



CAPÍTULO 21

GESTIÓN Y MANEJO DE ÁREAS PROTEGIDAS PARA LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y LAS FUNCIONES DEL ECOSISTEMA

Autores principales:

Stephen Woodley, Kathy MacKinnon, Stephen McCanny, Richard Pither, Kent Prior, Nick Salafsky y David Lindenmayer

Contenido

- Introducción
- La relación entre la biodiversidad y la función ecológica
- Evaluación de la condición de las áreas protegidas: integridad ecológica
- Gestión y manejo de áreas protegidas para la biodiversidad
- Manejo de amenazas contra las áreas protegidas
- Monitoreo y evaluación de la condición ecológica en las áreas protegidas
- Conclusión
- Referencias



Convention on
Biological Diversity

AUTORES PRINCIPALES

STEPHEN WOODLEY es ecólogo y trabaja con la Comisión Mundial de Áreas Protegidas (CMAP) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Canadá.

KATHY MACKINNON es la presidenta adjunta de la CMAP de la UICN en el Reino Unido.

STEPHEN MCCANNY dirige el grupo de monitoreo e información ecológica de Parks Canada.

RICHARD PITHER es especialista en conservación de especies con Parks Canada.

KENT PRIOR es el director nacional de gestión activa y restauración ecológica de Parks Canada.

NICK SALAFSKY es codirector de Foundations of Success, EE.UU.

DAVID LINDENMAYER es profesor de ecología y becario laureado del Consejo Australiano de Investigación en la Escuela Fenner de Medio Ambiente y Sociedad, Universidad Nacional de Australia.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Ian Pulsford y a tres revisores anónimos por sus útiles comentarios sobre el manuscrito. Nuestro aprecio se extiende a James MacKinnon por su contribución.

CITACIÓN

Woodley, S.; MacKinnon, K.; McCanny, S.; Pither, R.; Prior, K. Salafsky, N. y Lindenmayer, D. (2019). Gestión y manejo de áreas protegidas para la diversidad biológica y las funciones del ecosistema. En: G L. Worboys, M. Lockwood, A. Kothari, S. Feary e I. Pulsford (eds.). *Gobernanza y gestión de áreas protegidas*, pp. 697-734. Bogotá: Editorial Universidad El Bosque y ANU Press.

FOTOGRAFÍA DE LA PÁGINA DEL TÍTULO

Meseta de Ram en el Parque Nacional Nahanni, Territorios del Noroeste, Canadá

Fuente: Alison Woodley

Introducción

Las áreas protegidas son las piedras angulares de los esfuerzos globales para conservar la biodiversidad. Para tener éxito, los administradores de áreas protegidas deben considerar la diversidad biológica (biodiversidad) y las funciones del ecosistema, que son los componentes fundamentales de todo ecosistema (Cuadro 21.1). Este capítulo analiza la relación entre la diversidad biológica y la función ecológica, las amenazas contra cada uno de ellas y cómo evaluar y monitorear los ecosistemas.

Cada vez más, las áreas protegidas son los últimos lugares que quedan para gran parte de la biodiversidad del planeta. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), la cual incluye las especies con un alto riesgo de extinción a nivel mundial, revela que muchas de estas ahora se encuentran solo en áreas protegidas (Le Saout *et al.*, 2013). Por ejemplo, los rinocerontes de Java (*Rhinoceros sondaicus*) se encuentran solo en el Parque Nacional Ujung Kulon de Indonesia. Del mismo modo, los rinocerontes indios (*Rhinoceros unicornis*), que antes se encontraban por toda Asia, ahora están restringidos a áreas protegidas que incluyen el Parque Nacional Kaziranga en India y el Parque Nacional Royal Chitwan en Nepal. Conservar la biodiversidad en las áreas protegidas significa conservar tanto las especies como las funciones ecológicas de las que estas dependen.

La relación entre la biodiversidad y la función ecológica

La necesidad de gestionar la diversidad biológica, incluida la función ecológica, es inherente a la definición de la UICN de un área protegida. Un área protegida es “[un] espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante mecanismos legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación de la naturaleza a largo plazo, de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados” (Dudley, 2008, p. 8).

Desde una perspectiva de la conservación, un papel clave de las áreas protegidas es mantener las estructuras ecológicas (genes, especies y ecosistemas) y las funciones ecológicas que respaldan dichas estructuras. Además de proteger la biodiversidad, las áreas protegidas también tienen un papel clave en la protección de los servicios ecosistémicos que sustentan el bienestar humano (véase el Capítulo 6). Las áreas protegidas también conservan los elementos no vivos o abióticos de los ecosistemas. Por ejemplo, las áreas protegidas protegen tanto la diversidad

Cuadro 21.1 Definiciones clave

La diversidad biológica, o biodiversidad, se refiere a la variabilidad entre los organismos vivos de todas las fuentes, incluidos los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye la diversidad dentro de las especies, entre ellas y de los ecosistemas. La biodiversidad se mide en tres niveles jerárquicos principales.

- *La diversidad genética* incluye los diferentes genes que contienen todos los individuos de plantas, animales, hongos y microorganismos. La diversidad de especies es una medida, dentro de una comunidad ecológica, de la cantidad de especies y la homogeneidad de su distribución. La diversidad del ecosistema incluye todos los diferentes hábitats, las comunidades biológicas y los procesos ecológicos, así como la variación dentro de los ecosistemas individuales.
- *Las funciones del ecosistema* son los procesos físicos, químicos y biológicos que contribuyen al funcionamiento de un ecosistema. Algunas definiciones de biodiversidad incluyen las funciones del ecosistema. Algunos ejemplos de las funciones del ecosistema son la productividad primaria (conversión de la luz solar en energía), el ciclo de nutrientes y el ciclo del agua.
- *Los servicios ecosistémicos* son aquellos beneficios que los ecosistemas brindan a la humanidad, incluidos productos como alimentos y agua potable, y procesos como la polinización, la descomposición de desechos o la regulación de inundaciones. Vistos desde una perspectiva humana, los servicios ecosistémicos son un subconjunto de la diversidad biológica y la función del ecosistema (Daily, 1997).

geológica como la biodiversidad asociada con ciertos rasgos geológicos (Capítulo 18).

La interacción de la estructura ecológica, principalmente de las especies, con la función es compleja y todavía poco conocida. Aún existen preguntas clave como, ¿algunas especies son redundantes? Si las especies se extirpan de un ecosistema (o un área protegida), ¿esto afectará las funciones ecológicas en ese lugar? Comprender esta relación se vuelve más crítico con el aumento en la tasa de eliminación de especies de los ecosistemas mediante extirpaciones locales (desaparición de especies de un área determinada) o incluso extinciones (pérdida total de la especie) (véase Butchart *et al.*, 2010).

La preocupación por la relación entre la estructura ecológica y la función ha llevado a una amplia gama de investigaciones científicas, como la Evaluación de

Cuadro 21.2 Seis declaraciones de consenso sobre la relación entre la función y la estructura ecológica (especies)

1. En este momento existen evidencias inequívocas de que la pérdida de la biodiversidad reduce la eficiencia con la que funcionan las comunidades ecológicas, incluida la producción de biomasa y la descomposición y el reciclaje de nutrientes biológicamente esenciales (Figura 21.1).
2. Existen cada vez más evidencias de que la biodiversidad aumenta la estabilidad de las funciones del ecosistema a través del tiempo.
3. El impacto de la biodiversidad sobre cualquiera de los procesos ecosistémicos no es lineal. La mayoría de los estudios experimentales indican que las pérdidas iniciales de la biodiversidad en diversos ecosistemas tienen un impacto relativamente pequeño sobre las funciones del ecosistema, pero las pérdidas crecientes conducen a tasas aceleradas de cambio (Figura 21.1).
4. Las comunidades biológicamente diversas son más productivas porque contienen especies clave que tienen una gran influencia sobre la productividad. Las diferencias de los rasgos funcionales entre los organismos aumentan la captura total de recursos. Las funciones del ecosistema están controladas tanto por la identidad como por la diversidad de organismos.
5. La pérdida de diversidad entre los niveles tróficos tiene el potencial de influir sobre las funciones del ecosistema con una intensidad incluso mayor que la pérdida de diversidad dentro de los niveles tróficos. Las interacciones de la red trófica son mediadoras clave del funcionamiento ecosistémico. La pérdida de consumidores en los niveles más altos puede generar un efecto de cascada a través de una red trófica y llevar no solo a alteraciones

en la estructura de la vegetación y la frecuencia de los incendios, sino también a epidemias en una variedad de ecosistemas.

6. Los rasgos funcionales de los organismos tienen un gran impacto sobre la magnitud de las funciones del ecosistema, por lo que la pérdida de una especie en particular puede tener un impacto muy variable sobre la función del ecosistema. El grado en que las funciones ecológicas cambian después de la extinción de una especie depende en gran medida de cuáles rasgos biológicos se extirpan.

Fuente: adaptado de Cardinale *et al.*, 2012

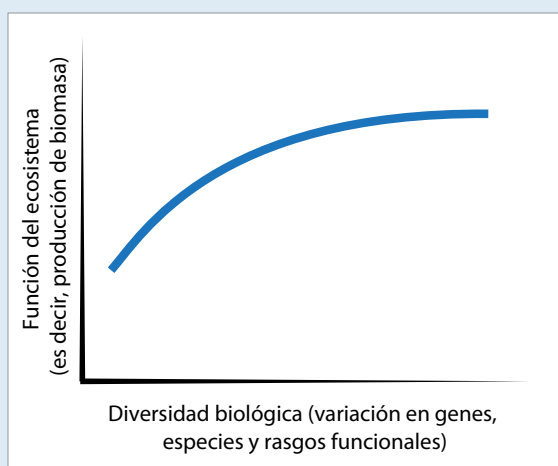


Figura 21.1 La relación entre la función ecológica y la biodiversidad

Fuente: Cardinale *et al.*, 2012



El rinoceronte blanco (*Ceratotherium simum*), al igual que otros herbívoros de gran tamaño, desempeña un papel importante en las funciones del ecosistema en África y requiere un hábitat con áreas grandes y seguras, Reserva de caza Mkhuzo, Sudáfrica

Fuente: Ian Pulsford

Ecosistemas del Milenio encargada por organismos internacionales (Schulze y Mooney, 1993; Heywood, 1995) y el trabajo del Instituto de Recursos Mundiales (World Resources Institute, 2005). Un importante artículo de revisión publicado en *Nature* (Cardinale *et al.*, 2012) resumió la literatura mundial sobre la relación entre la función y la estructura ecológica con seis declaraciones de consenso (Cuadro 21.2).

Las lecciones para los administradores de áreas protegidas a partir de estas consideraciones incluyen lo siguiente:

- Tanto como sea posible, las áreas protegidas deben gestionarse para conservar todas las especies nativas, a fin de mantener la función ecológica y, en última instancia, la integridad ecológica. La mejor política es asumir que todas las especies son importantes.



El Parque Nacional Nahanni en Canadá, contiene algunos de los ríos salvajes más espectaculares de Norteamérica, con profundos cañones, enormes cascadas y espectaculares sistemas de cavernas, aguas termales y terrenos cársticos

Fuente: Alison Woodley

- El manejo de áreas protegidas debe centrarse en identificar y mantener los procesos ecológicos conocidos por ser importantes para el ecosistema en cuestión. Esto incluye procesos disruptivos como los incendios (para los ecosistemas adaptados al fuego) y las inundaciones.
- Los administradores deben prestar una atención especial a mantener los roles funcionales de las especies entre los diferentes niveles tróficos (niveles en una red trófica). Por ejemplo, se entiende que los grandes depredadores proporcionan una regulación de los ecosistemas de arriba hacia abajo y son esenciales para mantener la integridad ecológica (Estudio de caso 21.6).

Patrones de biodiversidad global

La diversidad de la vida en un área protegida está determinada por las mismas fuerzas impulsoras que determinan los patrones de vida en la Tierra. En un sentido general, estos patrones pueden describirse de una manera clara y sencilla; sin embargo, cuando se trata de la biodiversidad de un área protegida individual, los patrones globales a gran escala están altamente influenciados por factores locales. Para una revisión detallada de los patrones de la diversidad global,

los lectores deben remitirse a Gaston (2000) (véase también el Capítulo 3). La mayoría de los análisis de la variación espacial se refieren a la biodiversidad medida por el número de especies observadas o estimadas en un área (riqueza de especies). La mayor atención se ha prestado a la variación latitudinal en la riqueza de especies y se conoce relativamente poco sobre la variación en la diversidad de genes, individuos o poblaciones a lo largo de gradientes latitudinales.

Los patrones generales de biodiversidad son los siguientes:

- En general, la mayoría de las especies terrestres y de agua dulce se encuentran en los trópicos, y la riqueza de especies disminuye desde los trópicos hasta los polos. Este patrón general también se aplica a los océanos.
- En general, hay niveles más altos de biodiversidad en elevaciones más bajas, en áreas con niveles más altos de precipitación anual y en áreas de temperaturas de verano más cálidas.
- En general, los diferentes taxones (categorías de especies, como los reptiles) muestran el mismo tipo de variación a nivel regional. Por ejemplo, a escala global, las áreas de alta diversidad de aves también tendrán una gran diversidad de plantas o anfibios (véase la Figura 21.2). Sin embargo, existe una

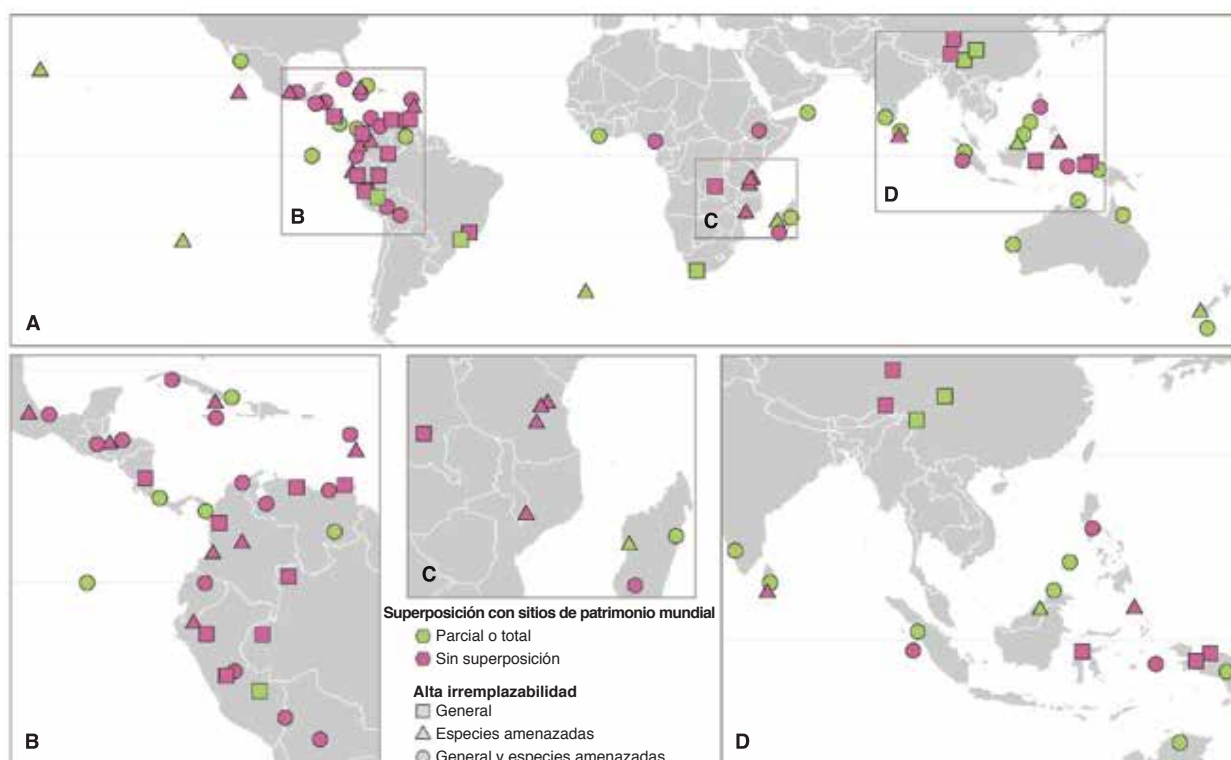


Figura 21.2 Algunas de las áreas protegidas más importantes del mundo para la conservación de especies de anfibios, aves y mamíferos: (A) Distribución global; (B) Centro y Sur América; (C) África Oriental; (D) Asia meridional y Sudeste asiático

Fuente: adaptado de Le Saout *et al.*, 2013

Cuadro 21.3 Un sistema anidado simple de clasificaciones ecosistémicas y sus usos para la gestión de áreas protegidas

Bioma: una gran comunidad natural de flora y fauna que ocupa un hábitat importante, por ejemplo, un bosque o un desierto.

Ecorregión: un patrón de ecosistemas a escala regional asociado a combinaciones características de suelo, accidentes geográficos y vegetación que caracterizan a esa región, por ejemplo, las sabanas boscosas de miombo-acacia.

Ecodistrito: una subdivisión de una ecorregión con patrones más uniformes de suelo, topografía y vegetación, por ejemplo, las colinas forestadas con acacias y orientadas al sur.

Fuente: Klijin, 1994

enorme variación en este patrón general. A nivel regional, no es posible predecir razonablemente la diversidad de un taxón simplemente con conocer la diversidad de otro.

- Estos patrones generales son importantes a grandes escalas, pero no siempre explican bien las condiciones locales en las áreas protegidas. La biodiversidad puede sufrir grandes modificaciones por el terreno, la pendiente, el agua, el lecho de roca, el tipo de suelo y el desarrollo, así como por la historia de la colonización ecológica y las perturbaciones.

Para la gestión de un área protegida es importante pensar tanto en la biogeografía regional como en la local (Cuadro 21.3). Se han hecho muchos esfuerzos para describir sistemáticamente los patrones globales de la organización biológica (Klijin y de Haes, 1994).

