250.

St John F. A. V., G. Edwards-Jones and J. P. G. Jones, 2012. Opinions of the Public, Conservationists and Magistrates on Sentencing Wildlife Trade Crimes in the UK. *Environmental Conservation*, vol. 39, pp. 154-161.

Stanley-Price, M.R. 1989. Animal Re-Introductions: The Arabian Oryx in Oman.

Stoinski, T. S., B.B. Beck, M. Bowman and J. Lenhardt., 1997. The gateway zoo program: a recent initiative in golden lion tamarin reintroductions. In: J. WALLIS

ed., Primate conservation: the role of zoological parks. Norman, OK ed. American Society of Primatologists, pp. 113-129.

Strauss, W.M., 2003. An Ecological Study of Reintroduced Arabian Oryx in the 'Uruq Bani Ma'arid Protected Area of the Kingdom of Saudi Arabia. MS (Wildlife Management): South Africa: Centre for Wildlife Management, University of Pretoria.

Suding, K.N., 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures and Opportunities Ahead. *Annu Rev Ecol Evol Syst*, vol. 42, pp. 465-487.

Terborgh, J., 1988. The Big Things that Run the World: A Sequel to E. O. Wilson. *Conser. Biol.*, vol. 2, pp. 402-403.

Terborgh, J., and Estes, J.A., 2010. *Trophic Cascades*. Washington, D.C: Island Press.

The Economy Ecosystem Biodiversity (TEEB)., 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. Cambridge, UK.: Interim rep., European Communities,.

Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak, 1994. Habitat Destruction and the Extinction Debt. *Nature*, vol. 371, pp. 65-66.

Toledo, L. F., M. V. Asmussen and J. P. Rodríguez, 2012. Crime: Track Illegal Trade in Wildlife. *Nature*, vol. 483, pp. 36.

Trojan, P. 1984. *Ecosystems Homeostasis*. Dr. Junk Publishers, Holanda.

UICN (World Conservation Union)., 1998. *Guidelines for Re-Introductions*. IUCN/SSC Re-Introduction Specialist. Gland, Switzerland: Group, IUCN.

- UICN (World Conservation Union)., 2008. Resolution 4.020: quantitative thresholds for categories and criteria of threatened ecosystems. Gland, Switzerland.
- UICN (World Conservation Union)., 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>. Consultada en 15 marzo de 2012.
- Vandel, J.M., P. Stahl, V. Herrenschmidt and E, Marboutin, 2006. Reintroduction of the Lynx into the Vosges Mountain Massif: From Animal Survival and Movements to Population Development. *Biological Conservation*, vol. 131, pp. 370-385.
- Vega, E.V., 2005. Algunos conceptos de ecología y sus vínculos con la restauración. In: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil and E. Vega ed., *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, pp. 147-155.
- Wallace, S.R., 1992. Introduction of *Conradina Glabra*; a Pilot Project for the Conservation of an Endangered Florida Endemic. *Botanic Gardens Conservation News*, vol. 1, pp. 34-39.
- Wolf, C. M. B. Griffith, C. Reed, and S. A. Temple., 1996. Avian and Mammalian Translocations: Update and Reanalysis of 1987 Survey Data. *Conservation Biology*, vol. 10, no. 4, pp. 1142-1154.
- WWF., 2010. *Planeta Vivo Informe 2010 Biodiversidad, Biocapacidad y Desarrollo*.
- Young, T.P., 2000. Restoration Ecology and Conservation Biology. *Biological Conservation*, vol. 92, pp. 73-83.

ANEXOS

Anexo 1. Comparación entre los atributos principales de la caza deportiva y de subsistencia en América Latina (Ojasti, 2000)

| Atributo | Caza deportiva | Caza de subsistencia |
|---------------------------|--|--|
| Finalidad | Recreación | Alimentación |
| Usuario | Clase media urbana | Rural, de escasos recursos |
| Numero | Reducido | Generalmente muy alto |
| Área | Distante de residencia, variable | Aledaña a residencia, permanente |
| Frecuencia | Fines de semana según temporadas de caza | Más o menos continua durante todo el año |
| Presas principales | Aves | Mamíferos |
| Legalidad | Usualmente legal | Variable según el país |
| Control | Más o menos factible | Muy difícil |
| Valor social | Mediano | Alto |

Anexo 2. Lineamientos para medir el éxito de una restauración. Fuente: SER, 2004

1. Conjunto característico de especies

El ecosistema restaurado (ER) contiene un conjunto característico de especies (spp.) que habitan en el ER y que proveen una estructura apropiada de la comunidad

2. Especies autóctonas

El ER consta de spp. autóctonas hasta el grado máximo factible. En ecosistemas culturales restaurados, se puede ser indulgente con spp. exóticas domesticadas y con spp. ruderales “plantas que colonizan los sitios alterados”, y spp. arvenses “crecen entre plantas de cultivo” que se supone co-evolucionaron con ellas.

3. Grupos funcionales representados

Todos los grupos funcionales necesarios para el desarrollo y/o la estabilidad continua, se encuentran representados o, si no, los grupos faltantes tienen el potencial de colonizar por medios naturales

4. Capacidad de sostener poblaciones

El ambiente físico del ER tiene la capacidad de sostener poblaciones reproductivas de las spp. necesarias para la continua estabilidad o desarrollo a lo largo de la trayectoria deseada

5. Estado ecológico de desarrollo

El ER aparentemente funciona normalmente de acuerdo con su estado ecológico de desarrollo y no hay señales de disfunción.

