

INTRODUCCIÓN A LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Karen D. Holl

Traducción de Omayra Toro y Paula Meli

CopIt-arXives
Publishing Open Access
with an Open Mind
2023

Este libro contiene material protegido por leyes de autor

Todos los derechos reservados © Karen D. Holl 2023.

Publicado electrónicamente en México, por CopIt-arXives.

Obra editada por Karen D. Holl, Josie Lesage, Omayra Toro, Paula Meli, Eduardo Vizcaya y Octavio Miramontes.

Fotografía de portada: Andy Kulikowski, Costa Rica.

Traducción: Omayra Toro y Paula Meli.

Introducción a la restauración ecológica

[Autor] [K. D. Holl] — México CDMX: CopIt-arXives, 2023

Incluye bibliografías e índice

ISBN: 978-1-938128-29-5 ebook

Derechos y permisos

Todo el contenido de este libro es propiedad intelectual de su autora quien, sin embargo, otorga permiso al lector para copiar, distribuir e imprimir sus textos libremente, siempre y cuando se cumpla con lo siguiente: (i) el material no debe ser modificado ni alterado, (ii) la fuente debe ser citada siempre y los derechos intelectuales deben ser atribuidos a su autora, (iii) estrictamente prohibido su uso con fines comerciales.

El contenido y puntos de vista planteados en cada capítulo es responsabilidad exclusiva de la autora y no corresponden necesariamente a los de los editores o a los de ninguna institución, incluidas CopIt-arXives o la UNAM.

Producido con software libre incluyendo L^AT_EX, GIMP y XUBUNTU. Indexado en el catálogo de publicaciones electrónicas de la UNAM y en Google Books.

ISBN: 978-1-938128-29-5 ebook

<https://copitarxives.fisica.unam.mx>

Este libro ha pasado por revisión de pares

CopIt-arXives

Cd. de México - Cuernavaca - Madrid - Curitiba
Viçosa - Washington DC - Mallorca - Oxford

Traducido con el apoyo de
CONSERVATION INTERNATIONAL

Publicado con el apoyo de la
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Instituto de Física

ÍNDICE

PREFACIO	1
AGRADECIMIENTOS	3
SOBRE LA AUTORA	5
1. ¿POR QUÉ RESTAURAR LOS ECOSISTEMAS?	6
Motivaciones para la restauración ecológica	7
La restauración como un componente de los esfuerzos de conservación . .	10
Lectura recomendada	11
2. DEFINIENDO RESTAURACIÓN	12
¿Por qué es tan difícil restaurar a un estado histórico?	16
Definición del objetivo histórico y líneas base cambiantes	16
Imposibilidad de controlar la trayectoria de recuperación de los eco- sistemas	17
Falta de recursos y conocimientos	18
Objetivos en conflicto	18
Debate sobre nuevos ecosistemas	19
Definiciones en la práctica	20
Lectura recomendada	21
3. PLANIFICACIÓN DE UN PROYECTO	22
Participación de los interesados	22
El establecimiento de metas	24
Desarrollar un modelo de referencia	28
Análisis de condiciones existentes	30
Consideraciones del plan de diseño	31
Selección de métodos de restauración	31
Planes de contingencia, monitoreo y mantenimiento	32
Permisos	33
Recursos y presupuesto	33
Cronología	34
Implementación	35

Lectura recomendada	37
4. MONITOREO Y MANEJO ADAPTATIVO	38
Ciclo de manejo adaptativo	39
Definir metas claras y objetivos específicos de tiempo limitado	40
Seleccionar parámetros de monitoreo y puntos de activación de acciones enmienda	40
Llevar a cabo una línea base	40
Monitorear, analizar datos y determinar si se necesita una acción correctiva	40
Selección de parámetros y métodos de monitoreo	42
Consideraciones adicionales en el desarrollo de un plan de monitoreo	45
Monitoreo de vigilancia	45
Monitoreo participativo	45
Tiempo y frecuencia	46
Duración	46
Número y distribución espacial de muestras	47
Garantizar el control de calidad	48
Análisis de datos y difusión de resultados	48
Lectura recomendada	49
5. CONOCIMIENTO ECOLÓGICO EN LA RESTAURACIÓN	50
Regímenes de disturbios	52
Implicancias en la restauración	54
Recuperación de perturbaciones	55
Implicaciones de la restauración	57
Procesos ecológicos a gran escala espacial	59
Tamaño del parche de hábitat	60
Aumento de la conectividad del paisaje	62
Implicaciones de la restauración	65
Lectura recomendada	66
6. GEOMORFOLOGÍA E HIDROLOGÍA	67
Geoformología e hidrología	68
Estrategias de restauración	70
Topografía e hidroperiodo de humedales	72
Estrategias de restauración	75
Regímenes hidrológicos y meandros de canal	76
Restauración de regímenes hidrológicos en sistemas acuáticos	79
Restauración de patrones de canales y hábitat ribereño	81
Lectura recomendada	83