Con base en los siguientes ejemplos se han desarrollado muchas listas y esquemas de clasificación ecológica de tierras.

- **Biogeografía:** la clasificación ecológica de tierras es un conjunto de enfoques que organiza los tipos de ecosistemas globales según los patrones de clima, topografía y vegetación. Algunos enfoques, como las “provincias biogeográficas”, toman en cuenta tanto la flora como la fauna.
- **Botánica:** los botánicos han identificado “provincias florísticas” basadas en comunidades vegetales.

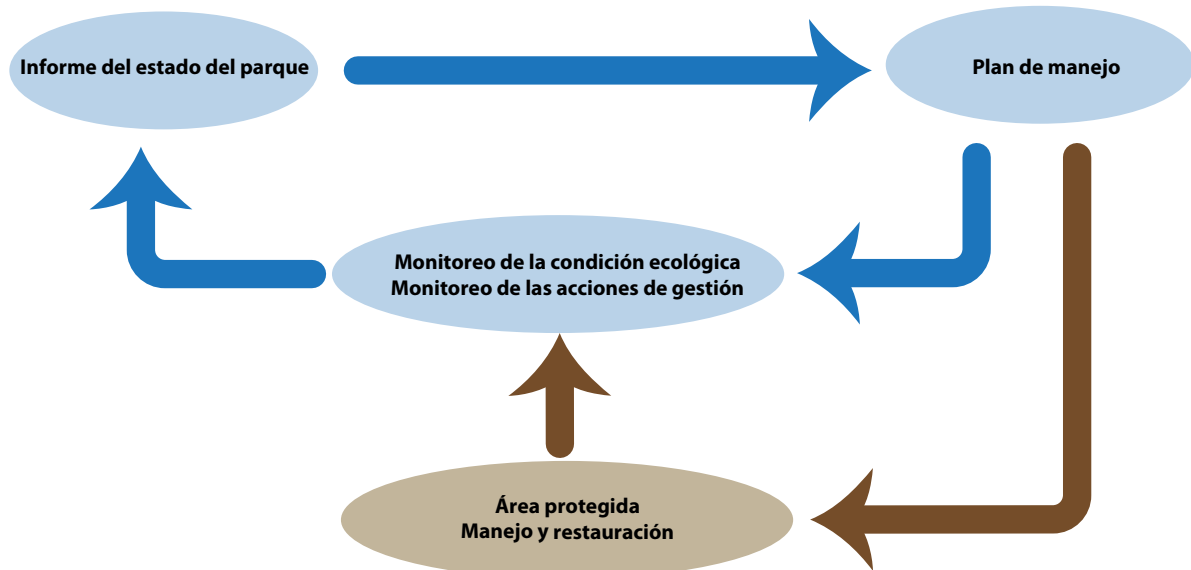


Figura 21.3 El bucle de gestión del área protegida

Fuente: Stephen Woodley

- Zoología: los zoólogos han identificado “regiones zoogeográficas” que se basan en comunidades faunísticas o incluso sistemas basados en grupos, como las “provincias de mamíferos”.
- Geología y pedología (estudio del suelo): la materia física y la energía que constituyen la Tierra.

Quizás lo más útil para la gestión de áreas protegidas sea el “Sistema de Clasificación Ecológica de Tierras/ Mares” que, en lugar de centrarse en un solo elemento, integra una serie de factores ecológicos. Las unidades ecológicas pueden describirse de forma conveniente de acuerdo con el lecho de roca, el clima, la fisiografía y la vegetación correspondiente, lo que crea un sistema de clasificación ecológica de tierras.

Las referencias clásicas son el mapa y el documento de la UICN preparado por Udvardy (1975) titulado “Una clasificación de las provincias biogeográficas del mundo”. Desde una perspectiva de áreas protegidas, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) ha liderado el desarrollo de sistemas globales de clasificación ecológica, que se completa con mapas y descripciones en línea. Los lectores deben consultar las descripciones globales de ecorregiones terrestres desarrolladas por Olson *et al.* (2001), también para una mejor descripción disponible de las ecorregiones terrestres. Para las regiones costeras marinas, los lectores deben consultar Spalding *et al.* (2007).

Estos sistemas de clasificación son esenciales para muchos aspectos de la gestión de áreas protegidas, tales como:



Cactus del género *Opuntia* (*Opuntia* sp.), Parque Nacional Big Bend, Texas, Estados Unidos

Fuente: Stephen Woodley

- Planeación de la conservación a nivel regional para evaluar los vacíos en el sistema de áreas protegidas.
- Establecer objetivos para la representación de áreas protegidas y la planeación de la conservación.
- Determinar el nivel de importancia de un área protegida a nivel regional o global.
- Evaluar el estado de las características ecológicas (por ejemplo, mapeo de tipos de ecosistemas, cuenca hidrográfica intacta).
- Informe sobre el estado de las áreas protegidas.
- Estudio de los regímenes naturales de perturbación en un contexto más amplio que el de un área protegida.
- Definir zonas de semillas para proyectos de restauración.

La distribución espacial de las especies en riesgo puede expresarse al examinar las ubicaciones donde el sistema de áreas protegidas existente alberga las especies que están en la Lista Roja de la UICN (Figura 21.2).

Es importante que se piense en las áreas protegidas y en los sistemas de áreas protegidas dentro del contexto de los patrones globales de biodiversidad; no obstante, el hecho de que un área protegida no esté ubicada en un área de gran biodiversidad, no disminuye su valor para la conservación de la naturaleza. La conservación eficaz requiere una representación adecuada de todas las especies y ecosistemas dentro de las áreas protegidas (Woodley *et al.*, 2012). Además, algunas especies clave de interés para la conservación se encuentran en lugares pobres en especies, como las plantas en ambientes muy ricos en minerales.

Evaluación de la condición de las áreas protegidas: integridad ecológica

Por definición, las áreas protegidas se establecen para conservar la naturaleza, y el ecosistema debe estar en condiciones adecuadas para que pueda conservar su biodiversidad a largo plazo. La gestión del área protegida depende de conocer la condición ecológica de la misma como parte fundamental del manejo. Con base en esta información y otros datos, pueden tomarse decisiones sobre la gestión y la restauración. Las tareas clave de la gestión de las áreas protegidas son:

1. Comprender cómo funciona el ecosistema.
2. Definir indicadores adecuados para evaluar la condición ecológica.
3. Monitorear esos indicadores y determinar la condición ecológica.



Aves acuáticas descansan durante su migración anual en la Playa Nacional de Isla del Padre, Texas, EE.UU.

Fuente: Stephen Woodley

4. Tomar medidas de gestión cuando esos indicadores se encuentren fuera de un rango aceptable.

Un aspecto central del proceso de gestión es el monitoreo de la información sobre la condición ecológica y los resultados de las acciones de gestión (Figura 21.3).

Gestión y manejo orientados a la integridad ecológica

Históricamente, las áreas protegidas se han gestionado con metas imprecisas, como la conservación de áreas “naturales” o “silvestres”. En la realidad, muchas áreas protegidas se han gestionado con objetivos de conservación de especies específicas, como la conservación de grandes manadas de caza en los parques africanos, o de especies emblemáticas como los tigres y los elefantes en los parques más importantes de India (MacKinnon *et al.*, 1986). Los administradores de áreas protegidas adoptan cada vez más los términos “integridad ecológica”

y “salud del ecosistema” para describir sus objetivos de gestión de los ecosistemas. Numerosos estatutos y declaraciones políticas oficiales ahora articulan el concepto de integridad como un objetivo, incluido el Acuerdo sobre Calidad del Agua de los Grandes Lagos (International Joint Commission, 1978) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD, 2004). La noción de integridad ecológica se ha discutido desde muchas perspectivas (Edwards y Regier, 1990; Woodley *et al.*, 1993; Pimentel *et al.*, 2000). Con respecto a un área protegida, la integridad ecológica se refiere a una condición característica de su región natural con probabilidad de persistir, incluidos los componentes abióticos y la composición y abundancia de las especies nativas y las comunidades biológicas, las tasas de cambio y los procesos de soporte. Es importante tener en cuenta que esta definición tiene una base ecológica y que no requiere la ausencia de personas. De hecho, la integridad ecológica es un concepto que puede aplicarse a los ecosistemas con o sin la presencia de gente y que juega un papel ecológico clave.

Las lecciones respecto a las mejores prácticas para determinar la condición ecológica de un área protegida son las siguientes:

- Todas las áreas protegidas deben tener metas y objetivos de gestión claros para la biodiversidad y los procesos ecosistémicos. De lo contrario, el propósito de la gestión es incierto.
- Los objetivos ecológicos deben incluirse en el plan de manejo del área protegida.
- Considerar el uso de la integridad ecológica como el criterio de valoración de la gestión. Muchas agencias de áreas protegidas han adoptado la integridad ecológica y existe una gran cantidad de información sobre cómo medirla.

Integridad ecológica y áreas protegidas

Comprender la integridad ecológica en el contexto de las áreas protegidas requiere una reflexión profunda sobre cómo se estructura y funciona un ecosistema. A partir de la ciencia de la ecología, entendemos que los ecosistemas exhiben una serie de características cuya medición es importante (Woodley, 2010).

1. Las áreas protegidas deben conservar todas las especies nativas. Los ecosistemas pierden su integridad cuando pierden especies. Algunas de las causas principales de la pérdida de especies son la pérdida y fragmentación del hábitat; muchas áreas protegidas pierden especies porque son demasiado pequeñas. Por ejemplo, los parques occidentales de Norteamérica han experimentado tasas de extinción que están inversamente relacionadas con el tamaño

del parque (Newmark, 1995). Otros ejemplos de ecosistemas estresados que pierden especies incluyen los bosques boreales canadienses sujetos a altas emisiones de dióxido de azufre (Freedman y Hutchinson, 1980), los bosques templados caducifolios sujetos a una exposición a la radiación (Woodwell, 1970), y las comunidades estuarinas de diatomeas sujetas a la contaminación con metales pesados (Patrick, 1967).

2. Las poblaciones de especies en áreas protegidas deben ser viables. Por razones prácticas, solo será posible que los administradores de áreas protegidas verifiquen la viabilidad de unas pocas especies, llamadas “especies indicadoras”. Existe una gran cantidad de literatura sobre la selección de especies indicadoras (véase Simberloff, 1998; Lindenmayer y Lichens, 2010). Por lo general, el estado de las especies indicadoras se determina con un análisis de las tasas poblacionales (por ejemplo, natalidad, mortalidad, inmigración y emigración) y el uso de tales métricas para determinar la probabilidad de supervivencia (o la probabilidad de extinción), típicamente para cien o mil años (Soulé y Simberloff, 1986).
3. Los niveles tróficos de los ecosistemas en las áreas protegidas deben estar intactos. Los ecosistemas tienen interacciones y niveles característicos de productores primarios, herbívoros y carnívoros, a menudo descritos como redes tróficas. Los ecosistemas altamente afectados tienden a tener redes tróficas que son simples en comparación con los ecosistemas no modificados. Por ejemplo, la pérdida de los principales carnívoros puede dar lugar a poblaciones de ungulados demasiado abundantes, cuyos efectos adversos en cascada impactan en las comunidades vegetales (Estes *et al.*, 2011; véase también los Estudios de caso 21.5 y 21.6).
4. Los regímenes de perturbación en las áreas protegidas deben funcionar para mantener las comunidades biológicas con una combinación de clases etarias. Los ecosistemas son inherentemente dinámicos, y son impulsados por el fuego, el clima, el estado del tiempo y los herbívoros. Después de la perturbación, los ecosistemas pasan por estadios de sucesión, que a veces son predecibles. Los eventos de perturbación repetitivos crean un mosaico de comunidades biológicas tanto en el tiempo como en el espacio. La configuración resultante de tipos de comunidades de diferentes tamaños y edades determina la supervivencia de especies individuales. Debido a que algunas alteraciones (por ejemplo, incendios y herbivoría) pueden ser influenciadas por los administradores de las áreas protegidas, este

Estudio de caso 21.1 Planeación de áreas protegidas basada en la información sobre el régimen de perturbaciones, Australia

Muchos factores respaldan el diseño de las áreas protegidas, incluidas las especies, las comunidades, los ecosistemas o los procesos ecológicos que son objeto de conservación. Un tema importante en el diseño de sistemas o áreas protegidas es la consideración de los impactos de las principales perturbaciones naturales sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos clave. En los ecosistemas con perturbaciones recurrentes de gran intensidad, estos procesos son esenciales para importantes valores ecológicos, así como para poblaciones de especies de interés para la conservación (Lindenmayer y Franklin, 2002).

Los bosques de fresno de montaña australiano (*Eucalyptus regnans*) en las Tierras Altas Centrales de Victoria, al sudeste de Australia, ofrecen una valiosa ilustración de las interrelaciones entre el diseño de las áreas protegidas y las perturbaciones naturales. Estos bosques albergan algunas de las plantas con flores más altas del mundo, con árboles viejos que alcanzan alturas de cien metros. Los bosques de fresno de montaña australiano proporcionan un hábitat para muchas especies, incluido el falangero de Leadbeater (*Gymnobelideus leadbeateri*), que está en peligro de extinción –una especie focal en este ecosistema– (Lindenmayer, 2009).

Los incendios son la principal forma de perturbación natural en los bosques de fresno de montaña australiano. Antes de la colonización europea, el régimen de incendios era poco frecuente, con incendios forestales que ocurrían a fines del verano (Ashton, 1981), y con una intensidad que permitía la supervivencia de algunos árboles. Los bosques de fresno de montaña australiano han sufrido alteraciones por más de un siglo con una tala de alta intensidad, aumentos de los incendios forestales y la combinación de incendios y tala (Lindenmayer *et al.*, 2011). Actualmente está bajo protección cerca del 20% del bosque de fresno de montaña australiano en las Tierras Altas Centrales de Victoria; no obstante, el tamaño total del sistema de áreas protegidas es demasiado pequeño para mantener los bosques y poblaciones viables de especies como el falangero de Leadbeater. Se necesita un área más extensa de bosque protegido, particularmente si se producen más incendios en los próximos cincuenta a cien años. Cualquier ampliación del sistema de reserva debe ser lo suficientemente grande como para garantizar que, incluso

si se presenta un incendio forestal, quede suficiente hábitat forestal para albergar poblaciones viables de especies raras de marsupiales (Baker, 1995).

Pueden utilizarse varios factores para orientar la mejor ubicación de la expansión del área de reserva forestal. La expansión debe incluir lugares que conecten no solo áreas clave de hábitat para especies focales como el falangero de Leadbeater, sino también las reservas existentes. Una conectividad ecológica mejorada permite la dispersión de especies a lo largo de los paisajes forestales, incluidos los que se regeneran después de un incendio forestal. Por otra parte, una expansión del área de reserva forestal debe abarcar áreas de bosques primarios, así como áreas que puedan ser hábitats adecuados para especies focales, como el falangero de Leadbeater (Lindenmayer *et al.*, 1999).

Este estudio de caso destaca la importancia de incorporar los efectos de las perturbaciones en el diseño y establecimiento de áreas protegidas eficaces.



Falangero de Leadbeater (*Gymnobelideus leadbeateri*), una especie amenazada, Victoria, Australia

Fuente: David Lindenmayer

aspecto de la integridad ecológica está al menos bajo el control parcial de la gestión (Estudio de caso 21.1).

5. En las áreas protegidas, la productividad y la descomposición deben operar dentro de los límites para la persistencia del sistema. La mayoría de los ecosistemas está impulsado por la productividad primaria, esto es, la cantidad de materia orgánica producida por la actividad biológica por unidad de área en un período determinado (Hooper *et al.*, 2012). Los problemas del ecosistema comienzan cuando ocurren cambios sutiles en la productividad, y se observan problemas importantes cuando la energía

del ecosistema se pierde de manera descontrolada. Por ejemplo, en los sistemas estresados, como los bosques que sufren una tala intensa, las tasas de descomposición aumentan significativamente. En ecosistemas específicos, la productividad y la descomposición operan dentro de un rango. Cuando estos procesos vitales se mueven fuera de este rango, el ecosistema se ve afectado en sus bases y pierde su integridad. Los cambios en la productividad pueden medirse con un índice satelital de fácil acceso, llamado “índice de vegetación de diferencia normalizada” (*Normalised Difference Vegetation Index*, NDVI) (Tucker *et al.*, 2005).

Estudio de caso 21.2 Aumento del tamaño de las áreas protegidas para la diversidad genética

En general, cuanto más pequeña sea un área protegida más activa será la gestión para mantener importantes componentes de la biodiversidad. El Parque Whiteman en los suburbios de Perth, Australia, incluye una reserva forestal de cincuenta hectáreas y una instalación electrificada a prueba de depredadores que fue diseñada para la reproducción y el hábitat de especies raras y en peligro de extinción, incluido el canguro-rata colipeludo (*Bettongia penicillata*), una especie en peligro crítico de extinción (Pacioni *et al.*, 2011). Los administradores estaban preocupados por la viabilidad a largo plazo de las poblaciones pequeñas y aisladas de especies

raras dentro de la reserva y solicitaron la asesoría de un genetista con el fin de desarrollar un plan de manejo para el canguro-rata colipeludo. El plan requería un aumento en el tamaño de la reserva de cincuenta a doscientas hectáreas, que según el análisis duplicaría el tiempo que la colonia mantendría un nivel aceptable de heterocigosidad (una medida de la diversidad genética), que es una medida clave de la salud genética (Rafferty y Pacioni, 2012). El plan también recomendó un programa regular de suplementación con la introducción de canguros-rata colipeludos de otros lugares para mantener la diversidad genética dentro de la colonia.