6. Integración ecológica o del paisaje

El ER se ha integrado adecuadamente con la matriz ecológica o el paisaje, con los cuales interactúa a través de flujos e intercambios bióticos y abióticos.

7. Eliminación de amenazas potenciales

Se han eliminado o reducido, tanto como sea posible, las amenazas potenciales del paisaje que lo rodea a la salud e integridad del ecosistema

8. Capacidad de resiliencia

El ER tiene suficiente capacidad de recuperación como para aguantar los acontecimientos estresantes periódicos y normales del ambiente local y que sirven para mantener la integridad del ecosistema

9. Resiliencia y evolución

El ER es autosustentable al mismo grado que su ecosistema de referencia y tiene el potencial de persistir indefinidamente bajo las condiciones ambientales existentes. No obstante, los aspectos de su biodiversidad, estructura y funcionamiento podrían cambiar como parte del desarrollo normal del ecosistema y podrían fluctuar en respuesta a acontecimientos normales y periódicos aislados de estrés y de alteración de mayor trascendencia.

Anexo 3. Puntos para una reintroducción exitosa, basada en Armstrong and Seddon 2007; Ewen and Armstrong, 2007; Fischer and Lindenmayer, 2000; Kleiman, 1989; Seddon *et al.*, 2007b; UICN, 1998; y Wolf *et al.*, 1997.

Estudios de factibilidad

- Evaluar la condición taxonómica de los individuos
- Determinar las necesidades críticas de las especies (comportamiento de alimentación, depredadores, enfermedades, etc)
- Determinar si alguna especie ha llenado el vacío de la ausencia de la especie a reintroducir
- Determinar el número y composición óptima de los individuos a ser liberados
- Realizar un análisis poblacional de la viabilidad y del hábitat (este paso conduce a un manejo poblacional a largo plazo)

Elección del sitio y tipo de liberación

- El sitio debe estar dentro del área de distribución histórica
- Contar con un tamaño suficiente que garantice el desarrollo de los individuos
- Evitar presencia de población (puede ocurrir una hibridación o los animales introducidos pueden transmitir enfermedades a las que los animales silvestres no sean inmunes)
- Evaluar la posibilidad de cerca o delimitar un área dentro del hábitat propuesto

Evaluar el sitio de reintroducción

- Asegurar los requerimientos del hábitat (para alimentación, reproducción, etc.) y del paisaje, asegurando un futuro previsible
- Identificar y eliminar o reducir las causas previas de declinación o extinción (contaminación, caza, enfermedades, competencia o depredación debido a especies introducidas, etc.)
- Restaurar el hábitat (si es el caso)

Verificar disponibilidad de poblaciones adecuadas

- Dar preferencia a poblaciones silvestres
- Remover individuos no debe significar poner el riesgo a la población de origen
- Liberar poblaciones o individuos en cautiverio debe cumplir con los principios de biología conservacionista contemporánea
- Verificar edad, sexo apropiado para la reintroducción
- Evaluar los patrones de comportamiento:
 - Animales sociables deben ser introducidos como grupos para minimiza el estrés y facilitar la reproducción;
 - Animales territoriales deben ser liberados en diferentes sitios.
- Evitar las reintroducciones solo porque existan poblaciones en cautiverio o excedentes en las

poblaciones

Preparar especies en cautiverio

- Igualar la probabilidad de sobrevivir de un animal de cautiverio con su contraparte silvestre (adquisición de actitudes para la supervivencia a través de entrenamiento)
- Promover comportamiento natural especialmente:
 - Evitar depredaciones
 - Adquirir y procesar comida
 - Interactuar apropiadamente con su medio
 - Encontrar y construir refugios o nidos
 - Conocer el movimiento en terreno complejo
 - Navegar y orientarse en un ambiente complejo
- Asegurar que los animales potencialmente peligrosos (como los grandes carnívoros) no se presenten confianza ante la presencia humana

Evaluar requerimientos socio-económicos y legales

- Asegurar el apoyo financiero y político a largo plazo (por ej. el financiamiento debe incluir salarios, transporte, equipo, etc.)
- Aprovechar la publicidad alrededor de las reintroducciones para mostrar las causas de la disminución o extinción de la especie, enfocando la atención pública en el problema
- Asegurar en el caso de especies migratorias o móviles, provisiones para el caso en que ocurran cruces de límites entre estados vecinos o internacionales
- Evaluar detalladamente a la población local (ej. estudiar la mejor manera para sensibilizar e informar sobre la reintroducción)
- Involucrar eventualmente a la población local como colaboradores
- Ofrecer el mayor contacto y apoyo posible a los guardaparques, en el caso de reservas u otra áreas que cuenten ellos
- Invertir en programas de capacitación profesional e involucramiento estudiantil

Monitorear

- Evaluar a largo plazo el estado de los individuos o poblaciones reintroducidas
- Determinar si es necesario intervenir o no, en casos donde el animal comience a presentar problemas (ej. enfermedades, depredación, conflicto social, etc.), tomando en cuenta que las reintroducciones presentan mayores tasas de mortalidad que las presentadas en vida silvestre o en cautiverio
- Establecer en cada etapa del proceso, las responsabilidades de las partes involucradas