7. CALIDAD DE SUELO Y AGUA	84
Biología, química y textura del suelo	85
Restauración de la textura del suelo, ciclo de nutrientes y comunidades microbianas	87
Calidad del agua	91
Restauración de la calidad del agua	92
Acidez	93
Reducir la acidez	94
Químicos tóxicos	95
Limpieza de tóxicos	95
Lectura recomendada	96
8. ESPECIES INVASORAS	97
Cómo se propagan las especies invasoras	98
Rasgos de especies invasoras y ecosistemas propensos a la invasión	98
Por qué las especies invasoras causan problemas a las especies nativas y a los ecosistemas	99
Métodos de erradicación y control de especies Invasoras	104
Eliminación física	105
Control químico	105
Control biológico	106
Manejo del ecosistema para favorecer las especies nativas	106
Controversias sobre el manejo de especies invasoras	107
Lectura recomendada	108
9. REVEGETACIÓN	110
Adaptación de la estrategia de revegetación al sitio	110
Selección de especies para plantar	112
Pautas para la recolección de vegetación	114
Métodos de propagación de plantas	116
Semillas	116
Propagación vegetativa	119
Plantas cultivadas en viveros	120
Trasplante de suelo o plantas	121
Mejorar la supervivencia y el crecimiento de las plantas	121
Preparación del sitio y control de malezas	122
Adaptación de la combinación de especies a las condiciones heterogéneas del sitio	122
Momento de la revegetación	122
Disponibilidad de agua	123
Disponibilidad de nutrientes e introducción de microorganismos beneficiosos	124
Herbivoría	124
Manejo adaptativo continuo	125

Lectura recomendada	125
10. FAUNA	126
Reducción de los impulsores de la disminución de la fauna	127
Restauración de la estructura del hábitat	128
Reintroducciones de una sola especie	132
Lectura recomendada	136
11. LEGISLACIÓN	137
Contexto	138
Tipos de legislación	139
Legislación preventiva	140
Establecimiento de obligaciones de restauración	140
Mitigación compensatoria	142
Proporcionar fondos para la restauración	143
Desafíos para legislar la restauración	144
Mejorando la Legislación de Restauración Futura	145
Lectura recomendada	146
12. PAGAR POR LA RESTAURACIÓN	147
Beneficios de invertir en restauración	148
¿Quién paga la restauración?	149
Financiamiento por parte responsable	149
Financiamiento público nacional	151
Financiamiento a partir de gobiernos internacionales	152
Aportes financieros y de trabajo voluntario	152
Inversión privada	153
Financiamiento público y privado	154
Estrategias para aumentar el financiamiento de la restauración	154
Internalización de externalidades y reorientación de subsidios	154
Asignación estratégica de fondos de restauración	155
Explorando fuentes potenciales de ingresos de la restauración	155
Garantizar la financiación a largo plazo	156
Lectura recomendada	157
GLOSARIO	158
REFERENCIAS	172
CASOS DE ESTUDIO	197
Recursos disponibles	197
Preguntas para la reflexión y el debate	198
Otros recursos	198

PREFACIO

LA ciencia y la práctica de la restauración ecológica han crecido exponencialmente en las últimas décadas, ya que nuestro objetivo como humanos es compensar los impactos negativos que han tenido los ecosistemas de los que dependemos nosotros y millones de otras especies. Cada vez más, realizamos la restauración por su importancia para asegurar nuestro propio bienestar. Con el crecimiento de la restauración ecológica se ha llegado una plétora de recursos: miles de artículos en la literatura revisados por pares sobre manejo, innumerables sitios web que describen proyectos individuales, algunos libros de texto generales y muchos libros centrados en la restauración de tipos de ecosistemas específicos. La información que reviso en la *Introducción a la Restauración Ecológica* no es nueva. Más bien, mi objetivo es proporcionar una introducción amplia pero sucinta sobre la restauración ecológica para múltiples audiencias. Primero, este libro se utilizará como texto introductorio para algunos cursos de restauración ecológica y ecología de la restauración en los que los y las instructores asignan a los estudiantes lecturas detalladas sobre temas específicos y estudios de casos adaptados al enfoque del curso. En segundo lugar, este libro podría usarse como uno de los pocos textos en cursos sobre biología de la conservación y manejo de recursos, donde la restauración ecológica no es el único tema tratado. Tercero, este libro debería ser de interés para quienes manejan los recursos naturales y una audiencia más general que desee una breve introducción a la restauración ecológica. Con ese fin, he reducido al mínimo la jerga especializada y defino los términos tanto en el texto como en el glosario.

La restauración de ecosistemas requiere una formación interdisciplinaria. Comprender la ecología y la historia natural del ecosistema que se está restaurando y conocer los métodos de restauración apropiados es esencial. Pero, como sabe cualquier profesional de la restauración, la implementación exitosa de un proyecto requiere estar familiarizado con una serie de otros temas, que incluyen, entre otros, la gestión de la participación de las partes interesadas y la divulgación pública, experiencia en planificación, establecimiento de objetivos y seguimiento, y conocimiento de la legislación relevante, procesos de permisos y fuentes de financiación. Es posible que este libro no pueda discutir todos estos temas en detalle mientras logra el objetivo de la brevedad, por lo que en su lugar proporciono una descripción general de los puntos clave y los ilustro con breves ejemplos. Estos diferentes temas se encuentran necesariamente en capítulos separados en este libro, pero deben sintetizarse al diseñar e implementar un proyecto de restauración. Los conceptos

aquí utilizados se integran mediante referencias cruzadas a capítulos y varios estudios de casos en línea que brindan información detallada y que integran varios temas ilustrados por el proyecto.