Estudio de caso 21.3 Translocaciones para mantener la diversidad genética

En Estados Unidos, al sudeste de Illinois, donde se han perdido casi todos los pastizales de las praderas nativas, los administradores han tratado de mantener al urogallo grande (*Tympanuchus cupido pinnatus*), una especie emblemática de los pastizales, en dos áreas protegidas pequeñas (Westemeier *et al.*, 1998). Los esfuerzos anteriores incluyeron la restauración de los pastizales y el aumento del hábitat para la especie, pero esto resultó ser insuficiente para recuperar la población (Figura 21.4). El monitoreo durante 35 años indicó que a medida que disminuía el tamaño de la población, también lo hacía la fertilidad, el éxito de la nidada y la diversidad genética (Bouzat *et al.*, 1998). Preocupados por que la menor diversidad genética contribuía a la reducción de la aptitud, y por consiguiente exacerbaba los efectos

negativos del reducido tamaño poblacional, los administradores implementaron un programa de translocación en el que trasladaban aves de poblaciones más grandes y saludables del oeste (Westemeier *et al.*, 1998). Las translocaciones demostraron ser exitosas porque restauraron la diversidad genética, contrarrestaron los efectos de la depresión endogámica, condujeron a un aumento de la aptitud (viabilidad del huevo y éxito de la nidada), y finalmente a un aumento de la viabilidad de la población a largo plazo (Bouzat *et al.*, 2009). Esto demuestra la importancia de hacer una gestión específicamente para la diversidad genética con el fin de mantener la biodiversidad en las áreas protegidas.

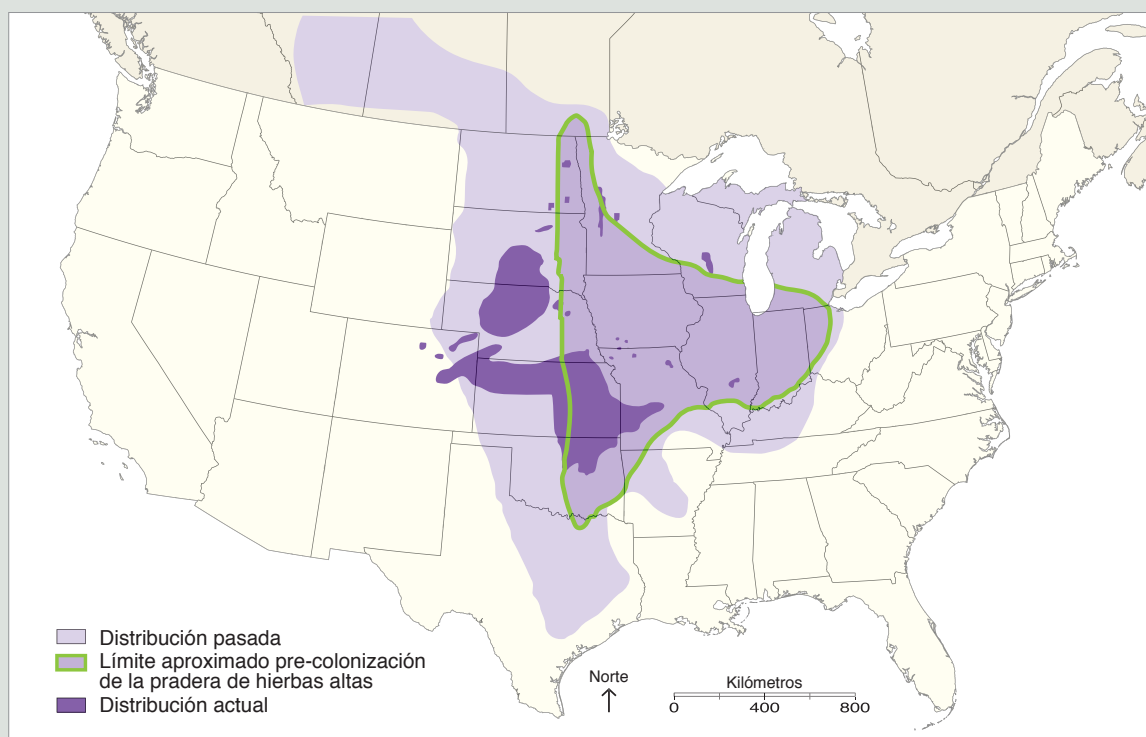


Figura 21.4 Distribución actual e histórica del urogallo grande (*Tympanuchus cupido pinnatus*), EE.UU.

Fuente: modificado de W. Daniel Svedarsky, Centro de Investigación de Vida Silvestre de las Praderas del Norte, Jamestown, Dakota del Norte, EE.UU.

Estudio de caso 21.4 En el Parque Nacional Banff se restablece la conectividad para mantener la diversidad genética

El Parque Nacional Banff, que alberga el espectacular panorama de las Montañas Rocosas y la megafauna, atrae más visitantes que cualquier otro parque nacional en Canadá. Este parque está dividido en dos por la Autopista Transcanadiense y la línea principal del Ferrocarril Canadiense del Pacífico; ambas son vías extremadamente transitadas que fragmentan los hábitats naturales del parque y generan una mortalidad significativa de vida silvestre (Clevenger y Sawaya, 2010). En un esfuerzo por restablecer la conectividad y el flujo de genes de un lado al otro de los corredores de transporte, Parques Canadá construyó 38 pasos inferiores y seis pasos superiores de vida silvestre, e instaló cercas a lo largo de algunos tramos de la carretera (Clevenger *et al.*, 2009). Cerca de treinta años de monitoreo han registrado más de ciento veinte mil cruces, que incluyen la mayoría de las especies de mamíferos grandes: lobos (*Canis lupus*), coyotes (*Canis latrans*), pumas (*Puma concolor*), venados (*Odocoileus virginianus*), ciervos canadienses (*Cervus canadensis*), alces (*Alces alces*), osos pardos (*Ursus arctos horribilis*) y osos negros (*Ursus americanus*). En los últimos años, los investigadores han probado técnicas no invasivas para recolectar muestras de pelo y así obtener ADN con el fin de evaluar los efectos genéticos y a nivel poblacional de los cruces de vida silvestre en el Parque Nacional Banff (Sawaya *et al.*, 2013). Aunque actualmente no hay evidencias empíricas que indiquen un flujo genético significativo a través de los pasos elevados, los pasos inferiores o los corredores (Corlatti *et al.*, 2009), parece factible que contrarrestar los efectos de la fragmentación puede mejorar la diversidad genética, la viabilidad poblacional y finalmente la biodiversidad en las áreas protegidas (van der Ree *et al.*, 2009).



Cruce de vida silvestre en la Autopista Transcanadiense en el Parque Nacional Banff, Canadá

Fuente: Parques Canadá

6. En las áreas protegidas, el ciclo de nutrientes debe estar dentro de los límites para la persistencia del sistema. La disponibilidad de nutrientes es un factor limitante casi en todos los ecosistemas, y las tasas de circulación de nutrientes son fundamentales para la función del ecosistema (Hooper *et al.*, 2012). Los ecosistemas circulan y conservan los nutrientes a tasas características. A medida que estos se estresan y pierden integridad, pierden también su capacidad de retener nutrientes y muestran cambios en las tasas de circulación de nutrientes y en la abundancia relativa de las reservas de los mismos (Likens *et al.*, 1978). Los rangos del ciclo de nutrientes pueden determinarse a partir de valores en la literatura científica y en comparación con ecosistemas saludables de referencia.

Lo más crítico es que el concepto de integridad ecológica proporciona una base medible y clara para la gestión del área protegida. Si las metas y objetivos de esta no pueden medirse, no hay forma de saber si la gestión es exitosa o no (Lindenmayer y Lichens, 2010). Esto es particularmente

importante cuando se llevan a cabo una gestión e intervención activas en los procesos del ecosistema. La integridad ecológica ofrece un marco que permite traducir los objetivos de protección de la naturaleza, que a menudo son amplios y vagos, en criterios de valoración más específicos y medibles, de acuerdo con las condiciones ecológicas deseables que puedan monitorearse.

Gestión y manejo de áreas protegidas para la biodiversidad

El manejo exitoso de las áreas protegidas requiere que se piense en ellas como un sistema integrado que tiene una meta a nivel de sistema, como la integridad ecológica. A menudo, la gestión práctica de la integridad ecológica significa manejar la diversidad biológica (con mucha frecuencia, las especies) y las funciones ecológicas. A nivel global, las áreas protegidas configuran

Estudio de caso 21.5 Nutrias marinas y su impacto sobre los ecosistemas costeros

Una de las especies clave más conocidas es la nutria marina (*Enhydra lutris*), que se alimenta de una gran variedad de presas. Lo que es más importante, consume erizos de mar, que se alimentan de algas marinas. Si no se controlan, los erizos de mar pueden arrasar paisajes marinos de algas, lo que conduce a cascadas tróficas. Al ayudar a controlar la abundancia de erizos de mar, las nutrias marinas ayudan indirectamente a mantener los ecosistemas de los bosques de algas marinas, los cuales brindan alimento y refugio para muchas otras especies (Duggins, 1980). Por desgracia, la caza de nutrias marinas por su preciado pelaje resultó en la extirpación de la especie de muchas partes de su área de distribución y su inclusión como una especie en peligro en Estados Unidos (Benz, 1996). Se han intentado muchas reintroducciones para restaurar esta importante especie clave (Raesly, 2001). Varias décadas después de un esfuerzo de reintroducción en la Bahía de Checleset, Columbia Británica, las nutrias marinas son abundantes de nuevo y la bahía alberga un saludable ecosistema de algas marinas. Se estableció una reserva ecológica específicamente para proteger a las nutrias marinas y, por consiguiente, al ecosistema nativo de las algas marinas.



Erizo de mar morado (*Strongylocentrotus purpuratus*)

Fuente: © Jeff Rotman

una herramienta primaria para mantener la biodiversidad. Esta sección cubre los principios de gestión para que las áreas protegidas conserven la biodiversidad en los tres niveles: genético, especies y ecosistemas. Para cada nivel de la biodiversidad se dan ejemplos con estudios de caso. Hay muchos más estudios de caso disponibles, ya sea en línea o al contactar a los especialistas de áreas protegidas en su región.

Gestión y manejo de áreas protegidas para la diversidad genética

Es frecuente que las áreas protegidas se establezcan para conservar rasgos únicos o para conservar ecosistemas y especies representativas. Pocas veces estas se establecen o diseñan explícitamente con la genética en mente, a pesar de que la diversidad genética representa el componente básico para la evolución y la adaptación (Hughes *et al.*, 2008). Una reducción en la diversidad genética limita el potencial de adaptación de una población y, a menudo, está relacionada con una reducción en la aptitud (Frankham, 2005; Mattila y Seeley, 2007). Una reducción en la aptitud ecológica a nivel individual se suma a

los desafíos que enfrentan las poblaciones pequeñas y aisladas, lo que contribuye a lo que se conoce como el “vórtice de extinción” (Gilpin y Soulé, 1986; Caughley, 1994; Fagan y Holmes, 2006). Incluso se ha demostrado que la diversidad genética tiene efectos importantes en los procesos ecológicos, como la productividad primaria (Hughes *et al.*, 2008).

Mejores prácticas para gestionar la diversidad genética

Mantener la diversidad genética y evitar el vórtice de extinción son desafíos importantes para muchas áreas protegidas pequeñas y aisladas. Las posibles soluciones incluyen lo siguiente:

- Aumentar el tamaño del hábitat efectivo del área protegida para que pueda contener más individuos de una especie determinada. Esto puede hacerse mediante la adquisición de tierras o la restauración ecológica (Estudio de caso 21.2).
- Aumentar las poblaciones pequeñas con la translocación de individuos de poblaciones más grandes y más saludables con el fin de aumentar el

Estudio Caso 21.6 Cascada trófica de un depredador superior

Un ejemplo bien conocido de una cascada trófica fue resultado de la reintroducción del lobo en el Parque Nacional Yellowstone, EE.UU. (Fortin *et al.*, 2005). Después de ser extirpados en 1926, a partir de 1995 se han reintroducido lobos (46 individuos) en el parque. La cascada ecológica que resultó del restablecimiento de un depredador superior está bien documentada e ilustra el papel ecológico crítico que desempeñan los depredadores superiores (Ripple *et al.*, 2001). Sin lobos ni caza aborigen, la población del ciervo rojo (*Cervus elaphus*) aumentó a niveles extremos, con la eliminación de las arboledas de álamo temblón y la reducción de la cobertura riparia de los arbustos de sauce. El declive dramático del álamo temblón y del sauce llevó a la desaparición del castor americano (*Castor canadensis*) en una gran parte del parque, lo que afectó los caudales y causó la erosión de los arroyos. La reintroducción de lobos redujo significativamente el número de ciervos rojos, el álamo temblón y el sauce están recuperándose, y los castores están regresando a las áreas del parque. Todo el proceso tardará décadas en desarrollarse. Este ejemplo ilustra no solo el papel de los grandes depredadores en la regulación de arriba hacia abajo de los ecosistemas, sino también el papel de las áreas protegidas como sitios de investigación a largo plazo para la comprensión ecológica. Las estrategias de las áreas protegidas que se centran en el papel clave que desempeñan los carnívoros autóctonos ayudarán enormemente al mantenimiento de la integridad del ecosistema y la biodiversidad.



Ciervo rojo (*Cervus elaphus*) en Mammoth, en el Parque Nacional Yellowstone, EE.UU.

Fuente: Graeme L. Worboys

tamaño de la población local y la diversidad genética (Bouzat *et al.*, 2009). Este es un principio bien establecido con muchos ejemplos en todo el mundo, como la reintroducción de tigres (*Panthera tigris tigris*) en el Parque Nacional Sariska en India, de titíes león dorado (*Leontopithecus rosalia*) en los bosques atlánticos de Brasil y del urogallo grande (*Tympanuchus cupido pinnatus*) en Estados Unidos (Estudio de caso 21.3).

- Trabajar a nivel regional y del paisaje para garantizar la conectividad ecológica entre áreas protegidas separadas y asegurar la integración con poblaciones con el uso de paisajes funcionales alrededor de las áreas protegidas. La conectividad aumenta el tamaño efectivo de la población y permite el flujo de genes entre áreas protegidas y naturales (di Minin *et al.*, 2013; Sawaya *et al.*, 2013; Estudio de caso 21.4).

Gestión y manejo de áreas protegidas para la diversidad de especies nativas

En la actualidad, muchas áreas protegidas se manejan para conservar especies o grupos de especies raras y endémicas. La gestión y manejo de áreas protegidas para la diversidad de especies nativas puede ser muy difícil

porque las diferentes especies suelen requerir acciones de manejo muy diferentes. Cuando los recursos financieros y humanos son limitados, el desafío es decidir en qué acciones enfocarse. A continuación, se presenta una breve descripción de varias opciones, centrada en la gestión de especies clave, niveles tróficos, polinizadores, especies raras y a nivel de la población.

Especies clave

Cada especie ejerce una influencia diferente sobre los ecosistemas (Simberloff, 1998). Unas pocas especies muestran efectos desproporcionados a su tamaño y abundancia sobre la estructura y los procesos del ecosistema y, en consecuencia, sobre la composición de las especies (Mills *et al.*, 1993). Estas se describen como “especies clave”. Este término fue acuñado por primera vez en 1969 por Robert T. Paine, cuya investigación demostró que la eliminación de una sola especie de estrella de mar tuvo un efecto significativo sobre un ecosistema de llanura de marea en el Estado de Washington, EE.UU. Una vez se eliminó la estrella de mar, la zona de marea quedó dominada por los mejillones –la presa de las estrellas de mar– que a su vez desplazaron a otras especies y redujeron la diversidad de especies del ecosistema (Paine, 1969).



Gorila de montaña (*Gorilla beringei beringei*), una especie en peligro de extinción (en el Parque Nacional Bwindi Impenetrable, Uganda)

Fuente: Stuart Cohen

Del mismo modo, el carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) se considera una especie clave porque ayuda a crear estructuras de hábitat que son utilizadas por otras ocho especies de aves y un mamífero en el Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina (Ojeda, 2007). La explotación maderera de los bosques de hayas al sur de Argentina y Chile condujo a una disminución en la abundancia del carpintero negro, con impactos adversos en las especies asociadas. Una lección crucial de estos estudios es que los administradores deben comprender los roles de las especies individuales para gestionar, comprender y restaurar los ensamblajes ecológicos.

Niveles tróficos y cascadas tróficas

Un nivel trófico se refiere a la posición que ocupa una especie en la cadena alimentaria. En su forma más simple, la cadena alimentaria incluye productores (por ejemplo, plantas o algas), consumidores (por ejemplo, herbívoros y carnívoros) y descomponedores (por ejemplo, bacterias y hongos), con una transferencia de energía a lo largo de la cadena (Pimm, 1982). Por supuesto, los ecosistemas reales son mucho más complejos, a menudo con varios niveles en múltiples redes tróficas (Estes *et al.*, 2011). La gestión de las áreas protegidas requiere una comprensión de los niveles tróficos inherentes porque la energía fluye principalmente entre estos, no dentro de ellos, y la

interrupción de ese flujo podría conducir a cambios importantes en los ecosistemas. Típicamente, tales cambios resultan de la eliminación o (re)introducción de depredadores, ya sea por la liberación o control (respectivamente) de herbívoros, y a menudo conducen a cambios dramáticos en la estructura del ecosistema y en el ciclo de nutrientes (Estudio de caso 21.5 y 21.6).

Polinizadores

Los grandes carnívoros no son los únicos taxones que afectan a los ecosistemas; los polinizadores también juegan un papel muy importante. Hay cerca de trescientas cincuenta mil especies de plantas con flores (WCSP, 2008), y aunque algunas dependen del viento para la polinización, la gran mayoría (más del 85%) depende de la polinización por animales, lo que destaca la importancia de los polinizadores en el mantenimiento de la biodiversidad (Ollerton *et al.*, 2011). Los polinizadores incluyen alrededor de veinte mil especies de abejas, junto con polillas, mariposas, avispas, escarabajos, moscas, murciélagos, ardillas, monos y aves, entre otros.

Con frecuencia, las áreas protegidas que tienen procesos naturales limitados o están aisladas de otras áreas naturales tienen que desarrollar técnicas prácticas de gestión para mantener la biodiversidad nativa. Por ejemplo, la Reserva Natural Provincial Punta del Pez (Fish Point Provincial Nature Reserve), que se encuentra en una isla altamente desarrollada en el lago Ontario, es uno de los puntos más al sur de Canadá y es el hogar de varias plantas raras.

Al reconocer la realidad de una reducción en la diversidad y abundancia de los polinizadores regionales, el plan de manejo del parque de 2005 instó a la polinización manual, la recolección de semillas y la propagación asistida como herramientas necesarias para ayudar a mantener la diversidad de plantas en el parque. Un estudio en Sudáfrica descubrió que incluso en lugares ricos en áreas protegidas y biodiversidad, los servicios de polinización disminuyeron con la distancia respecto a las áreas naturales. Por consiguiente, no solo la biodiversidad de un área protegida se beneficiará del manejo de los polinizadores, las granjas vecinas también lo harán (Janzen, 1999; Carvalheiro *et al.*, 2010; Chan *et al.*, 2006).

Mantener polinizadores dentro de las áreas protegidas puede beneficiar la biodiversidad a distancias considerables. Por ejemplo, el Parque de Conservación Isla Indoeroopilly en Australia es un importante lugar de descanso para tres especies de zorros voladores. Todas las noches estos zorros voladores pueden volar hasta cien kilómetros para alimentarse, y podrían funcionar como importantes vectores de larga distancia para el polen.



Guardaparques armados de la Autoridad de Vida Silvestre de Uganda mientras patrullan en el Parque Nacional del Monte Elgon. Los guardaparques protegen el parque contra la caza furtiva de animales salvajes raros y en peligro, y de la invasión de las comunidades vecinas

Fuente: Stuart Cohen

Así, los esfuerzos de gestión del parque para conservar el hábitat de los zorros voladores también ayudarán a mantener la diversidad genética y biológica en el ecosistema en general (Martin, 1990).

Especies raras

A menudo, la gestión de áreas protegidas le da prioridad a las acciones que mantengan la integridad ecológica y beneficien a las especies comunes, pero no necesariamente a las especies raras (Simberloff, 1998; Niemi y McDonald, 2004), aunque muchas especies son raras y estas son las que más aportan a la biodiversidad de una región —un patrón observado por Charles Darwin—. Por ejemplo, un análisis de especies de árboles en las tierras bajas amazónicas encontró que la mitad de todos los árboles pertenecían a 227 especies “hiperdominantes”, mientras que el resto estaba representado por once mil especies (Steege *et al.*, 2013). En otras palabras, la gran mayoría de las especies (más del 98%) eran raras, al menos en términos de abundancia; sin embargo, muchas de las especies con pocos árboles estaban proporcionalmente diseminadas a lo largo de las tierras bajas y tenían un gran número total de individuos.

Esto plantea la pregunta: ¿qué significa “raro” y cómo se mide? Una especie que puede parecer rara en un país puede ser abundante en otro. Rabinowitz (1981) sugirió que las especies podían considerarse raras si

tenían un tamaño poblacional regional pequeño, una distribución geográfica o de hábitat restringidas (alta especificidad de hábitat).

Los administradores también deben considerar cuán amenazada está una especie, es decir, su estado de conservación. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN se basa en una serie de criterios con umbrales precisos que incluyen el tamaño y la tendencia de la población, el rango geográfico (según la extensión de la presencia y el área de ocupación) o la probabilidad de extinción, en caso de que existan suficientes datos para realizar un análisis (IUCN, 2001). Con base en una combinación de los criterios, las especies se clasifican de la siguiente manera:

1. En peligro crítico (CR): riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre.
2. En peligro (EN): riesgo alto de extinción en estado silvestre.
3. Vulnerable (VU): riesgo alto de convertirse en una especie en peligro de extinción en estado silvestre.
4. Casi amenazada (NT): es probable que se convierta en una especie en peligro de extinción en un futuro cercano.
5. Preocupación menor (LC): el riesgo más bajo; no califica para una categoría de mayor riesgo.

Estudio de caso 21.7 Áreas protegidas y pérdida de bosques

A pesar del estatus legal de las áreas protegidas, su designación no garantiza por sí sola la protección de los ecosistemas. Aunque las áreas protegidas suelen tener una menor deforestación en relación con las áreas desprotegidas, aún puede darse un cambio en el uso de la tierra dentro de ellas (Clark *et al.*, 2008).

Un análisis de la deforestación en zonas tropicales húmedas (Hansen *et al.*, 2008) estimó que entre 2000 y 2005 se perdieron globalmente veintiún millones de hectáreas de bosques tropicales húmedos, esto es, una reducción del 2% en la cobertura forestal. Durante este período se talaron más de 1,7 millones de hectáreas dentro de áreas protegidas en zonas tropicales húmedas (0,81% del bosque que contenían). A nivel mundial, las áreas protegidas de manera más estricta (categorías I-II de la UICN) tuvieron tasas más bajas de pérdida de bosques tropicales húmedos (0,53%) que la red de áreas protegidas en su conjunto. Esto tiene implicaciones tanto para la biodiversidad como para el cambio climático. Según los estimados de la deforestación, el Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (CMMC-PNUMA) calculó que la pérdida de bosques en las áreas protegidas contribuyó con cerca de novecientos noventa megatoneladas de dióxido de carbono equivalentes a las emisiones mundiales de dióxido de carbono entre 2000 y 2005, o alrededor del 3% de las emisiones totales por la deforestación tropical (Campbell *et al.*, 2008).

En una revisión sistemática de la eficacia de las áreas protegidas para reducir la pérdida de los bosques y la disminución de las poblaciones de especies, Geldmann *et al.* (2013) concluyeron que hay buenas evidencias de que las áreas protegidas han servido para proteger el hábitat forestal. Sin embargo, la evidencia no es concluyente sobre si las áreas protegidas han sido efectivas para conservar las poblaciones de especies, aunque en la literatura se informan resultados más positivos que negativos. En la literatura rara vez se evalúan las conexiones causales entre las aportaciones de la gestión y los resultados de conservación en las áreas protegidas. En general, la evidencia disponible sugiere que las áreas protegidas ofrecen resultados positivos para la biodiversidad, pero aún existen pocas evidencias empíricas sobre las condiciones bajo las cuales las áreas protegidas tienen éxito o no respecto al logro de los resultados de conservación.

En última instancia, las áreas protegidas se tratan de la gestión de características clave (especies, ecosistemas, oportunidades de esparcimiento y valores de patrimonio) y su protección contra las amenazas. En un mundo con pocos recursos financieros y de personal, no siempre los administradores de áreas protegidas pueden abordar todas las cuestiones ni los problemas que estas características enfrentan. Por el contrario, los administradores necesitan estar en capacidad de enfocar sus acciones y sus esfuerzos de monitoreo en los desafíos más importantes. Con este fin, es crucial que puedan identificar y diseñar estrategias realistas para contrarrestar las amenazas contra características específicas en áreas protegidas individuales.

En 2012, la Lista Roja de la UICN incluía casi cuatro mil especies catalogadas en peligro crítico, 5766 en peligro y más de diez mil vulnerables, aunque no se ha hecho una evaluación de la mayoría de los grupos de invertebrados. Dado que muchas especies son raras a nivel local, pero están muy diseminadas, a veces los administradores deben usar redes de áreas protegidas para mantener las poblaciones. Con frecuencia, las áreas protegidas son demasiado pequeñas para conservar una cantidad viable de especies y se requiere una red de áreas protegidas. Los administradores de áreas protegidas individuales deben estar al tanto de lo que hacen sus pares en otras áreas protegidas dentro de la misma ecorregión (Noss, 1983). Por ejemplo, esto se reconoció en Sudáfrica, donde el objetivo del enfoque de red estaba consagrado en la legislación, “[garantizar] el establecimiento, desarrollo y gestión eficaz de una red de áreas formalmente protegidas con el fin de conservar la biodiversidad autóctona, muestras representativas de ecosistemas naturales y hábitats de especies críticamente amenazadas o importantes” (North West Parks and Tourism Board Act, 1997).

Manejo de la población

Muchas áreas protegidas no son lo suficientemente grandes como para mantener poblaciones viables de todas las especies. En estos casos, los administradores deben hacer más que proteger un sitio y confiar en los procesos naturales para mantener las especies (Gurd *et al.*, 2001; Landry *et al.*, 2001; Deguise y Kerr, 2006). En consecuencia, a menudo se requiere una gestión activa. Como regla general, cuanto más pequeña sea la reserva, más necesaria será la gestión activa (MacKinnon *et al.*, 1986). A veces, esto incluye la necesidad de adoptar medidas para el manejo de la población con el fin de hacer frente a las fluctuaciones de la población, las metapoblaciones o garantizar la viabilidad de las poblaciones.

Todas las poblaciones de vida silvestre experimentan cierto grado de fluctuación en su abundancia, en función de las tasas de natalidad y mortalidad, los cambios en los recursos, la temperatura y la precipitación, la depredación, la enfermedad y los eventos estocásticos (Boyce y Daley, 1980). En general, hay cuatro tipos de fluctuaciones poblacionales:

Cuadro 21.4 Definiciones clave para entender las amenazas contra el ecosistema

- *Objetivos de biodiversidad*: las entidades biológicas (especies, comunidades o ecosistemas) que un proyecto intenta conservar (por ejemplo, una población de una especie específica de pez o un ecosistema forestal). Algunos profesionales también incluyen como objetivos procesos y fenómenos evolutivos y ecológicos (por ejemplo, régimen de incendios, migración estacional, flujo genético).
- *Objetivos de bienestar humano*: los componentes del bienestar humano afectados por el estado de los objetivos de conservación de la biodiversidad. Los ejemplos pueden incluir medios de subsistencia para los humanos a partir del uso de recursos biológicos o valores espirituales derivados de sistemas naturales.
- *Factores de estrés*: atributos ecológicos de un objetivo de conservación que están deteriorados directa o indirectamente por actividades humanas (por ejemplo, tamaño reducido de la población o fragmentación del hábitat forestal). Un factor de estrés no es una amenaza en sí mismo, sino más bien una condición degradada o “síntoma” del objetivo que resulta de una amenaza directa.
- *Amenazas directas*: las actividades o los procesos humanos próximos que han causado, causan o pueden causar la destrucción, degradación o deterioro de los objetivos de biodiversidad (por ejemplo, la pesca no sostenible o la tala). Las amenazas pueden ser pasadas (históricas), en curso o probables en el futuro. En algunas situaciones, los fenómenos naturales también pueden considerarse amenazas directas.
- *Factores contribuyentes*: los factores fundamentales –generalmente socioeconómicos, políticos, institucionales o culturales– que permiten o aumentan la ocurrencia o la persistencia de amenazas directas inmediatas (por ejemplo, las políticas agrícolas del Gobierno o las fuerzas del mercado que aumentan la expansión de las tierras agrícolas o la sobreexplotación de recursos como la pesca).
- *Acciones de conservación*: intervenciones emprendidas por el personal o los aliados del proyecto y que están diseñadas para alcanzar los objetivos del proyecto y las metas de conservación fundamentales (por ejemplo, la reintroducción de una especie en peligro o la creación de un área protegida). Pueden aplicarse acciones sobre los factores contribuyentes, las amenazas directas o sobre los objetivos mismos.
- *Equipos de proyectos*: los grupos de personas involucrados en el diseño, implementación, manejo y monitoreo de proyectos (por ejemplo, una alianza entre una organización no gubernamental o una comunidad local y el personal de un parque nacional).

1. Estable: cuando las poblaciones fluctúan ligeramente por encima o por debajo de la capacidad de carga.
2. Irruptiva: cuando una población que normalmente es estable experimenta un gran aumento en la abundancia como resultado de un aumento temporal en la capacidad de carga.
3. Irregular: cuando una población fluctúa por un motivo que no se ha identificado.
4. Cíclica: cuando una población fluctúa con una frecuencia regular. Esto incluye especies que siguen ciclos depredador-presa.

Además de las fluctuaciones en el tiempo, las poblaciones pueden variar en el espacio, especialmente en paisajes heterogéneos (Tilman y Kareiva, 1997). Esto hace que sea difícil establecer una línea base poblacional para una especie particular sin que existan datos distribuidos espacialmente y a largo plazo. Además, suele ser difícil separar las fluctuaciones naturales de los efectos de las actividades humanas sobre las poblaciones de especies (Pechmann *et al.*, 1991).

En ausencia de depredadores o procesos naturales, el tamaño poblacional de una especie puede crecer sin control, potencialmente hasta que alcance la capacidad de carga del área, definida como la cantidad de individuos que un área puede albergar de acuerdo con los recursos disponibles (Stokes, 2012). Las poblaciones anormalmente abundantes pueden llegar a agotar los recursos locales, lo que ocasiona un colapso de la población –como los elefantes en algunas áreas protegidas de África (Whyte, 2007)– o conflictos con los vecinos humanos. Por ejemplo, un gran número de ciervos rojos encontró refugio de los lobos del parque nacional dentro de la ciudad de Banff en Canadá. Aunque son animales majestuosos, también pueden ser muy peligrosos para los humanos, especialmente durante la temporada de celo. Después de una serie de incidentes humanos versus vida silvestre, Parques Canadá estableció un Comité Asesor sobre Ciervos Rojos basado en la comunidad para desarrollar propuestas que abordaran el problema. Las acciones de gestión comenzaron en 1999 con los objetivos de restaurar los procesos ecológicos naturales en las tierras adyacentes a la ciudad y la reducción de los conflictos entre ciervos rojos y humanos. Las acciones incluyeron la captura de más de doscientos ciervos rojos habitados y su reubicación en otro valle montañoso, un programa continuo de acondicionamiento aversivo para alentar a los ciervos rojos a evitar la ciudad, y la restauración de corredores de vida silvestre para aumentar la depredación de los ciervos rojos cerca de la ciudad. Los resultados son alentadores, con menos conflictos entre ciervos rojos y humanos, una mejor condición de los ecosistemas adyacentes a la ciudad y una reducción de la herbivoría (White *et al.*, 2007).

El Servicio de Parques Nacionales de Estados Unidos (NPS, 2006) desarrolló una política para abordar la gestión de las fluctuaciones poblacionales, en la cual se aclara el deseo de confiar en los procesos naturales, pero se estipulan las condiciones en las que se justifica la intervención:

1. La intervención no causará impactos inaceptables sobre las poblaciones de la especie ni sobre otros componentes y procesos de los ecosistemas que las sustentan.
2. La gestión de la población es necesaria:
 - Porque la fluctuación es el resultado de influencias humanas.
 - Para proteger especies raras.
 - Para proteger a los humanos y la propiedad.

Metapoblaciones

Cuando se administran áreas protegidas para la biodiversidad, es importante reconocer que algunas especies pueden existir como metapoblaciones. Por lo general, una metapoblación comprende subpoblaciones discretas. Cada subpoblación tendrá su propia dinámica (tasas de natalidad, mortalidad, inmigración y emigración) (Hanski y Simberloff, 1997). Las metapoblaciones no deben confundirse con una sola población que tiene una distribución por parches, pero la misma dinámica. Es importante que los administradores entiendan si están manejando una población o una metapoblación de una especie determinada (Chapman *et al.*, 2003). La implicación para la gestión de áreas protegidas es que es necesario permitir la conectividad entre subpoblaciones o emprender acciones de gestión específicas para una subpoblación.

Viabilidad de la población

Quizás el objetivo que se cita con mayor frecuencia cuando se hace una gestión para poblaciones en áreas protegidas es el de una población “viable”. La viabilidad se entiende mejor como la probabilidad de que una especie determinada persista durante un período definido. El primer análisis de viabilidad poblacional (AVP) se atribuye a Mark Shaffer, quien en 1978 calculó la probabilidad de extinción de los osos pardos (*Ursus arctos horribilis*) en el Parque Nacional Yellowstone (Shaffer, 1978). Desde entonces, los AVP se han vuelto más sofisticados y complejos, con la incorporación de numerosas variables que pueden afectar la viabilidad de una especie (Gilpin y Soulé, 1986; Traill *et al.*, 2010), y finalmente terminaron en un *software* que llevó el AVP a las computadoras de muchos biólogos en los parques (para ejemplo, RAMAS, VORTEX). No obstante, el uso del AVP para las decisiones de gestión en las áreas protegidas no está exento de controversias

(Flather *et al.*, 2011). Se requieren grandes cantidades de datos para realizar AVP robustos, especialmente datos de un trabajo de campo intensivo y específicos de la especie (Beissinger y McCullough, 2002). Además, los resultados de los AVP suelen tener intervalos de confianza amplios y, por lo tanto, son propensos a grandes errores (Flather *et al.*, 2011). Sin embargo, los AVP pueden aportar algunas ideas a las decisiones de gestión, siempre que se utilicen con cautela y sean útiles para determinar qué variables tienen la mayor influencia sobre la viabilidad de las especies (Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000). Por ejemplo, un estudio de una cebr de montaña en la Reserva Natural de la Montaña Gamka (Gamka Mountain Nature Reserve) en Sudáfrica determinó que la quema controlada y frecuente del hábitat preferido era una de las acciones de gestión más importantes que podía mejorar la viabilidad de esa especie en peligro (Watson *et al.*, 2005).

Manejo de amenazas contra las áreas protegidas

A escala mundial, las causas principales de la pérdida de biodiversidad y la extinción de especies son la pérdida y la fragmentación del hábitat, junto con otras amenazas importantes como la degradación y contaminación del hábitat, la sobreexplotación, el impacto de especies exóticas invasoras y, cada vez más, el cambio climático. Aunque existen algunas evidencias de que el estatus del área protegida puede brindar una protección adicional para los hábitats naturales (Geldmann *et al.*, 2013), muchas áreas protegidas siguen amenazadas por la pérdida y degradación del hábitat (Estudio de caso 21.7).