El viejo dicho de que una imagen vale más que mil palabras es cierto para la restauración ecológica. No hay sustituto al ver fotos del antes y después de los proyectos y visitar los sitios de restauración en persona. Debido a que incluir numerosas fotos en color en el libro habría aumentado considerablemente el costo¹ y, por lo tanto, habría hecho que el libro fuera menos accesible para una amplia audiencia, opté por usar diagramas y tablas seleccionadas e incorporar fotos en los estudios de casos en línea. En el sitio web del libro, en inglés, (islandpress.org/restoration-primer) hay enlaces a algunos de los muchos sitios web, fotos y vídeos de proyectos de restauración disponibles en Internet y animo al lector a visitar los proyectos de restauración locales en su área.

Este libro no pretende ser una guía completa sobre cómo restaurar tipos de ecosistemas específicos, por lo que los lectores que planean trabajar en el campo de la restauración ecológica querrán recursos más detallados sobre temas específicos. Con este fin, he proporcionado breves listas de lectura al final de cada capítulo. En el sitio web, también proporciono preguntas para la reflexión y el debate que piden a los lectores que apliquen las ideas presentadas en el libro a un proyecto de restauración de su elección.

Como con cualquier libro, el contenido refleja los prejuicios y experiencias del autor. Aunque tengo formación como ecóloga, he trabajado en estrecha colaboración con politólogos, economistas y administradores de los recursos naturales a lo largo de mi carrera. Soy profesor en una universidad de investigación, donde he impartido un curso interdisciplinario sobre ecología de la restauración e investigado las cuestiones ecológicas que subyacen a la restauración durante más de dos décadas. He asesorado, pero no tengo mucha experiencia en la ejecución de grandes proyectos de restauración. He trabajado en una variedad de ecosistemas terrestres en varias regiones, incluidos los bosques latifoliados en el este de los Estados Unidos, pastizales, chaparrales y bosques ribereños en California, y selvas tropicales en varios países de América Latina. Mi conocimiento sobre la restauración de ecosistemas de lagos y humedales proviene principalmente del trabajo de otros investigadores. Estoy comprometida a cerrar la brecha entre las comunidades académicas y de gestión, para que la investigación científica esté diseñada para informar y mejorar los proyectos de restauración en el terreno, un compromiso que se refleja en el contenido de este libro. Finalmente, me apasiona educar a la próxima generación de ecólogos de la restauración, un objetivo que espero que este libro ayude a cumplir.

¹se refiere a la versión impresa en inglés

AGRADECIMIENTOS

TENGO una enorme deuda de gratitud con muchas personas que ayudaron a hacer realidad este libro de Restauración Ecológica. Muchas gracias a Josie Lesage, mi mano derecha en este proyecto, quien me ayudó con numerosos aspectos de este libro durante los últimos dos años, editó la mayoría de los capítulos más de una vez, completó ejemplos, escribió un estudio de caso y me dio una amplia retroalimentación durante todo el proceso. También agradezco a Alicia Calle, Michelle Pastor y Michael Baca por aportar sus habilidades artísticas a varias figuras.

Pedro Brancalion, Virginia Matzek, Leighton Reid y José María Rey Benayas emprendieron la gran tarea de revisar todo el manuscrito del libro y James Aronson leyó varios capítulos. Estoy agradecida por sus comentarios sinceros y perspicaces, que mejoraron enormemente el libro. Un agradecimiento especial a Leighton Reid, a quien frecuentemente pedía su opinión y quien siempre respondía rápidamente con respuestas bien pensadas. Muchas personas contribuyeron con su experiencia a capítulos específicos, incluidos Alicia Calle, George Gann, Brent Haddad, Andy Kulikowski, Michelle McCrackin, Tein McDonald, Adam Millard-Ball, Margaret Palmer, Daniel Press, Alexandre Sampaio, Isabel Schmidt, Drew Scott, Rachel Shellbarger, Joy Zedler y Margaret Zimmer. Si no abordé todos sus comentarios, se debió a limitaciones de extensión, y cualquier error que quede es mío. También agradezco a las personas que fueron coautores o dieron su opinión sobre los estudios de casos en línea: Peter Brewitt, Ben Brown, Tom Dudley, Amy East, James Gibbs, Greg Golet, Beth Howard, Joe Koebel, Ryan Luster, K. A. Sunanda Kodikara, Joe Silveira y otros que mencioné anteriormente.

Agradezco los comentarios de muchos estudiantes de la clase de ecología de la restauración de 2018 y 2019 de la Universidad de California, Santa Cruz, quienes leyeron parte o la totalidad del borrador y proporcionaron información útil sobre los puntos que necesitaban aclaración; Joia Fishman, Lexi Necarsulmer y Emily Reynolds en particular merecen reconocimiento por sus detallados comentarios.

Erin Johnson, de Island Press, me ha brindado aliento continuo y comentarios pacientes sobre mis tantas consultas durante el proceso de escritura del libro. Gracias.

Gracias a mis padres, quienes me han apoyado en cada etapa de mi educación y mi carrera. Sobre todo, quiero dar las gracias a Michael y Travis por escucharme hablar de este libro incontables noches durante la cena. Michael, agradezco que hayas aguantado pacientemente las discusiones sobre las distintas versiones de

este proyecto de libro durante muchos años. Y Travis, espero que este libro tenga un beneficio ambiental positivo para tu generación.