En las últimas dos décadas, la Alianza para las Medidas de Conservación desarrolló un marco común para identificar las amenazas contra la diversidad biológica y los procesos ecosistémicos (Margoluis y Salafsky, 1998; TNC, 2000, 2007; Salafsky *et al.*, 2003, 2008; CMP, 2013). Este marco puede aplicarse a la gestión de áreas protegidas (Cuadro 21.4 y Tabla 21.1). Cuando se trata de áreas protegidas, es importante distinguir los factores de estrés (que a menudo están dentro del área protegida y pueden requerir trabajos de restauración) de las amenazas directas (que generalmente provienen de afuera del área protegida). A menudo, en un sitio individual, o incluso a nivel del sistema, los administradores de áreas protegidas solo pueden abordar las amenazas directas y no con las causas de fondo. Esto es especialmente cierto cuando las amenazas contra las áreas protegidas dependen de políticas nacionales o locales y de factores sociales y económicos sobre los cuales un administrador de un área protegida individual puede tener poca o ninguna influencia, por ejemplo, las políticas gubernamentales

sobre agricultura y redes de transporte (MacKinnon, 2005). Por otro lado, las amenazas directas dentro e inmediatamente adyacentes a las áreas protegidas pueden abordarse a través de acciones de gestión –por ejemplo, control de especies invasoras, manejo de visitantes y de conflictos entre humanos y vida silvestre–.

A fin de cuentas, la conservación se lleva a cabo por medio de “proyectos” de conservación (Salafsky *et al.*, 2008), que varían en escala desde los esfuerzos de una comunidad pequeña para gestionar sus zonas tradicionales de pesca hasta un programa de financiación global para proteger los océanos del mundo. Con base en una revisión de los términos utilizados por los diferentes profesionales de la conservación, Salafsky *et al.* (2008) y la Alianza para las Medidas de Conservación (CMP, 2013) han propuesto definiciones para describir los componentes generales de cualquier proyecto de conservación (Cuadro 21.4). Para los administradores de áreas protegidas, el alcance del proyecto suele estar definido por los límites del área protegida y cualquier zona de amortiguación circundante (véase el Capítulo 13).

Clasificación de las amenazas

La Tabla 21.1 ilustra la clasificación de las amenazas de acuerdo con la Alianza para las Medidas de Conservación-UICN. La clasificación se construye de forma jerárquica con tres niveles diferentes, análogos a las familias, los géneros y las especies en el sistema de Linneo. El primer nivel se indica con números enteros y texto en negrita, por ejemplo, “**1. Desarrollo residencial y comercial**”. El segundo nivel se indica con números decimales y texto sin negrita, por ejemplo, “1.2. Áreas comerciales e industriales”. El tercer nivel se indica con el texto en cursiva, por ejemplo, “*Plantas de manufactura*”. La clasificación está diseñada para ser integral, consistente y excluyente para el primer y el segundo nivel, lo que significa que todas las posibles amenazas contra la diversidad biológica deberían encajar en el sistema, con cada amenaza asignada a una sola categoría.

Evaluación de la magnitud de la amenaza para la gestión y manejo de áreas protegidas

El último paso para desarrollar un enfoque sistemático para las amenazas implica desarrollar una forma estándar de medir y comparar la magnitud de la amenaza. Si el interés es simplemente evaluar una amenaza específica contra una característica/objetivo de conservación específico o un área protegida a lo largo del tiempo, la medida obvia es hacer una evaluación directa y seguir

de cerca el tamaño de la amenaza con el uso del mejor indicador cuantitativo disponible –por ejemplo, el número de incidentes de caza furtiva de elefantes o el porcentaje de bosque en la zona de amortiguación que se pierde por la invasión de la frontera agrícola–. No obstante, si el interés es comparar niveles combinados de amenazas con diferentes objetivos/características o con diferentes áreas protegidas en el tiempo y en el espacio, se requiere una metodología más compleja.

Las evaluaciones de la magnitud de la amenaza son importantes para una serie de tareas clave que realizan los administradores de áreas protegidas. En particular, sin mediciones en común de las amenazas, es difícil que los administradores de áreas protegidas:

- Establezcan prioridades: para comparar áreas protegidas dentro de un sistema general y establecer prioridades en la inversión de recursos, así como para planear cuáles de estos lugares prioritarios deben abordarse de inmediato y cuáles pueden posponerse.
- Desarrollen estrategias eficaces: para seleccionar qué amenazas abordar dentro de un área protegida determinada y para comparar el posible apalancamiento obtenido mediante el uso de diferentes estrategias, y decidir cuál usar.
- Midan el estado y la eficacia de la conservación: para determinar y comparar los cambios en el estado de las amenazas en un lugar a lo largo del tiempo y para determinar la eficacia relativa de las diferentes acciones de conservación en relación con los objetivos basados en las amenazas.
- Aprendan de la experiencia: para comparar las experiencias de un administrador con las de otros, lo cual es la base de cualquier tipo de aprendizaje sistemático sobre cómo enfrentar de manera eficaz y costo-efectiva cada tipo de amenaza.

A fines de la década de 1990 y comienzos de la de 2000, varias organizaciones de conservación iniciaron el desarrollo de métodos sistemáticos para evaluar la magnitud de las amenazas de una manera más estandarizada (por ejemplo, Salafsky y Margoluis, 1999; TNC, 2000; Ervin, 2002; WCS, 2002). A mediados de la década de 2000, un grupo de trabajo de la CMP revisó estos diferentes sistemas y los utilizó para crear una metodología estándar que calificara las amenazas, la cual se convirtió en la base de la metodología de “calificación simple de amenazas” en el *software* Miradi (Miradi, 2007).

Tabla 21.1 Categorías de amenazas y algunos ejemplos de la actual clasificación unificada de las amenazas contra la conservación de la Alianza para las Medidas de Conservación de la UICN

Amenazas por nivel de clasificación	Definición
1. Desarrollo residencial y comercial	Asentamientos humanos u otros usos no agrícolas del suelo con una huella importante
1.1. Vivienda y áreas urbanas <i>Zonas urbanas, suburbios, pueblos, residencias vacacionales, áreas comerciales, oficinas, escuelas, etc.</i>	Ciudades, pueblos y asentamientos humanos, incluido el desarrollo no relacionado con la vivienda típicamente integrado con la vivienda
2. Agricultura y acuicultura	Amenazas por la agricultura y la ganadería como resultado de la expansión e intensificación agrícola, incluidas la silvicultura, la maricultura y la acuicultura
2.4. Acuicultura marina y de agua dulce <i>Acuicultura de camarón o de peces de aleta, estanques de peces en granjas, criaderos de salmón, criaderos de mariscos, lechos de algas artificiales</i>	Animales acuáticos criados en un lugar con recursos agrícolas o no locales; también peces de criadero a los que se les permite deambular en el medio natural
3. Producción de energía y minería	Amenazas por la producción de recursos no biológicos
3.1. Perforación de petróleo y gas <i>Pozos petroleros, perforación de gas natural en aguas profundas</i>	Exploración, desarrollo y producción de petróleo y otros hidrocarburos líquidos
4. Corredores de transporte y servicios	Amenazas por los corredores de transporte largos y angostos y de los vehículos que los utilizan, incluida la mortalidad asociada de la vida silvestre
4.1. Carreteras y ferrocarriles <i>Carreteras, carreteras secundarias, caminos madereros, puentes y calzadas, obras viales, cercas asociadas con carreteras, ferrocarriles</i>	Transporte de superficie en carreteras y vías dedicadas
5. Uso de recursos biológicos	Amenazas por el uso consuntivo de los recursos biológicos “silvestres”, incluidos los efectos deliberados y no intencionales de la recolección; también persecución o control de especies específicas
5.1. Caza y recolección de animales terrestres <i>Caza de animales silvestres para carne, cacería de trofeos, captura de pieles, recolección de insectos, explotación de miel o de los nidos de las aves, control de depredadores, control de plagas, persecución</i>	Matar o atrapar animales silvestres terrestres o productos de origen animal con fines comerciales, recreativos, de subsistencia, de investigación o culturales, o por razones de control/persecución; incluye mortalidad accidental/captura incidental
6. Intrusiones y perturbaciones humanas	Amenazas por actividades humanas que alteran, destruyen o perturban hábitats y especies asociadas con usos no consuntivos de los recursos biológicos
6.1. Actividades recreativas <i>Vehículos todoterreno, lanchas con motor, motos de agua, motos de nieve, aviones ultraligeros, barcos de buceo, avistamiento de ballenas, bicicletas de montaña, excursionistas, observadores de aves, esquiadores, etc.</i>	Personas que pasan tiempo en la naturaleza o que viajan en vehículos fuera de los corredores de transporte establecidos, generalmente por motivos recreativos
7. Modificaciones del sistema natural	Amenazas por acciones que convierten o degradan el hábitat al prestar un servicio de “manejo” de los sistemas naturales o seminaturales, a menudo para mejorar el bienestar humano
7.1. Incendios y supresión de incendios <i>Supresión de incendios para proteger hogares, manejo inapropiado de incendios, incendios agrícolas que se salen de control, incendios provocados, fogatas, incendios para la caza</i>	Supresión o aumento en la frecuencia o intensidad del fuego más allá de su rango de variación natural

Amenazas por nivel de clasificación	Definición
8. Especies invasoras y otras especies problemáticas, y genes	Amenazas por patógenos/microbios, plantas y animales no nativos y nativos, o materiales genéticos, que tienen o se prevé que tengan efectos perjudiciales para la biodiversidad después de su introducción, propagación o aumento de su abundancia
8.1. Especies no nativas/exóticas invasoras <i>Ganado feral, mascotas, mejillones cebra, enfermedad holandesa del olmo o tizón del castaño, árbol invasivo Miconia, introducción de especies para control biológico, hongo quítridio que afecta a anfibios fuera de África</i>	Plantas, animales, patógenos y otros microbios dañinos que no se encontraban originalmente en los ecosistemas en cuestión y que las actividades humanas directa o indirectamente introdujeron y diseminaron en el mismo
8.2. Especies nativas problemáticas <i>Venados nativos sobreabundantes, algas sobreabundantes debido a la pérdida de peces nativos que se alimentaban de ellas, plantas nativas que se hibridan con otras plantas, plagas que afectan a los roedores</i>	Plantas, animales o patógenos dañinos y otros microbios que se encontraban originalmente dentro de los ecosistemas en cuestión, pero que las actividades humanas “desequilibraron” o “liberaron” directa o indirectamente
9. Contaminación	Amenazas por la introducción exótica o excesiva de materiales o energía de fuentes puntuales y no puntuales
9.2. Efluente industrial y militar <i>Productos químicos tóxicos de las fábricas, vertimientos ilegales de productos químicos, desechos mineros, arsénico de la minería de oro, fugas de tanques de combustible, policlorobifenilos en los sedimentos fluviales</i>	Contaminantes transportados por el agua desde fuentes industriales y militares, incluidas la minería, la producción de energía y otras industrias de extracción de recursos, incluidos nutrientes, productos químicos tóxicos o sedimentos
10. Eventos geológicos	Amenazas por eventos geológicos catastróficos
10.2. Terremotos/maremotos	Terremotos y eventos asociados
11. Cambio climático y clima severo	Cambios climáticos a largo plazo que pueden estar relacionados con el calentamiento global y otros eventos climáticos severos fuera del rango de variación natural, los cuales podrían aniquilar a una especie o hábitat vulnerable
11.1. Cambios y alteraciones del hábitat <i>Aumento del nivel del mar, desertificación, descongelamiento de la tundra, blanqueo de los corales</i>	Cambios importantes en la composición y ubicación del hábitat
11.2. Sequías <i>Ausencia prolongada de precipitaciones, pérdida de fuentes de agua superficiales</i>	Períodos en los que la lluvia cae por debajo del rango de variación normal

Fuente: clasificación de las amenazas contra la biodiversidad de la Alianza para las Medidas de Conservación de la UICN (Versión 1.1), CMP, 2013

Miradi, el método de calificación simple de amenazas

Miradi, el *software* de gestión adaptativa (Miradi, 2007), está diseñado para aplicarse en la evaluación del impacto de una amenaza específica sobre un objetivo de conservación dado, con el uso de una combinación de alcance (área) y gravedad (intensidad), que cuando se combinan, brindan un indicio de la magnitud de la amenaza. Miradi usa escalas específicas de calificación de cuatro puntos para cada criterio (muy alto, alto, medio y bajo), que cuando es posible, se relacionan con porcentajes específicos. Los umbrales entre los criterios están diseñados para representar puntos de quiebre significativos entre las categorías, tanto ecológicos como prácticos. Por lo general, el sistema de evaluación de amenazas Miradi debe aplicarse a áreas protegidas de

todos los tipos y tamaños; sin embargo, es posible que el sistema tenga que adaptarse para manejar evaluaciones de características que no son de conservación, así como los factores de estrés que suponen las amenazas, como el cambio climático. Al combinar las calificaciones de alcance y gravedad se obtiene una calificación general de la magnitud de la amenaza (Figura 21.5). Con respecto a las acciones de gestión, también es útil considerar la irreversibilidad (el grado en que pueden revertirse los efectos de una amenaza) en combinación con la magnitud para comparar o priorizar las amenazas (Figura 21.6). Los efectos de una amenaza sobre múltiples objetivos o de múltiples amenazas sobre un objetivo pueden combinarse o acumularse con varios sistemas basados en reglas (para más detalles, véase Miradi, 2007). Esto produce una tabla final con el resumen de las amenazas (Figura 21.7).

		ALCANCE			
		Muy alta	Alta	Media	Baja
GRAVEDAD	Alta	Alta	Alta	Media	Baja
	Media	Medium	Medium	Media	Baja
	Baja	Baja	Baja	Baja	Baja

Figura 21.5 Calificaciones combinadas de amenaza y gravedad para determinar la magnitud de la amenaza

Fuente: Miradi, 2007

		IRREVERSIBILIDAD			
		Muy alta	Alta	Media	Baja
MAGNITUD	Muy alta	Muy alta	Muy alta	Muy alta	Alta
	Alta	Muy alta	Alta	Alta	Media
	Media	Alta	Media	Media	Baja
	Baja	Media	Baja	Baja	Baja

Figura 21.6 Evaluaciones combinadas de la irreversibilidad y la magnitud de la amenaza para priorizar las acciones de gestión

Fuente: Miradi, 2007

Amenazas versus valores	Elefante asiático	Ecosistema forestal	Corredor funcional	Pastizales de Terai	Rinoceronte indio	Tigre	Resumen de la calificación de las amenazas
Pastoreo de ganado		Alta	Baja	Alta			Alta
Invasión		Muy alta	Muy alta	Alta			Muy alta
Recolección de leña		Alta	Media				Media
Matanza ilegal de vida silvestre					Muy alta	Muy alta	Muy alta
Explotación forestal		Baja	Baja				Baja
Sobreexplotación de productos no maderables		Baja	Baja	Baja			Baja
Resumen de la calificación de los objetivos	Ninguna	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Muy alta

Figura 21.7 Calificación resumida de las amenazas para un ecosistema de ejemplo

Fuente: Miradi, 2007

Estudio de caso 21.8 Monitoreo de incendios forestales a nivel mundial

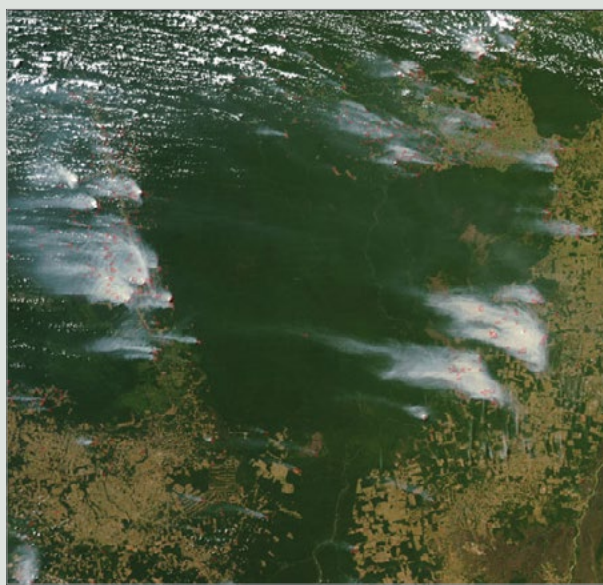
Los incendios forestales y los incendios para la agricultura de corte y quema son dos de las causas más importantes de la deforestación en Madagascar. El uso de sensores remotos satelitales para detectar incendios puede permitir que los administradores de áreas protegidas y de otros bosques respondan rápidamente a los incendios ilegales. El espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer, MODIS) de la NASA a bordo de los satélites Aqua y Terra proporciona datos térmicos y de infrarrojo medio cuatro veces al día, lo que permite la detección de incendios. Sin embargo, los datos requieren interpretación y análisis, lo que dificulta su uso por parte de los administradores en campo. Para desarrollar un producto fácil de usar, Conservación Internacional, la Universidad de Maryland y el Departamento Forestal de Madagascar desarrollaron un sistema de alerta contra incendios que ofrece a los usuarios alertas diarias por correo electrónico en función de su área geográfica de interés.

En Madagascar, las alertas de incendio brindan al personal forestal y de áreas protegidas una información oportuna y precisa sobre los incendios ilegales y las actividades de invasión. Esto permite que los administradores en campo reaccionen rápidamente ante la invasión y también proporciona valiosas estadísticas de monitoreo para hacer un seguimiento de las amenazas de incendio en diferentes sitios. Los datos sobre incendios también pueden utilizarse para mejorar la comprensión de los patrones de amenazas contra los bosques a escala nacional y se han utilizado como base para el desarrollo de la estrategia nacional para mitigar el cambio climático mediante la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal (REDD).

Al comienzo, en 2002, el sistema de alerta de incendios enviaba a los usuarios registrados una lista simple de los incendios detectados con su posición exacta.