PREFACIO Y AGRADECIMIENTOS PARA LA VERSIÓN EN ESPAÑOL

Estoy encantada de que mi libro “[Primer of Ecological Restoration](#)”, que fue publicado por primera vez en inglés por Island Press, ahora está disponible en español. Ya que realizo investigaciones sobre restauración forestal en América Latina, me complace poder compartir este libro con mis colegas de allí y de otros países donde se habla el español. Un enorme agradecimiento a Omayra Toro quien tradujo el libro y a Paula Meli quien supervisó la traducción y revisó el manuscrito. Conservación Internacional proporcionó fondos para apoyar la traducción. Agradezco a Island Press que me firmó el acuerdo de derechos de autor para que el libro pudiera publicarse en acceso abierto, y a COPIT ARCHIVES por ayudarme con la publicación en español.

SOBRE LA AUTORA

Para Travis y mis estudiantes, con esperanzas de un futuro más sustentable.

KAREN D. HOLL es profesora de estudios ambientales en la Universidad de California, Santa Cruz, donde ha impartido cursos y asesorado a estudiantes en investigaciones y pasantías relacionadas con la restauración ecológica desde 1996. Su investigación se centra en comprender cómo los procesos locales y a escala del paisaje afectan la recuperación del ecosistema de la perturbación humana y el uso de esta información para restaurar los ecosistemas dañados. Realiza investigaciones principalmente en bosques tropicales de América Latina y chaparrales, pastizales y sistemas ribereños en California. Ella asesora a numerosas organizaciones de gestión y conservación de tierras en California e internacionalmente sobre restauración ecológica. Fue seleccionada como becaria de liderazgo Aldo Leopold y como becaria de la Academia de Ciencias de California, y fue co-ganadora en 2017 del Premio Theodore Sperry de la Sociedad para la Restauración Ecológica, que reconoce a aquellos que han hecho una contribución significativa y duradera a avanzar en la ciencia y las prácticas de restauración. También se desempeñó como presidenta del Departamento de Estudios Ambientales y como directora de la facultad del Centro Kenneth S. Norris de Historia Natural en la Universidad de California, Santa Cruz.

1. ¿POR QUÉ RESTAURAR LOS ECOSISTEMAS?

LA enorme extensión de los impactos humanos en la Tierra ha propiciado que algunos investigadores propongan que nos encontramos ahora mismo en la era del “Antropoceno”, una época geológica dominada por los humanos (Crutzen 2002). Los seres humanos han influido en los *ecosistemas*¹ durante miles de años de muchas maneras, desde el manejo de especies de valor agrícola y la alteración de los patrones de flujo de agua para regar los cultivos, hasta el uso del fuego como herramienta para despejar tierras y aumentar la fertilidad del suelo. Independientemente de los impactos anteriores, el ritmo, la intensidad y la escala a la que los humanos han alterado el planeta en las últimas décadas no tienen precedentes. En este punto, incluso los lugares más remotos de la Tierra han sido influenciados por el cambio climático antropogénico y el transporte de contaminantes a larga distancia. Menos de una cuarta parte de la superficie terrestre está libre de impacto humano directo (Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos 2018).

Estos impactos tienen muchas formas. Se pueden citar cifras alarmantes de la pérdida de todo tipo de ecosistemas en todas las regiones del mundo. Las actividades humanas han resultado en la destrucción de más del 10 % de la disminución de la naturaleza salvaje en el mundo entre principios de la década de 1990 y 2015 (Watson et al. 2016), la transformación del 38 % de la superficie terrestre mundial para la agricultura (FAO s.f.) y la *degradación* de muchos ecosistemas restantes por actividades humanas como la tala, la caza excesiva, la minería y la supresión de incendios.

Adicionalmente, los cambios antropogénicos en los patrones hidrológicos han transformado drásticamente la mayoría de los ríos y humedales. Por otro lado, las actividades humanas han aumentado sustancialmente los niveles de fósforo y nitrógeno biológicamente disponibles y han resultado en concentraciones tóxicas de muchas sustancias en el aire y el agua.

Además de los impactos locales y regionales, las actividades humanas están aumentando rápidamente las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Estos gases provocan cambios en los patrones climáticos globales,

¹Las palabras en cursiva están definidas en el glosario

incluido el aumento de la temperatura, la alteración de las precipitaciones, el aumento del nivel del mar y una frecuencia cada vez mayor de fenómenos meteorológicos extremos. Los niveles elevados de dióxido de carbono también afectan directamente el crecimiento de las plantas y provocan la acidificación de los océanos.

Estas transformaciones locales, regionales y globales de los ecosistemas ponen en peligro el bienestar humano de muchas formas (Potts et al. 2018). La degradación de la tierra tiene impactos directos en la salud pública, dado que la pérdida de ecosistemas de bosques, pastizales y humedales que filtran los contaminantes del agua provoca que un número cada vez mayor de personas no tengan acceso a agua potable. La destrucción de los ecosistemas costeros eleva el riesgo de los habitantes de la costa a tormentas cada vez más frecuentes e intensas y provocando una mayor migración.

En términos monetarios, la degradación de la tierra le cuesta al mundo un estimado de 6.3 billones a 10.6 billones de dólares americanos por año², equivalente al 10-17% del producto interno bruto mundial (ELD Initiative 2015). Es importante mencionar que la degradación de los ecosistemas exagera la desigualdad de ingresos; las personas de escasos recursos de zonas rurales obtienen una mayor parte de sus ingresos directamente de recursos no cultivados, como leña, materiales de construcción, pesca y otros productos alimenticios, por lo que sentirían los efectos de manera desproporcionada (Potts et al. 2018).

Conservar las especies, los ecosistemas y, en última instancia, los seres humanos requerirá cambios drásticos en los patrones de distribución y consumo de recursos, así como la desaceleración de la tasa de crecimiento de la población humana. Estos vastos y apremiantes temas se han discutido extensamente en otros lugares; es así como una estrategia complementaria importante para contrarrestar los extensos impactos humanos en el mundo natural es restaurar los ecosistemas dañados.

MOTIVACIONES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

El término *restauración ecológica* se usa de diferentes maneras (capítulo 2), pero más comúnmente se define como el “proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (Society for Ecological Restoration Science y Grupo de Trabajo de Políticas 2004). Es importante mencionar que la restauración ecológica está impulsada por un conjunto diverso y superpuesto de razones (tabla 1; Clewell y Aronson 2006, 2013).

La mayoría de los proyectos de restauración ecológica están motivados, al menos en parte, por el deseo de recuperar especies, ecosistemas o *procesos ecosistémicos* (p. ej., *ciclo de nutrientes*, *productividad primaria*, dispersión de semillas) que se han

²N. de los E. En este libro se utiliza la convención de separación de millares y decimal con “punto” (.) para los miles y “coma” (,) para los decimales. Si bien esta manera no es la usada en México, sí es la usual en la mayoría de países de Latinoamérica y España.

visto comprometidos por las actividades humanas. Cada vez más, los proyectos de restauración son impulsados por un intento de mitigar y adaptarse al cambio climático. La restauración de bosques, humedales y pastizales puede aumentar el *almacenamiento de carbono* y, junto con esfuerzos agresivos para reducir las emisiones de carbono, puede ayudar a reducir el aumento de la temperatura global. Además, la restauración de los ecosistemas costeros, como los manglares y los arrecifes de coral, es una forma rentable de reducir los riesgos de las tormentas (estudio de caso de los manglares asiáticos³).

Tabla 1. 1: Motivaciones para restaurar ecosistemas dañados

Categoría	Motivación	Ejemplos
Compensación por daños pasados	<ul style="list-style-type: none"> • Conservar la biodiversidad • Mejora de los <i>procesos ecosistémicos</i> • Contrarrestar el cambio climático 	<ul style="list-style-type: none"> • Especies y tipos de <i>hábitat</i> • Producción primaria, <i>ciclo de nutrientes</i> • <i>Almacenamiento de carbono</i>, erosión costera económica
Económico	<ul style="list-style-type: none"> • Provisión de <i>servicios ecosistémicos</i> • Proporcionar empleo y formación laboral 	<ul style="list-style-type: none"> • Purificación de agua, polinización de cultivos, productos forestales madereros y no madereros • Restauración de arroyos y eliminación de especies invasoras
Cultural/espiritual	<ul style="list-style-type: none"> • Reconexión con la naturaleza y la educación experiencial • Conservación de los valores culturales • Expiación de daños pasados 	<ul style="list-style-type: none"> • Proyectos locales de un ecosistema • Restauración de especies importantes para el patrimonio cultural • Renovación personal a través de la participación en proyectos de restauración voluntarios
Legislativo	<ul style="list-style-type: none"> • Cumplir con la legislación 	<ul style="list-style-type: none"> • Varias leyes que exigen la restauración (p. ej., mitigación de humedales, recuperación de minas, restauración del <i>hábitat de especies en peligro de extinción</i>)

La restauración ecológica puede ayudar a los seres humanos y los ecosistemas a adaptarse al cambio climático de varias maneras, como proporcionar refugio a las especies sensibles al clima y mejorar la resiliencia de la producción de cultivos

³Los casos de estudio están disponibles en la página web de este libro: islandpress.org/restoration-primer

a la variabilidad climática (Locatelli et al. 2015).

De la misma forma, la restauración ecológica brinda amplios beneficios económicos a los humanos a través de los *servicios ecosistémicos*, que son el conjunto de beneficios que los ecosistemas brindan a la humanidad (Evaluación de ecosistemas del Milenio 2015), y van desde el suministro de alimentos, medicinas y combustible a las personas hasta funciones importantes como la purificación del agua, el control de inundaciones y la polinización de cultivos. Estos son bienes y servicios que el mundo natural siempre ha brindado a los humanos, pero que con frecuencia hemos pasado por alto hasta que los ecosistemas se destruyen o degradan. Restaurar un ecosistema es a menudo una opción menos costosa para proporcionar a la humanidad servicios específicos que tratar de proporcionar el servicio con una solución de gran ingeniería. Por ejemplo, Ferrerio et al. (2014) encontraron que, en promedio, el costo de instalar diques y rompeolas era al menos diez veces más caro que restaurar arrecifes para brindar protección contra tormentas a las ciudades costeras. Además, algunos servicios de los ecosistemas son simplemente irremplazables a cualquier precio. Si bien las estructuras diseñadas pueden sustituir el servicio de control de la erosión costera que brindan los arrecifes, no brindan los valores recreativos para las personas que visitan los arrecifes, los valores culturales para los grupos indígenas que han confiado en los arrecifes para la pesca durante generaciones, ni la *biodiversidad* alojada en estos arrecifes que podría proporcionar compuestos para productos farmacéuticos.

Algunos proyectos de restauración se financian como programas de capacitación y creación de empleo para brindar beneficios económicos directos. Por ejemplo, el proyecto Working for Water en Sudáfrica ha empleado a aproximadamente 10.000 trabajadores por año entre 1996 y 2012 en proyectos para eliminar especies arbóreas y arbustos invasores no nativos que reducen el suministro de agua. Este programa ha sido impulsado en gran medida por el objetivo del gobierno de aumentar el empleo rural (van Wilgen y Wannenburg 2016).