Un sistema más avanzado desarrollado en 2007 permite que los usuarios definan la frecuencia de alertas y reciban mapas ajustados a sus áreas específicas de interés –por ejemplo, regiones administrativas, parques nacionales individuales e incendios dentro de bosques naturales–. El sistema, conocido como Firecast, se ha ampliado para incluir a Bolivia, Perú e Indonesia, y ahora también incluye alertas de predicción del riesgo de incendio. Firecast es gratis y accesible (Firecast, 2014).

James Mackinnon



Incendios cerca del Parque Indígena Xingu, Brasil

Fuente: Jacques Descloitres, Equipo de Respuesta Rápida de MODIS, Centro de Vuelos Espaciales Goddard de la NASA, rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov

En los últimos años, la comunidad de conservación de la biodiversidad ha logrado grandes avances en el desarrollo de métodos estandarizados para definir y medir las amenazas contra las especies y los ecosistemas. En la gestión de áreas protegidas existe un gran potencial para el uso de estas herramientas, pero tendrán que hacerse modificaciones para optimizar y ajustar estos métodos a las necesidades específicas de los administradores de áreas protegidas.

Monitoreo y evaluación de la condición ecológica en las áreas protegidas

En esta sección nos referimos al monitoreo tanto en dicha dimensión como en la de inventario. El inventario es el primer paso esencial y el monitoreo suele tratarse de medidas repetitivas del primer inventario o de partes del mismo. Aunque es esencial entender si el área

protegida tiene éxito en la conservación de la naturaleza y el cumplimiento de los objetivos de conservación establecidos, muy pocas áreas protegidas hacen un buen trabajo de monitoreo ecológico. Además, invertir en el monitoreo evita sorpresas y problemas irresolubles en el futuro. El desarrollo del monitoreo en la gestión del parque debe considerarse una parte fundamental de la gestión del mismo. A largo plazo, el monitoreo puede ahorrar dinero al evitar costosos proyectos de restauración (véase también el Capítulo 28).

Incluso si no existen sistemas de monitoreo en el momento, la mayoría de las áreas protegidas pueden valerse de algunos datos útiles para evaluar la condición ecológica. De manera regular, los visitantes, el personal, los científicos y los pueblos indígenas y locales hacen observaciones sobre la tierra y el agua de las áreas protegidas. Los sistemas de sensores de todo el mundo, incluidos los satélites y las estaciones meteorológicas, hacen observaciones continuamente, y cada vez hay más información satelital gratuita

(Estudio de caso 21.8). El paso inicial para desarrollar un sistema de monitoreo de la diversidad biológica y de los procesos ecosistémicos es organizar y catalogar estos datos existentes a fin de contar con la mejor evidencia disponible para tomar decisiones de manejo.

En cuanto a las áreas protegidas, hay dos preguntas clave de monitoreo. Esta sección ayudará a comprender y desarrollar respuestas a estas preguntas:

1. ¿Qué es la condición ecológica: debemos tomar acciones de gestión?
2. ¿Las acciones de gestión fueron eficaces?

Para responder a estas preguntas, los administradores querrán tener la mejor información posible. De hecho, ya que ambas preguntas son complejas, esto es desafiante. Como punto de partida, no se preocupe demasiado por la cantidad de dinero y la experticia disponible para observar el área protegida. Un poco de información es mejor que nada, aunque las decisiones de gestión deben basarse en lo que se conoce y se desconoce. Incluso la información simple y bien organizada es más persuasiva que la que está descontextualizada y poco documentada. La mejor práctica es trabajar con lo que está disponible y crear alianzas para el monitoreo a largo plazo con el fin de complementar el monitoreo realizado por el personal del área protegida.

Este capítulo no ofrece una guía completa de todos los elementos involucrados en el diseño de un programa de monitoreo, o en la recopilación y el análisis de los datos. Los lectores son referidos a manuales sobre el tema, tales como Lindenmeyer y Likens (2010) y Gitzen (2013). Además, pueden consultarse sitios web de agencias que contienen información detallada sobre el monitoreo y los protocolos de monitoreo, como el Programa de Inventario y Monitoreo del Servicio de Parques Nacionales de Estados Unidos (NPS, 2014). Finalmente, en línea puede

encontrarse una gran cantidad de guías específicas para taxones y ecosistemas. Esta sección cubre consideraciones básicas respecto al diseño y la implementación de un programa de monitoreo de la biodiversidad y la función de los ecosistemas para áreas protegidas.

¿Qué observar?

Monitoreo de la condición

Para responder a la pregunta “¿qué es la condición ecológica?”: deben tomarse acciones de manejo. El primer requisito es saber qué se debe medir para evaluar la condición ecológica. Tiene sentido comenzar por evaluar las especies y los procesos a los que se hacen referencia en el documento de establecimiento o en los planes de gestión del área protegida. Es probable que el punto más importante para comenzar sean las especies que se identifiquen inmediatamente con el sitio y los procesos ecológicos que mantienen su aspecto característico (por ejemplo, los incendios en la sabana) (véase la sección anterior “Evaluación de la condición de las áreas protegidas: integridad ecológica”). La política y la legislación institucional del área protegida también pueden brindar una orientación sobre la selección de especies y procesos específicos a monitorear, por ejemplo, especies raras y objetivos clave de conservación. Para evitar el sesgo del investigador, es importante que en el monitoreo se mantenga un enfoque sistemático e imparcial. Los administradores de áreas protegidas deben usar un marco estructurado para seleccionar indicadores. En la mayoría de los casos, debe seleccionarse un conjunto de indicadores para cada uno de los principales ecosistemas en un área protegida, es decir, bosques, humedales, pastizales, etc. Se ilustra el ejemplo de una plantilla para el monitoreo ecológico utilizada por Parques Canadá, la cual incluye como componentes de un marco de monitoreo a la biodiversidad, la función del ecosistema y los factores de estrés conocidos (Tabla 21.2).

Tabla 21.2 Ejemplo de una plantilla de selección para las medidas de monitoreo de la integridad ecológica

Biodiversidad	Funciones del ecosistema	Factores de estrés
Listas de especies <ul style="list-style-type: none"> • Cambio en la riqueza de especies • Números y extensión de las exóticas Dinámica poblacional <ul style="list-style-type: none"> • Tasas de mortalidad/natalidad de especies indicadoras • Inmigración/emigración de especies indicadoras • Viabilidad poblacional de las especies indicadoras Estructura trófica <ul style="list-style-type: none"> • Distribución de clase del tamaño de la fauna • Niveles de depredación 	Sucesión/regresión <ul style="list-style-type: none"> • Tamaño y frecuencias de perturbación (incendios, insectos, inundaciones) • Distribuciones de clase de edad de la vegetación Productividad <ul style="list-style-type: none"> • Remoto o por sitio Descomposición <ul style="list-style-type: none"> • Por sitio Retención de nutrientes <ul style="list-style-type: none"> • Calcio y nitrógeno por sitio o por cuenca 	Patrones de uso de la tierra <ul style="list-style-type: none"> • Mapas de uso de la tierra, densidades de vías, densidades poblacionales Fragmentación del hábitat <ul style="list-style-type: none"> • Tamaño del parche, distancia entre parches, interior del bosque Contaminantes <ul style="list-style-type: none"> • Alcantarillado, petroquímicos, etc. • Transporte a larga distancia de toxinas Clima <ul style="list-style-type: none"> • Datos del estado del tiempo • Frecuencia de eventos extremos Otros <ul style="list-style-type: none"> • Problemas específicos del parque

Fuente: Woodley, 1993

Estudio de caso 21.9 Monitoreo con la ayuda de los ciudadanos y el conocimiento tradicional

El Proyecto Noé (Project Noah, 2014) es un sitio web innovador que registra la ubicación y la fecha de las fotografías de vida silvestre tomadas por científicos ciudadanos. Las fotografías son tomadas por personas interesadas y hay un conjunto de instrucciones para subir imágenes de cierto tipo. Por ejemplo, Las Aves del África Subsahariana (The Birds of Sub-Saharan Africa) tiene 101 participantes y más de mil quinientos avistamientos de aves. Es fácil hacerse miembro y cargar imágenes desde un teléfono inteligente. Las fotografías pueden restringirse a una campaña intensiva de muestreo biológico (bio-blitz) de un fin de semana dentro de un área protegida o pueden enfocarse en temas como polinización, fenología o especies invasoras.

Inuit Qaujimajatuqangit, Canadá

Inuit Qaujimajatuqangit o IQ, es la sabiduría duramente ganada de los pueblos indígenas del Territorio Nunavut

de Canadá, sobrevivientes en el duro paisaje del norte. Este conocimiento ecológico local es un componente clave de la gobernanza local, especialmente en la gestión de los recursos naturales. Gilchrist *et al.* (2005) examinaron la eficacia del IQ, especialmente con respecto a las tendencias recientes de población y distribución de cuatro especies de aves migratorias. En dos de las especies estudiadas, el conocimiento local identificó cambios poblacionales previamente desconocidos para la ciencia occidental. En general, el grado de contacto con la especie fue un factor importante para determinar la calidad de las observaciones. En un caso, la distribución de la especie era poco comprendida por los cazadores locales a pesar de las capturas estacionales. Por lo tanto, como con cualquier fuente de información, debe haber un escrutinio de la confiabilidad.

Después de seleccionar una lista de posibles especies, funciones y amenazas, los administradores deben considerar el costo en tiempo y dinero de medir estos aspectos. Con frecuencia, existen formas de hacer las cosas de una manera más económica para lograr algunos resultados útiles. Por ejemplo, los recuentos precisos de poblaciones podrían reemplazarse por un índice de abundancia más simple a partir del recuento de heces. El fototrampeo puede generar una información útil sobre la presencia y distribución de especies (OBrien, 2014). En línea puede encontrarse un Manual para el Monitoreo de Vida Silvestre con Fototrampeo (*Handbook for Wildlife Monitoring Using Camera Traps*) (Ancrenaz *et al.*, 2012). En lugar de utilizar un avión, la extensión espacial de una perturbación puede estimarse con un sistema de posicionamiento global (GPS) en tierra.

Monitoreo de la efectividad

En las áreas protegidas que cuenten con programas activos de gestión y restauración, es importante monitorear si se logran o no los objetivos ecológicos de las acciones de gestión. Por lo general, elegir qué medir es sencillo, ya que los esfuerzos suelen dirigirse a determinadas especies o tipos de hábitats y a las tendencias deseadas —por ejemplo, especies nativas más abundantes, especies invasoras menos abundantes o perturbaciones similares a las que dan bajo la presencia humana de baja densidad—.

¿Quién puede hacer la observación?

Quién puede hacer un monitoreo ecológico no es algo obvio. Esencialmente, el monitoreo ecológico es una actividad que se basa en la ciencia. De manera ideal, los programas de monitoreo fueron diseñados por personas

con formación científica, revisados por pares y sometidos a pruebas de campo. No obstante, una vez que se diseña un método claro o un protocolo de monitoreo, muchas personas pueden recibir capacitación para recabar la información. Por ejemplo, los guardias y guardaparques son candidatos ideales porque realizan patrullas con regularidad y observan grandes extensiones de las áreas protegidas. Cada vez es más frecuente que los científicos ciudadanos reciban capacitación para proporcionar datos de monitoreo, incluso con el uso de dispositivos como los teléfonos inteligentes.

Para el monitoreo de áreas protegidas, debe considerarse seriamente la oportunidad de incluir a visitantes y poblaciones locales e indígenas. Involucrar a estas poblaciones y respetar sus conocimientos beneficiará a un área protegida de formas que van más allá de la preparación de la información estándar para los visitantes. Con frecuencia, estas son las mismas personas a las que hay que convencer sobre la necesidad de tomar acciones en el área protegida. Incluir a las personas al inicio del proceso genera confianza y comprensión. Son cruciales tanto los sentimientos como el significado espiritual ligados a las observaciones de las poblaciones locales e indígenas, así como de los visitantes, aunque sea difícil incluir estas observaciones dentro de un marco común junto con las del personal y los científicos invitados (Estudio de caso 21.9).

Debe diseñarse un programa de monitoreo en torno a las necesidades y la situación única del área protegida individual. En muchos casos, los científicos estarán cerca en universidades, agencias gubernamentales u organizaciones no gubernamentales (ONG), y quizás estén interesados en realizar estudios de monitoreo a largo plazo. En otros casos, un



La grulla americana (*Grus americana*) es una especie amenazada y solo una pequeña población permanece en estado silvestre, EE.UU.

Fuente: Alison Woodley

área protegida contará con personal capacitado. No obstante, en muchas circunstancias, y especialmente cuando las áreas protegidas carecen de su propio personal de investigación, los ciudadanos locales y los gestores tradicionales de la tierra pueden ofrecer una comprensión adicional y útil de sus ecosistemas. Tal vez la mejor manera de pensar en quién debería participar en el monitoreo es ver el programa como una alianza, la cual puede evolucionar con el tiempo. El desafío para un administrador de áreas protegidas es garantizar que haya suficiente gente, con suficiente capacitación, de tal manera que puedan brindar información sobre las condiciones ecológicas.

Protocolos de monitoreo

El monitoreo de cualquier entidad ecológica requerirá el desarrollo de un protocolo de monitoreo, es decir, un conjunto de condiciones por escrito que especifiquen cómo, qué, cuándo, dónde y por qué del monitoreo. Esto incluye lo siguiente:

1. ¿Cuál es la pregunta de monitoreo?
Por ejemplo, ¿cuál es la población de grullas en el área protegida? ¿Dicha población está cambiando?
2. ¿Cuál es la variable ecológica a medir y cómo se relaciona con la pregunta de monitoreo? Por ejemplo, una forma fácil de determinar el número de grullas podría ser con recuentos de grullas en la primavera, cuando las aves llegan a reproducirse, ya que son muy fáciles de ver y de contar en ese momento.
3. ¿Qué certeza es necesaria para detectar el cambio? Esta es una pregunta de gestión y de estadística. Por ejemplo, si se hace un recuento de las grullas durante dos días cada primavera, solo sería posible conocer la población con una variación de más o menos el 20%. Por lo tanto, de acuerdo con la frecuencia de muestreo, el administrador no podrá detectar cambios anuales, a menos que sean superiores al 20%. Sin embargo, si la grulla es una especie amenazada, es posible que el administrador quiera saber si la población está cambiando con una certidumbre superior al 20%. Este análisis de la capacidad de detectar cambios se denomina “análisis de poder”. Pueden encontrarse guías para esto en la mayoría de los textos de estadística, al igual que en línea o con un estadista (por ejemplo, Ellis, 2010). Casi siempre existe un equilibrio entre el nivel de certeza para detectar el cambio y el costo de un programa de monitoreo.



Los administradores de parques utilizan cerramientos para el monitoreo a largo plazo con el fin de determinar los impactos de las especies introducidas, como los caballos salvajes en el Parque Nacional Alpino en Victoria, Alpes Australianos

Fuente: Ian Pulsford

Métodos de campo

Debe tenerse por escrito un conjunto claro de métodos para detectar cambios. De acuerdo con el ejemplo anterior de la grulla, los métodos deben especificar todos los detalles requeridos para un conteo de primavera, incluidos a dónde ir, cuándo contar, si deben contarse los juveniles por separado de los adultos, y así sucesivamente. Esta sección de métodos debe ser muy específica para que los métodos puedan ser repetidos fácilmente por los diferentes observadores.

Recopilación y almacenamiento de datos

Esta parte de un protocolo incluye cómo se recabarán los datos, cómo se almacenarán y qué controles de calidad son necesarios. Por ejemplo, puede haber una hoja de datos de campo para los recuentos de grullas con todos los metadatos (nombre del observador, fecha, ubicación, etc.) y también con los datos del recuento real. La hoja de datos entonces se ingresará en un almacenaje de archivos (tal vez se copie para tener una

copia de respaldo) o se digitará en una hoja de cálculo o en una base de datos informática. Un buen protocolo incluiría normas de control de calidad para garantizar que las observaciones se transfieran correctamente de la hoja de trabajo de campo a la computadora. El control de calidad también puede incluir una persona independiente que verifique los números.

Análisis de datos

Un protocolo debe especificar cómo se analizará un conjunto de mediciones, incluidos los métodos estadísticos y las formas de determinar la significancia del hallazgo. De nuevo con el ejemplo de las grullas, si diez años de datos mostraron con una confianza del 95% que las grullas estaban disminuyendo a una tasa del 2% anual, ¿esto conduciría a una acción de gestión?

Otros requerimientos

Los elementos finales de un protocolo deben garantizar que se consideren todos los otros factores para el éxito. Esto incluye capacitación, equipos especializados,

permisos de investigación y comunicaciones. Por consiguiente, es posible que todo el personal de campo involucrado en un recuento de grullas requiera de capacitación para diferenciar con éxito a los machos de las hembras o a los juveniles de los adultos.

Interpretación de los resultados del monitoreo: algunas consideraciones generales

Analizar e interpretar los datos recopilados de un programa de monitoreo son quizás las partes más difíciles de monitorear la biodiversidad y los procesos del ecosistema. Esto se ha vuelto aún más difícil en el contexto actual del cambio climático y la exposición generalizada a especies invasoras.

Muy pocas veces está totalmente claro el nivel de una medición elegida en un ecosistema saludable. No obstante, los siguientes pasos ayudarán a dar sentido a las observaciones:

- Haga preguntas claras de monitoreo.
- Asegúrese de que el diseño del monitoreo puede responder a estas preguntas.
- Elija indicadores que sean simples y repetibles, y que se interpreten de la misma manera por diferentes observadores.
- Resuma las respuestas a estas preguntas de monitoreo y haga una recomendación si deben tomarse medidas.

Hay algunas preguntas básicas que pueden hacerse sobre los resultados del monitoreo a una especie característica o a un proceso ecológico.

1. ¿Es alto o bajo dentro del rango de valores posibles?
2. ¿Está cambiando? Si está cambiando, ¿el cambio está en la dirección deseada? (por ejemplo, un aumento en la abundancia de las especies objetivo o una reducción de las especies invasoras). Con frecuencia el monitoreo se centra más en las tendencias que en los números absolutos.
3. ¿Los resultados están afectados por amenazas conocidas a la conservación? (Tabla 21.1)
4. ¿El resultado se ve afectado por las interacciones con otras especies o procesos?