Una gran cantidad de factores sociales y culturales también motivan los proyectos de restauración (Clewel y Aronson 2006; Egan, Hjerpe y Abrams 2011). Muchos proyectos de restauración están dirigidos por individuos y grupos comunitarios que desean restaurar un ecosistema local por un sentido de conexión con la tierra o por razones estéticas (Dolan, Harris y Adler 2015). La restauración ecológica puede brindar oportunidades para la enseñanza basada en el territorio para estudiantes de todas las edades; como tal, hay un número creciente de planes de estudios de restauración disponibles que integran los estándares científicos con experimentos prácticos de restauración. Los proyectos locales pueden ofrecer a los participantes una oportunidad para la renovación espiritual y para compensar los daños causados por los humanos (Jordan 2003). Asimismo, algunos proyectos, en particular los que involucran a grupos indígenas, se enfocan en la restauración de valores culturales, como la replantación o el manejo de ciertas plantas tradicionales utilizadas por los grupos indígenas para la alimentación o la cestería (Uprety et al. 2012).

La necesidad de compensar el daño humano a los ecosistemas junto con la

consideración de los beneficios ecológicos, económicos y sociales de la restauración, ha resultado en una serie de mandatos legislativos para financiar o exigir la restauración (capítulo 11). En muchos países, las leyes exigen que las empresas mineras restablezcan o *recuperen* el suelo una vez finalizada la explotación minera. En algunos países, las leyes apuntan a la restauración de ecosistemas específicos, como los humedales en Estados Unidos.

Juntas, estas motivaciones han resultado en llamados a la restauración de cientos de millones de hectáreas de tierra a escala global. Es importante reconocer que incluso dentro de los proyectos de restauración individuales, diferentes personas y organizaciones están motivadas para restaurar por diferentes razones. Por lo tanto, discutir y aspirar a cumplir diferentes objetivos y deseos es una parte fundamental del proceso de planificación (capítulo 3; Gann et al. 2019).

LA RESTAURACIÓN COMO UN COMPONENTE DE LOS ESFUERZOS DE CONSERVACIÓN

La restauración ecológica pertenece a un conjunto de estrategias para conservar la biodiversidad, los ecosistemas y los servicios ecosistémicos que estos ecosistemas brindan a los humanos. Claramente, proteger y mantener los ecosistemas mínimamente impactados debe permanecer en el centro de la práctica de la conservación dado que muchos proyectos de investigación y estudios de casos muestran que incluso los proyectos de restauración más exitosos restauran un subconjunto de las especies y los servicios del ecosistema presentes antes de la perturbación (Rey Benayas et al. 2009; Moreno-Mateos et al. 2017).

Investigadores debatieron una vez si los humanos deberían intervenir para ayudar a facilitar la recuperación de los ecosistemas dañados o simplemente permitir que los ecosistemas se recuperen por sí solos. Hoy en día, se reconoce ampliamente que el *manejo* humano para restaurar los ecosistemas es un componente complementario importante de los esfuerzos de conservación, dada la intensidad y el alcance de los impactos humanos existentes y la necesidad de reemplazar los servicios ecosistémicos perdidos para las personas lo más rápido posible. La pregunta ya no es si restaurar o no los ecosistemas, sino, ¿en qué casos y en qué medida debemos intervenir para facilitar la recuperación de los ecosistemas? Además, ¿cuándo deberíamos priorizar la restauración entre la gama de acciones de conservación?

Los esfuerzos de restauración han sido criticados por socavar los esfuerzos de preservación del *hábitat*, al ofrecer una oportunidad para compensar la destrucción del hábitat. Sin embargo, sostengo que pocos ecólogos restauradores, si es que hay alguno, sugerirían la restauración como una alternativa a la preservación del hábitat. Cuando se roba la casa de una persona, la preocupación principal es mejorar la seguridad para que el acto no se repita, pero mejorar la seguridad no disminuye la necesidad de reemplazar los artículos robados. Por supuesto, es posible que no haya sustitutos para ciertos elementos, como fotografías u otros recuerdos, pero los propietarios normalmente hacen todo lo posible para recrear la casa como

era antes del vandalismo. Asimismo, la conservación y la restauración no son mutuamente excluyentes; son acciones complementarias. En general, el campo de la biología de la conservación se ha vuelto más práctico en los últimos años (Hobbs et al. 2011). Se toman cada vez más acciones para mantener los hábitats existentes tanto de forma proactiva (p. ej., evitando que las especies invasoras colonicen los hábitats existentes) como reactivamente (p. ej., eliminando las especies invasoras).

Mientras que la restauración puede mitigar algunos impactos antropogénicos en el mundo natural, es un ejercicio inútil a menos que sea parte de un esfuerzo por reducir los impulsores de la pérdida de hábitat, que son complejos y varían en todo el mundo (Geist et al. 2006). La población humana continúa creciendo rápidamente, habiendo aumentado en 1.600 millones de personas entre 2000 y 2019, y estamos agregando aproximadamente 200.000 personas adicionales al planeta cada día. Asimismo, los altos niveles de consumo en lugares como Estados Unidos y Europa, y los crecientes niveles de consumo en naciones como China y Brasil aumentan los impactos humanos en los ecosistemas.

Los patrones complejos del comercio global y la migración rural-urbana, así como las nuevas tecnologías, interactúan para afectar los patrones de uso de la tierra (Lambin y Meyfroidt 2011). Aunque una discusión detallada sobre cómo reducir estos impulsores de la degradación y conversión del hábitat está más allá del alcance de este libro, es fundamental reconocer que la restauración ecológica tiene que ser parte de los esfuerzos múltiples para conservar los ecosistemas mientras se proporciona los medios de vida y bienestar humano. Para ello, se necesita una amplia gama de enfoques no sólo para conservar y restaurar ecosistemas y especies, sino también para garantizar la supervivencia de la especie humana que depende de ellos.

LECTURA RECOMENDADA

- Clewell, Andre y James Aronson. 2006. "Motivations for the restoration of ecosystems." *Conservation Biology* 20:420–28.

Discute una variedad de motivaciones para restaurar ecosistemas dañados.

- Egan, David, Evan E. Hjerpe, y Jesse Abrams (eds). 2011. *Human Dimensions of Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.

Cada capítulo de este volumen editado aborda diferentes aspectos y estudios de casos de participación humana en proyectos de restauración.

- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 2018. *Summary for Policymakers of the Assessment Report on Land Degradation and Restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES Secretariat.

Resume un esfuerzo internacional para proporcionar una revisión actual del estado del conocimiento de la degradación y restauración de la tierra.

2. DEFINIENDO RESTAURACIÓN

DADAS las múltiples motivaciones para la restauración (capítulo 1) y la amplia gama de estrategias utilizadas para restaurar ecosistemas, no es de extrañar que las definiciones de restauración también sean amplias y variables. En los primeros años del campo de la ecología de la restauración, había una fuerte distinción entre el término restauración y otros términos que describían el *manejo* de ecosistemas con diferentes objetivos. La *restauración* se utilizó para referirse a los esfuerzos para restaurar la composición de una *comunidad, la estructura del ecosistema y los procesos del ecosistema* “históricos” o “antes de la perturbación” (fig. 2.1). Por otro lado, términos como *rehabilitación, remediación y revegetación*, describen esfuerzos para mejorar la condición de un ecosistema degradado, generalmente enfocándose en procesos y *servicios ecosistémicos* específicos, como por ejemplo mejorar la productividad de las plantas, reducir la erosión o mejorar la calidad del agua, sin esforzarse necesariamente por recrear una composición comunitaria específica (tabla 2.1; Bradshaw 1984).

Con el tiempo, la definición de restauración ha seguido evolucionando y siendo objeto de un amplio debate. La definición de restauración más utilizada en la literatura es de la Sociedad para la Restauración Ecológica (Society for green Restoration Science and Policy Working Group [SER] 2004, 3), la que define la *restauración ecológica* como “el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido”. Bajo esta definición, el objetivo general de la restauración ecológica es alcanzar “un conjunto característico de especies que ocurren en el ecosistema de referencia y que proporcionan una estructura comunitaria apropiada”. En ese sentido, el objetivo sigue siendo establecer al ecosistema a una trayectoria de recuperación de la composición de la comunidad, la estructura del ecosistema y los procesos del ecosistema dentro del rango histórico de variabilidad. Sin embargo cada vez se reconoce que incluso los ecosistemas mínimamente perturbados son variables en el espacio y el tiempo, por lo que no hay un criterio de valoración único (fig. 2.2; SER 2004; Palmer, falk y Zedler 2006).

Los Estándares Internacionales de la SER para la práctica de la restauración ecológica del año 2019 (Gann et al. 2019), en un intento reciente de estandarizar la terminología, los principios y las prácticas de restauración, define la *recuperación total* como el “estado o condición en la que todos los atributos clave del ecosistema

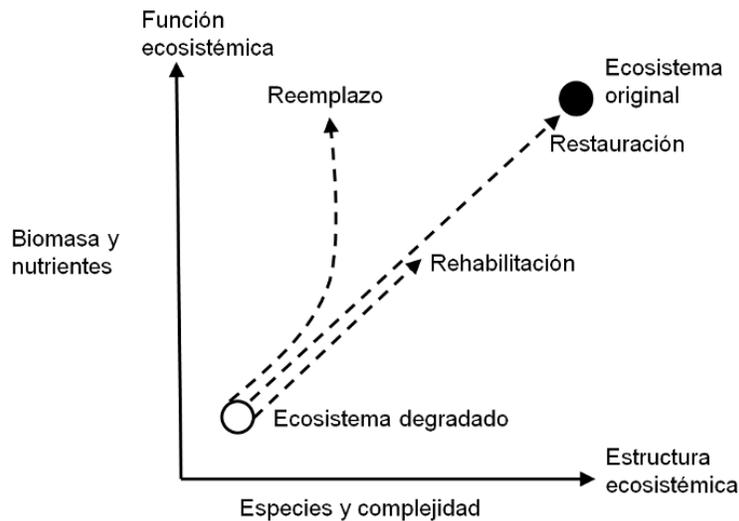


Figura 2. 1: Visión clásica de la restauración donde la recuperación anticipada sigue un camino de recuperación lineal hacia el ecosistema original. Figura simplificada y redibujada de Bradshaw 1984.

se asemejan a los del modelo de referencia”, reconociendo que, de hecho, hay un rango de estados dentro de la variabilidad natural en lugar de un único punto final estático.