Para responder estas preguntas, los administradores necesitan un diseño de monitoreo. Todo programa de monitoreo hace una serie de suposiciones sobre el área de la reserva que será afectada, los cambios que pueden detectarse y los niveles de certeza. Un estadista o un científico pueden ayudar a nombrar estas suposiciones

y fortalecer el diseño. Se brinda cierta orientación sobre el número mínimo de observaciones necesarias para responder a ciertas preguntas (Tabla 21.3).

El monitoreo solo es útil si los resultados se analizan, evalúan e integran en la acción de gestión para el seguimiento. La Tabla 21.3 recomienda algunos tamaños mínimos de muestra para detectar diferencias bastante obvias en un ecosistema. Cada diseño en la tabla asume una probabilidad del 20% de un resultado falso positivo y una probabilidad del 20% de un resultado falso negativo.

En general, el análisis de los datos para responder a la pregunta “¿las acciones de manejo fueron eficaces?” es más fácil de abordar que el monitoreo de la condición. En lugar de preguntarse qué “debería” hacer un ecosistema, el administrador pregunta si este hizo lo que se esperaba después de un tratamiento específico de manejo. Con frecuencia es importante enmarcar la cuestión de la eficacia en el marco temporal de la gestión práctica, cualquiera sea la expectativa de vida de las especies involucradas o la velocidad de los procesos, porque en la gestión de áreas protegidas el financiamiento de proyectos suele ser a corto plazo y, por lo tanto, requiere de medidas del éxito a corto plazo. No obstante, debido a que los ecosistemas tienen retrasos en el tiempo de respuesta, el

Cuadro 21.5 Encontrar un repositorio para almacenar la información de monitoreo

Es posible que muchos gobiernos u ONG ya tengan un catálogo de datos abiertos en el que puedan publicarse datos (por ejemplo, datacatalogs.org). También puede haber un sitio web interno en el que se publique información para el acceso del personal.

También hay varios repositorios específicamente para áreas protegidas y conservación. La Infraestructura Mundial de Información sobre Biodiversidad (Global Biodiversity Information Facility, GBIF) es una infraestructura internacional de datos abiertos para la información sobre biodiversidad. Esta permite que cualquier persona, en cualquier lugar, tenga acceso a datos sobre todos los tipos de vida en la Tierra, los cuales se comparten a través de las fronteras nacionales gracias a Internet.

Planeta Protegido es un sitio web dinámico (www.protectedplanet.net) organizado por el CM-VC-PNUMA, que busca describir las áreas protegidas del mundo. La Red Abierta de Parques es una fuente de conocimiento para los profesionales de parques, la cual alberga archivos digitalizados e información difícil de encontrar (OPM, 2014).

Tabla 21.3 Directrices generales sobre el número de observaciones requeridas para detectar tendencias

¿Qué desea detectar?	Análisis y tamaño del efecto	Número de muestras
Un año inusual	Prueba <i>t</i> de una muestra; diferencia de una desviación estándar entre un año inusual y el promedio anterior	Siete observaciones anuales
Una tendencia en el tiempo	Prueba <i>z</i> de una muestra; un fuerte coeficiente de correlación $> 0,7$	Nueve observaciones independientes durante un período
Un cambio en el valor promedio	Prueba <i>t</i> pareada; una diferencia promedio entre medidas repetidas en los mismos sitios o individuos que equivalen a la mitad de la desviación estándar en los datos	Diecinueve observaciones repetidas en cada uno de dos años
Una diferencia entre dos tratamientos	Pruebas <i>t</i> de dos muestras; una diferencia de la mitad de la desviación estándar en los datos entre los valores promedio de dos tratamientos	37 observaciones en cada tratamiento

Fuente: Stephen McCanny

monitoreo de la eficacia también debería tener medidas a más largo plazo en relación con el programa de monitoreo de la condición para el área protegida.

Los objetivos para el monitoreo de la eficacia pueden ser las expectativas claras de los impactos, el porcentaje del área tratada con éxito o el tamaño poblacional de la especie que se alcanzó. Estos objetivos previstos deberían representar una respuesta del ecosistema en lugar de una medida del esfuerzo aplicado. Por lo general, el logro de estos objetivos requiere menos atención a los supuestos estadísticos, que son muy importantes en el monitoreo de la condición.

Registro a largo plazo de las observaciones de monitoreo

La información de monitoreo debe almacenarse en un lugar de fácil acceso, debe estar segura a largo plazo y debe estar debidamente documentada. La mayoría de las organizaciones de áreas protegidas se beneficiarían de un mejor manejo de los datos. A largo plazo, muchas observaciones se pierden o no tienen los metadatos adecuados. Existen estándares formales de metadatos que describen lo que debe ir junto con la información recopilada, incluida la forma en que se recopiló, quién la recopiló, los métodos exactos utilizados, las ubicaciones, etc. Los metadatos son tan importantes como el dato en sí mismo. Un estándar común de metadatos para los datos de biodiversidad es *Darwin Core*, el cual está disponible en línea (Wieczorek *et al.*, 2012). *Darwin Core* es simplemente una lista de verificación de cosas

que deberían estar en los metadatos, como la fecha, el nombre de la especie y las coordenadas geográficas. Hay muchísimos datos que no son útiles simplemente porque faltan los metadatos.

Las observaciones recurrentes de los administradores de áreas protegidas y de los pueblos indígenas pueden traducirse en estándares de manejo de datos que fortalezcan la comprensión del área protegida a lo largo del tiempo. Las claves para el monitoreo incluyen:

1. Protocolos de monitoreo claros que mantengan una técnica de medición consistente a través del tiempo, las ubicaciones y los observadores.
2. Almacenamiento de datos accesible que mueva las observaciones al dominio público. Es importante encontrar un repositorio adecuado (Cuadro 21.5).

El objetivo de preservar los datos a largo plazo no es publicar los datos de monitoreo junto con su protocolo. Para garantizar la accesibilidad de los datos de monitoreo a largo plazo (cincuenta a cien años) se tendrá que prestar atención a los cambios en los medios electrónicos. La información electrónica, al igual que los archivos en papel, debe estar bajo custodia. Asimismo, esta se enfrenta al riesgo adicional de ser eliminada por procedimientos defectuosos para hacer copias de respaldo. La mejor manera de asegurar que los datos de monitoreo sobrevivan es garantizar que tengan un uso regular y sean actualizados por las organizaciones de conservación.

Conclusión

La gestión y manejo de áreas protegidas es un trabajo cada vez más complejo que requiere una buena comprensión de la ecología del lugar, así como algunos fundamentos sobre cómo funcionan los ecosistemas. A continuación, se resumen los mensajes clave de este capítulo para los administradores de áreas protegidas.

1. Las áreas protegidas, como ecosistemas, tienen tanto biodiversidad como funciones de soporte del ecosistema. Los dos están conectados y se afectan entre sí. No es posible administrar solo para una especie o un tipo de ecosistema, sin considerar también los procesos ecológicos que los soportan.
2. El monitoreo de la condición del ecosistema y las acciones de manejo es una parte fundamental de la gestión de áreas protegidas. Los sistemas de monitoreo deben hacer parte del marco de gestión general de un área protegida. Un sistema de monitoreo debe basarse en una comprensión fundamental de la estructura y la función del ecosistema.
3. La ciencia aplicada de la biología de la conservación ofrece una gama de herramientas y enfoques bien desarrollados para la gestión de la biodiversidad en todas las escalas, desde la genética hasta la comunidad ecológica. Los enfoques de gestión de la población son los mejor desarrollados e incluyen consideraciones detalladas para manejar la diversidad genética, las metapoblaciones y la viabilidad.
4. En muchas áreas protegidas es posible y necesaria la gestión de las funciones ecológicas. Un buen ejemplo es el uso de incendios en los ecosistemas adaptados al fuego.
5. Gran parte de la gestión de áreas protegidas se centra en el manejo de amenazas ecológicas. Este capítulo presenta un enfoque formal y estructurado para definir, evaluar y calificar las amenazas ecológicas en las áreas protegidas.

La ciencia que respalda la aplicación de un manejo a la biodiversidad y a la función del ecosistema es abundante y crece todos los días. Si bien este capítulo pretende brindar una visión general de los principios y nociones más importantes, no puede abarcar todas las áreas. Para obtener ayuda en la resolución de los desafíos de gestión en las áreas protegidas, los administradores deben aprovechar la experticia de los voluntarios dentro de las comisiones de la UICN, incluida la Comisión Mundial de Áreas Protegidas.

Referencias



Lecturas recomendadas




- Akçakaya, H.R. y Sjögren-Gulve, P. (2000). Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins*, 9, 9-21.
- Ancorenaz, M.; Hearn, A.J.; Ross, J.; Sollmann, R. y Wilting, A. (2012). *Handbook for Wildlife Monitoring Using Camera Traps*. Sabah, Malasia: BBEC II Secretariat, Natural Resources Office, Chief Ministers Department.
- Ashton, D.H. (1981). Fire in tall open forests (wet sclerophyll forests). En: A.M. Gill, R.H. Groves y I.R. Noble (eds.). *Fire and the Australian Biota*, pp. 339-366. Canberra: Australian Academy of Science.
- Baker, W.L. (1995). Long-term response of disturbance landscapes to human intervention and global change. *Landscape Ecology*, 10, 143-159.
- Balmford, A.; Carey, P.; Kapos, V.; Manica, A.; Rodrigues, A.S.L.; Scharlemann, J.P.W. y Green, R.E. (2009). Capturing the many dimensions of threat. *Conservation Biology*, 23, 482-487.
- Beissinger, S.R. (2002). Population viability analysis: past, present, future. En: S.R. Beissinger y D.R. McCullough (eds.). *Population Viability Analysis*, pp. 5-17. Chicago: University of Chicago Press.
- McCullough, D.R. (eds.). (2002). *Population Viability Analysis*. Chicago: University of Chicago Press.
- Benz, C. (1996). Evaluating attempts to reintroduce sea otters along the California coastline. *Endangered Species Update*, 13, 31-35.
- Bouzat, J.L.; Cheng, H.H.; Lewin, H.A.; Westemeier, L.; Brawn, J.D. y Paige, K.N. (1998). Genetic evaluation of a demographic bottleneck in the greater prairie chicken. *Conservation Biology*, 12, 836-843.
- Johnson, J.A.; Toepfer, J.E.; Simpson, A.; Esker, T.L. y Westemeier, R.L. (2009). Beyond the beneficial effects of translocations as an effective tool for the genetic restoration of isolated populations. *Conservation Genetics*, 10, 191-201.

- Boyce, M.S. y Daley, D.J. (1980). Population tracking of fluctuating environments and natural selection for tracking ability. *American Naturalist*, 115(4), 480-491.
- Bruner, A.G.; Gullison, R.E.; Rice, R.E. y Fonseca, G.A.B. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291, 25-128.
- Burns, C.E.; Johnston, K.M. y Schmitz, O.J. (2003). Global climate change and mammalian species diversity in US national parks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100, 11.474-11.477.
- Butchart, S.H.M. *et al.* (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164-1168.
- Cairns, J. (1977). Quantification of biological integrity. En: R.K. Ballentine y L.J. Guarraia (eds.). *The Integrity of Water*. Washington D.C.: US EPA Office of Water and Hazardous Materials, US Government Printing Office.
- Campbell, A.; Kapos, V.; Lysenko, I.; Scharlemann, J.P.W.; Dickson, B.; Gibbs, H.K.; Hansen, M. y Miles, L. (2008). *Carbon Emissions from Forest Loss in Protected Areas*. Cambridge: UNEP-WCMC.
- Cardinale, B.J.; Duffy, J.E.; Gonzalez, A.; Hooper, D.U.; Perrings, C.; Venail, P.; Narwani, A.; Mace, G.M.; Tilman, D.; Wardle, D.A.; Kinzig, A.P.; Daily, G.C.; Loreau, M.; Grace, J.B.; Larigauderie, A.; Srivastava, D.S. y Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67.
- Carvalho, L.G.; Seymour, C.L.; Veldtman, R. y Nicolson, S.W. (2010). Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, 47, 810-820.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63, 215-244.
- Chan, K.M.; Shaw, M.R.; Cameron, D.R.; Underwood, E.C. y Daily, G.C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4(11), e379.
- Chapman, C.A.; Lawes, M.J.; Naughton-Treves, L. y Gillespie, T. (2003). Primate survival in community-owned forest fragments: are metapopulation models useful amidst intensive use? En: L.K. Marsh (ed.). *Primates in Fragments: Ecology and conservation*, pp. 63-78. Nueva York: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Clark, S.; Bolt, K. y Campbell, A. (2008). *Protected areas: an effective tool to reduce emissions from deforestation and forest degradation in developing countries*. Cambridge: Working Paper, UNEP-WCMC.
- Clevenger, A.P. y Sawaya, M.A. (2010). Piloting a non-invasive genetic sampling method for evaluating population-level benefits of wildlife crossing structures. *Ecology and Society*, 15, 7.
- Ford, A.T. y Sawaya, M.A. (2009). *Banff wildlife crossings project: integrating science and education in restoring population connectivity across transportation corridors*. Reporte final. Columbia Británica: Parks Canada Agency, Radium Hot Springs.
- Conservation Measures Partnership (CMP). (2005). *Taxonomies of Direct Threats and Conservation Actions*. Washington D.C.: Conservation Measures Partnership.
-  (2013). *The Open Standards for the Practice of Conservation*. Conservation Measures Partnership. Wviationmeasures.org
- Convention on Biological Diversity (CBD). (2004). *Programme of Work on Protected Areas*. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Recuperado de: www.cbd.int/programmes/pa/pow-goals-alone.pdf
- Corlatti, L.; Hacklaender, K. y Frey-Roos, F. (2009). Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23, 548-556.
- Daily, C. (ed.). (1997). *Natures Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press.
- Deguisse, I.E. y Kerr, J. (2006). Protected areas and prospects for endangered species conservation in Canada. *Conservation Biology*, 20(1), 48-55.

- Di Minin, E.; Hunter, L.T.; Balme, G.A.; Smith, R.J.; Goodman, P.S. y Slotow, R. (2013). Creating larger and better connected protected areas enhances the persistence of big game species in the Maputaland-Pondoland-Albany biodiversity hotspot. *PLoS ONE*, 8, e71788.
-  Dudley, N. (ed.). (2008). *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland: IUCN WCPA.
- Dufrene, M. y Legendre, P. (1977). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345-366.
- Duggins, D.O. (1980). Kelp beds and sea otters: an experimental approach. *Ecology*, 61, 447-453.
- Edwards, C.J. y Regier, H.A. (eds.). (1990). *An Ecosystem Approach to the Integrity of the Great Lakes in Turbulent Times*, Special Publication 90-4. Ann Arbor, Estados Unidos: Great Lakes Fishery Commission.
- Ellis, P.D. (2010). *The Essential Guide to Effect Sizes: An introduction to statistical power, meta-analysis and the interpretation of research results*. Cambridge: Cambridge University Press.
-  Ervin, J. (2002). *WWF Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management (RAPAM) Methodology*. Gland: WWF.
- Estes, J.A.; Terborgh, J.; Brashares, J.S.; Power, M.E.; Berger, J.; Bond, W.J. y Wardle, D.A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306.
- Fagan, W.F. y Holmes, E.E. (2006). Quantifying the extinction vortex. *Ecology Letters*, 9(1), 51-60.
- Ferraro, K.P.J.; Pfaff, A.; Sanchez-Azofeifa, A. y Robalino, J. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Science*, 105(41).
- Firecast. (2014). Firecast Forest and Fire Monitoring and Alert System for the Tropics. firealerts.conservacion.org
- Flather, C.H.; Hayward, G.D.; Beissinger, S.R. y Stephens, P.A. (2011). Minimum viable populations: is there a "magic number" for conservation practitioners? *Trends in Ecology and Evolution*, 26(6), 307-316.
- Fortin, D.; Beyer, H.L.; Boyce, M.S.; Smith, D.W.; Duchesne, T. y Mao, J.S. (2005). Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology*, 86, 1320-1330.
- Foundations of Success (FOS). (2014). *Foundations of Success*. Recuperado de: www.fosonline.org/
- Frankham, R. (2005). Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126, 131-140.
- Freedman, B. y Hutchinson, T.C. (1980). Long term effects of smelter pollution at Sudbury, Ontario, on surrounding forest communities. *Canadian Journal of Botany*, 58, 2123-2140.
- Gaston, K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405, 220-227.
-  Geldmann, J.; Barnes, M.; Coad, L.; Craigie, I.D.; Hockings, M. y Burgess, N.D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230-238.
- Gilchrist, G.; Mallory, M. y Merkel, F. (2005). Can local ecological knowledge contribute to wildlife management? Case studies of migratory birds. *Ecology and Society*, 10, 20.
- Gilpin, M.E. y Soulé, M.E. (1986). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland, Estados Unidos: Sinauer Associates.
- Gitzen, R.A.; Millsaugh, J.J.; Cooper, A.B. y Licht, D.S. (eds.). (2012). *Design and Analysis of Long-Term Ecological Monitoring Studies*. Nueva York: Cambridge University Press.
- Gurd, D.B.; Nudds, T.D. y Rivard, D.H. (2001). Conservation of mammals in eastern North American wildlife reserves: how small is too small? *Conservation Biology*, 15, 1355-1363.
- Hall, J.A. y Fleischman, E. (2010). Demonstration as a means to translate conservation science into practice. *Conservation Biology*, 24, 120-127.
- Hansen, M.C.; Stehman, S.V.; Potapov, P.V.; Loveland, T.R.; Townshend, J.R.G.; de Fries, R.S.; Pittman, K.W.; Arunarwati, B.; Stolle, F.; Steininger, M.K.; Carroll, M. y di Miceli, C. (2008). Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. Doi:10.1073/pnas.0804042105

- Hanski, I. y Simberloff, D. (1997). The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. En: I. Hanski and M.E. Gilpin (eds.). *Metapopulation Biology: Ecology, genetics, and evolution*, pp. 5-26. San Diego: Academic Press.
- Hebblewhite, M.; White, C.A.; Nietvelt, C.G.; McKenzie, J.; Hurd, T.E.; Fryxell, J.M.; Bayley, S.E. y Paquet, P. (2005). Human activity mediates a trophic cascade caused by wolves. *Ecology*, 86, 2135-2144.
- Heywood, V.H. (ed.). (1995). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hooper, D.U.; Adair, E.C.; Cardinale, B.J.; Byrnes, J.E.K.; Hungate, B.A.; Matulich, K.L.; Gonzalez, A.; Duffy, J.E.; Gamfeldt, L. y O'Connor, M.I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486, 105-108.
- Hughes, A.R.; Inouye, B.D.; Johnson, M.T.; Underwood, N. y Vellend, M. (2008). Ecological consequences of genetic diversity. *Ecology Letters*, 11, 609-623.
- International Joint Commission. (1978). *Revised Great Lakes Water Quality Agreement of 1978*. Estados Unidos y Canada: International Joint Commission.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2001). *IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1*. Gland: Species Survival Commission, IUCN.
- (2005a). *Conservation Actions Authority File. Version 1.0*. Cambridge: IUCN Species Survival Commission. Recuperado de: iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/AuthorityF/consactions.rtf
- (2005b). *Threats Authority File. Version 2.1*. Cambridge: IUCN Species Survival Commission. Recuperado de: iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/AuthorityF/threats.rtf
- (2006). *Habitats Authority File. Version 1.0*. Cambridge: IUCN Species Survival Commission. Recuperado de: iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/AuthorityF/habitats.rtf
- Janzen, D. (1999). Gardenification of tropical conserved wildlands: multitasking, multicropping and multiusers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96, 5987-5994.
- Klijn, F. (1994). Ecosystem classification for environmental management. *Ecology and Environment*, 2, 85-116.
- de Haes, H.A.U. (1994). *A Hierarchical Approach to Ecosystems and its Implications for Ecological Land Classification*. Berlín: Springer.
- Landres, P.B.; Verner, J. y Thomas, J.W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species. *Conservation Biology*, 2, 316-328.
- Landry, M.; Thomas, V.G. y Nudds, T.D. (2001). Sizes of Canadian national parks and the viability of large mammal populations: policy implications. *George Wright Forum*, 18(1), 13-23.
- Le Saout, S.; Hoffmann, M.; Shi, Y.; Hughes, A.; Bernard, C.; Brooks, T.M.; Bertzky, B.; Butchart, S.H.M.; Stuart, S.N.; Badman, T. y Rodrigues, A.S.L. (2013). Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science*, 15, 803-805.
- Levins, R. (1970). Extinction. *Lectures on Mathematics in the Life Sciences*, 2, 75-107.
- Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S. y Reiners, W.A. (1978). Recovery of a deforested ecosystem. *Science*, 199, 492-496.
- Lindenmayer, D.B. (2009). *Forest Pattern and Ecological Process: A synthesis of 25 years of research*. Melbourne: CSIRO Publishing.
- Franklin, J.F. (2002). *Conserving Forest Biodiversity: A comprehensive multiscaled approach*. Washington D.C.: Island Press.
- Lichens, G.F. (2010). *Effective Ecological Monitoring*. Melbourne: CSIRO Publishing.
- Hobbs, R.J.; Likens, G.E.; Krebs, C. y Banks, S.C. (2011). Newly discovered landscape traps produce regime shifts in wet forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 15.887-15.891.
- Mackey, B.G.; Mullen, I.C.; McCarthy, M.A.; Gill, A.M.; Cunningham, R.B. y Donnelly, C.F. (1999). Factors affecting stand structure in forests. Are there climatic and topographic determinants? *Forest Ecology and Management*, 123, 55-63.
- McCullough, D.R. (ed.). (1996). *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Washington D.C.: Island Press.

- MacKinnon, J.; MacKinnon, K.; Child, G. y Thorsell, J. (1986). *Managing Protected Areas in the Tropics*. Cambridge: IUCN y UNEP.
- MacKinnon, K. (2005). Parks, peoples and policies: conflicting agendas for forests in Southeast Asia. En: E. Bermingham, C.W. Dick y C. Moritz (eds.). *Tropical Rainforests: Past, present and future*, pp. 558-582. Chicago: University of Chicago Press.
- Hatta, G.; Halim, H. y Mangalik, A. (1996). *The Ecology of Kalimantan: Indonesian Borneo*. Singapur: Periplus.
- Margoluis, R. y Salafsky, N. (1998). *Measures of Success: Designing, managing, and monitoring conservation and development projects*. Washington D.C.: Island Press.
-  Margules, C.R. y Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Martin, L. (1990). Flying foxes of the Brisbane River. En: P. Davie, E. Stock and D. Low Choy (eds.). *The Brisbane River: A source-book for the future*. Brisbane, Australia: Australian Littoral Society in association with the Queensland Museum.
- Mattila, H.R. y Seeley, T.D. (2007). Genetic diversity in honey bee colonies enhances productivity and fitness. *Science*, 317(5836), 362-364.
- Mills, L.S.; Soulé, M.E. y Doak, D.F. (1993). The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*, 43(4), 219-224.
-  Miradi. (2007). Miradi Adaptive Management Software for Conservation Projects. www.miradi.org
- Murphy, C. y Robertson, A.W. (2000). *Preliminary Study of the Effects of Honey Bees (Apis mellifera) in Tongariro National Park*. Wellington, Nueva Zelanda: New Zealand Department of Conservation.
- National Parks Service (NPS). (2006). *US National Parks Service Management Policies: The guide to managing the national park system*. Washington D.C.: US National Parks Service. Recuperado de: www.nps.gov/policy/mp/chapter4.htm
- (2014). *US National Parks Service Inventory and Monitoring Program*. Washington D.C.: US National Parks Service. Recuperado de: science.nature.nps.gov/im/
- Nel, P. (1997). *Conservation and Management of Biodiversity in Protected Areas in the North West Province*. Mafikeng, Sudáfrica: Conservation Management Division, North West Parks and Tourism Board, Recuperado de: www.cbd.int/doc/meetings/nbsap/nbsapcbw-seafr-01/other/nbsapcbw-seafr-01-nwptb-pa-en.pdf
- Newmark, W.D. (1995). Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conservation Biology*, 9, 512-526.
- Niemi, G.J. y McDonald, M.E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35, 89-111.
- Noss, R.F. (1983). A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33(11), 700-706.
- (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364.
- Oakley, K.L.; Thomas, L.P. y Fancy, S.G. (2003). Guidelines for long-term monitoring protocols. *Wildlife Society Bulletin*, 31, 1000-1003.
- O'Brien, T. (2014). *Camera Traps for Conservation: Monitoring protected area investment*. Londres: Zoological Society of London.
- Ojeda, V.S.; Suarez, M.L. y Kitzberger, T. (2007). Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for magellanic woodpeckers. *Austral Ecology*, 32(4), 436-445.
- Ollerton, J.; Winfree, R. y Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120, 321-326.
-  Olson, D.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.D.; Burgess, N.D.; Powell, G.V.N.; Underwood, E.C.; dAmico, J.A.; Itoua, I.; Strand, H.; Morrison, J.C.; Loucks, C.J.; Allnutt, T.; Ricketts, T.H.; Kura, Y.; Lamoreux, J.F.; Wettengel, W.W.; Hedao, P. y Kassem, K.R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience*, 51, 933-938.
- Open Parks Network (OPM). (2014). Open Parks Network. openparksnetwork.org/
- Pacioni, C.; Wayne, A.D. y Spencer, P.B.S. (2011). Effects of habitat fragmentation on population structure and long-distance gene flow in an endangered marsupial: the woylie. *Journal of Zoology*, 283, 98-107.

- Paine, R.T. (1969). A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist*, 103, 91-93.
- Patrick, R. (1967). Diatom communities in estuaries. *American Association for the Advancement of Science*, 83, 311-315.
- Pechmann, H.K.; Scott, D.E.; Semlitsch, R.D.; Caldwell, I.P.; Vitt, L. y Gibbons, J.W. (1991). Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253, 892-895.
- Pimentel, D.; Westra, L. y Noss, R. (eds.). (2000). *Ecological Integrity: Integrating environment, conservation, and health*. Washington D.C.: Island Press.
- Pimm, S.L. (1982). *Food Webs*. Londres: Chapman y Hall.
- Project Noah. (2014). A Tool to Explore and Document Wildlife and a Platform to Harness the Power of Citizen Scientists Everywhere, Project Noah. www.projectnoah.org
- Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. En: H. Synge (ed.). *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*, pp. 205-217. Hoboken, Estados Unidos: John Wiley & Sons.
- Raessly, E.J. (2001). Progress and status of river otter reintroduction projects in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 856-862.
- Rafferty, C. y Pacioni, C. (2012). Woodland reserve, Whiteman Park: a case study in the conservation value of post-care animals. Australian Wildlife Rehabilitation Conference, Townsville, Queensland. Recuperado de: www.awrc.org.au/uploads/5/8/6/6/5866843/rafferty_pacioni_value_post_care_2012.pdf
- Ripple, W.J.; Larsen, E.J.; Renkin, R.A. y Smith, D.W. (2001). Trophic cascades among wolves, elk, and aspen on Yellowstone National Parks northern range. *Biological Conservation*, 102, 227-234.
- Rivard, D.H.; Poitevin, J.; Plasse, D.; Carleton, M. y Currie, D.J. (2000). Changing species richness and composition in Canadian national parks. *Conservation Biology*, 14, 1099-1109.
- Salafsky, N. y Margoluis, R. (1999). Threat reduction assessment: a practical and cost-effective approach to evaluating conservation and development projects. *Conservation Biology*, 13, 830-841.
- Butchart, S.H.M.; Salzer, D.; Stattersfield, A.J.; Neugarten, J.; Hilton-Taylor, C.; Collen, B.; Master, L.; O'Connor, S. y Wilkie, D. (2009). Pragmatism and practice in classifying threats: reply to Balmford *et al.* *Conservation Biology*, 23, 488-493.
- Salzer, D.; Ervin, J.; Boucher, T. y Ostlie, W. (2003). *Conventions for Defining, Naming, Measuring, Combining, and Mapping Threats in Conservation: An initial proposal for a standard system*. Conservation Measures Partnership. Recuperado de: www.conservationmeasures.org
- Salzer, D.; Stattersfield, A.J.; Hilton-Taylor, C.; Neugarten, R.; Butchart, S.H.M.; Collen, B.; Cox, N.; Master, L.L.; O'Connor, S. y Wilkie, D. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, 22, 897-911.
- Sawaya, M.A.; Clevenger, A.P. y Kalinowski, S.T. (2013). Demographic connectivity for ursid populations at wildlife crossing structures in Banff National Park. *Conservation Biology*, 27, 721-730.
- Schulze, E.D. y Mooney, H.A. (1993). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Nueva York: Springer Verlag.
- Shaffer, M. (1978). Determining minimum viable population sizes: a case study of the grizzly bear (*Ursus arctos*). [Tesis doctoral]. Durham, Estados Unidos: Duke University.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83, 247-257.
- Soulé, M.E. y Simberloff, D. (1986). What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 35, 19-40.
-  Spalding, M.D.; Fox, H.E.; Allen, G.R.; Davidson, N.; Ferdaña, Z.A.; Finlayson, M.; Halpern, B.S.; Jorge, M.A.; Lombana, A.; Lourie, S.A.; Martin, K.D.; McManus, E.; Molnar, J.; Recchia, C.A. y Robertson, J. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience*, 57, 573-583.
- Steege, H. *et al.* (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, 342, 1243092.
- Stokes, M. (2012). Population ecology at work: managing game populations. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 5.



The Nature Conservancy (TNC). (2000).

The Five-S Framework for Site Conservation: A practitioners handbook for site conservation planning and measuring conservation success. Vol. 1, 2ª ed. Arlington, Estados Unidos: The Nature Conservancy.



(2007). *Conservation Action Planning: Developing strategies, taking action and measuring success at any scale.* Arlington, Estados Unidos: The Nature Conservancy.

Tilman, D. y Kareiva, P.M. (eds.). (1997). *Spatial Ecology: The role of space in population dynamics and interspecific interactions.* Vol. 30. Princeton, Estados Unidos: Princeton University Press.

Tingley, M.W.; Estes, L.D. y Wilcove, D.S. (2013). Climate change must not blow conservation off course. *Nature*, 500, 271-272.

Traill, L. W.; Brook, B.W.; Frankham, R.R. y Bradshaw, C.J. (2010). Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation*, 143, 28-34.

Tucker, C.J.; Pinzon, J.E.; Brown, M.E.; Slayback, D.A.; Pak, E.W.; Mahoney, R.; Vermote, E.F. y El Saleous, N. (2005). An extended AVHRR 8-km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 4485-4498.

Udvardy, M.D.F. (1975). *A classification of the biogeographical provinces of the world.* IUCN Occasional Paper No. 18. Gland: IUCN.

Underwood, A.J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4, 3-15.

Van der Ree, R.; Heinze, D.; McCarthy, M. y Mansergh, I. (2009). Wildlife tunnel enhances population viability. *Ecology and Society*, 14(2). Recuperado de: www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art7/

Watson, L.H.; Odendaal, H.E.; Barry, T.J. y Pietersen, J. (2005). Population viability of Cape mountain zebra in Gamka Mountain Nature Reserve, South Africa: the influence of habitat and fire. *Biological Conservation*, 122, 173-180.

Westemeier, R.L.; Brawn, J.D.; Simpson, S.A.; Esker, T.L.; Jansen, R.W.; Walk, J.W.; Kershner, E.L.; Bouzat, J.L. y Paige, K.N. (1998). Tracking the long-term decline and recovery of an isolated population. *Science*, 282, 1695-1698.

Westman, W.E. (1990). Managing for biodiversity. *Bioscience*, 40, 26-33.

White, C.A. y Fisher, W. (2007). Ecological restoration in the Canadian Rocky Mountains: developing and implementing the 1997 Banff National Park Management Plan. En: M. Price (ed.). *Mountain Area Research and Management*, pp. 217- 42. Londres: Earthscan.

Hurd, T.E.; Hebblewhite, M. y Pengelly, I.R. (2007). Mitigating fire suppression, highway and habitat fragmentation effects in the Bow Valley ecosystem, Banff National Park: preliminary evaluation with a before-after-control-impact (BACI). design with path analysis. Artículo presentado en Monitoring the Effectiveness of Biological Conservation Conference, Richmond, British Columbia, noviembre 2-4, 2004. Recuperado de: www.forrex.org/events/mebc/papers.html

Olmsted, C.E. y Kay, C.E. (1998). Aspen, elk, and fire in the Rocky Mountain national parks of North America. *Wildlife Society Bulletin*, 26, 449-462.

Whyte, I.J. (2001). Headaches and heartaches - the elephant management dilemma. En: D. Schmidtz y E. Willot (eds.). *Environmental Ethics: Introductory readings*, pp. 293-305. Nueva York: Oxford University Press.

Wieczorek, J.; Bloom, D.; Guralnick, R.; Blum, S.; Döring, M.; de Giovanni, R.; Robertson, T. y Viegals, D. (2012). Darwin Core: an evolving community-developed biodiversity data standard. *PLoS ONE*, 7(1), e29715. Doi:10.1371/journal.pone.0029715

Wildlife Conservation Society (WCS). (2002). Using conceptual models to set conservation priorities. *Living Landscapes Bulletin*, 5, 1-4.

Williams, W.T. (1980). Air pollution disease in the Californian forests: a base line for smog disease on ponderosa and Jeffery pines in the Sequoia and Los Padres National Forests, California. *Environmental Science y Technology*, 14, 179-182.

Woodley, S. (1993). Monitoring and measuring ecosystem integrity in Canadian national parks. En: S.J. Woodley, G. Francis y J. Kay (eds.). *Ecosystem Integrity and the Management of Ecosystems*, pp. 155-716. Delray Beach, Estados Unidos: St Lucie Press.



(2010). Ecological integrity: a framework for ecosystem-based management. En: D.N. Cole y L. Yung (eds.). *Beyond Naturalness: Rethinking park and wilderness stewardship in an era of rapid change*, pp. 106-125. Washington D.C.: Island Press.

Bertzky, B.; Crawhall, N.; Dudley, N.; Londoño, J.M.; MacKinnon, K.; Redford, K. y Sandwith, T. (2012). Meeting Aichi Target 11: what does success look like for protected area systems? *PARKS*, 18(1), 23-36.

Francis, G. y Kay, J. (eds.). (1993). *Ecosystem Integrity and the Management of Ecosystems*. Boca Ratón, Estados Unidos: St Lucie Press.

Woodwell, G.E. (1970). Effects of pollution on the structure and physiology of ecosystems. *Ambio*, 11, 143-148.

World Checklist of Selected Plant Families (WCSP). (2008). *World Checklist of Selected Plant Families*. Kew, Reino Unido: The Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens. Recuperado de: www.kew.org/wcsp

World Resources Institute (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity synthesis*. Washington D.C.: World Resources Institute.

Este texto se tomó de *Protected Area Governance and Management*, editado por Graeme L. Worboys, Michael Lockwood, Ashish Kothari, Sue Feary e Ian Pulsford, publicado en 2019 por ANU Press, Universidad Nacional de Australia, Canberra, Australia.

La reproducción de esta publicación de ANU Press con fines educativos u otros fines no comerciales está autorizada sin el permiso previo por escrito del titular de los derechos de autor, siempre y cuando se indique claramente la fuente. La reproducción de esta publicación para su reventa u otros fines comerciales está prohibida sin el permiso previo por escrito del titular de los derechos de autor.

doi.org/10.22459/GGAP.2019.21