Suding et al. (2015) sugieren que, en lugar de utilizar una definición única, los proyectos de restauración deben evaluarse en función de cuatro principios: si la restauración (1) aumenta la integridad ecológica, (2) es sostenible a largo plazo (es decir, no requiere una intervención humana continua), (3) está sustentada con información ecológica del pasado y proyecciones futuras, y (4) beneficia e involucra a la sociedad. Los investigadores aseguran que si un proyecto cumple con todos estos principios, entonces es “restauración”; si no lo hace, puede caer en una de las otras definiciones, como la mitigación compensatoria o la rehabilitación de los servicios de los ecosistemas. Por otro lado, Gann et al. (2019) afirman que la práctica de restauración ecológica debe (1) ser eficaz en la restauración de los “valores” del ecosistema, (2) maximizar los resultados beneficiosos y minimizar los aportes de recursos, e (3) involucrar a actores claves y partes interesadas (capítulo 3). Ambos se enmarcan en una “familia de actividades restaurativas” que, al igual que los términos anteriores, varía a lo largo de un continuo según el grado en que se pretende restaurar diferentes atributos del ecosistema. Existe una amplia discusión sobre los términos utilizados para distinguir el grado de intervención humana en el proceso de recuperación. La regeneración natural, la restauración pasiva y la regeneración espontánea se refieren a eliminar los factores degradantes, como la agricultura o el pastoreo, y permitir que el ecosistema se recupere mediante la colonización natu-

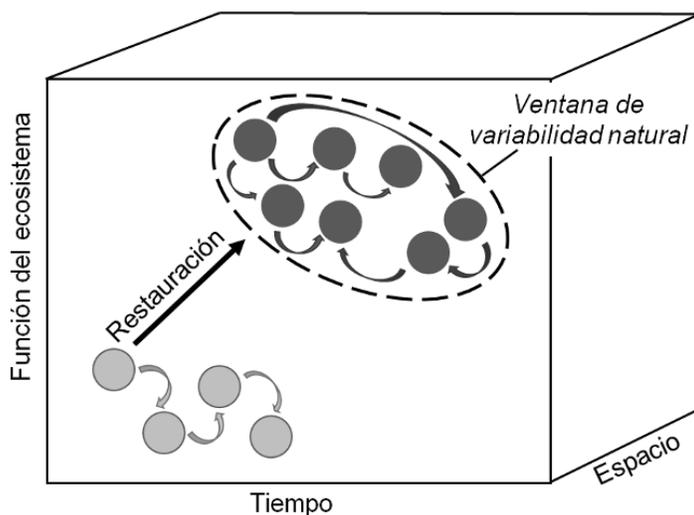


Figura 2. 2: Una visión más dinámica de la recuperación de los ecosistemas. Todos los atributos de los ecosistemas naturales o de referencia (esferas de color gris oscuro) varían con el tiempo y el espacio dentro de una ventana natural de variabilidad (línea oval discontinua). Cuando los ecosistemas se mueven fuera de esa ventana de variabilidad natural (esferas de color gris claro), la restauración tiene como objetivo establecer el ecosistema en una trayectoria hacia la ventana de variabilidad natural o histórica. Figura redibujada de Palmer, Falk y Zedler 2006.

ral de plantas y animales en lugar de reintroducir especies de forma activa (Holl y Aide 2011; Gann et al. 2019).

La *regeneración asistida* es un enfoque intermedio de restauración, que tiene el objetivo de facilitar el proceso de recuperación en sitios que muestran cierto grado de regeneración natural, mediante la adopción de medidas como la eliminación de organismos plaga o la reintroducción de regímenes de perturbación ecológica (Gann et al. 2019). La *restauración o reconstrucción activa* (un término utilizado por Gann et al. 2019) se refiere a un enfoque de restauración mediante el cual existe una amplia intervención humana para acelerar la recuperación, a menudo mediante la reintroducción de muchas o todas las especies presentes en el ecosistema.

A primera vista, la diferencia entre estas actividades parece clara, pero decidir dónde se ubican las actividades específicas de restauración a lo largo del continuo puede ser complejo (Gann et al. 2019). ¿Se está eliminando una represa para permitir la recuperación del bosque ribereño, la regeneración natural, la regeneración asistida o la restauración activa? En estricto rigor, se elimina el impacto humano de restringir el flujo de agua sin reintroducir especies activamente, pero requiere una intervención y recursos humanos considerables. En relación a lo anterior, los autores no están de acuerdo sobre si eliminar las especies que son plaga es elimi-

nar un factor degradante para permitir la regeneración natural o si se trata de una regeneración asistida.

Tabla 2. 1: Definiciones de restauración y actividades relacionadas

Término	Definición	Ref(s)
Restauración activa o Reconstrucción	Enfoque de restauración en el que existe una amplia intervención humana para influir en la tasa de recuperación, y la llegada de la biota depende en gran medida o en su totalidad de la acción humana	Holl y Aide 2011, Gann et al. 2019
Regeneración asistida	Un enfoque de restauración que se enfoca en aprovechar activamente cualquier capacidad de regeneración natural de la biota que queda en el sitio o en las cercanías	Gann et al. 2019
Restauración ecológica	Recrear ecosistemas funcionales en los que las plantas, los animales y el suelo funcionan dentro del rango normal de actividad. Con el objetivo de un parecido cercano a lo que había antes	Bradshaw 1984
Restauración ecológica	El proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido	SER 2004
Restauración forestal y paisajística	Un proceso planificado que tiene como objetivo recuperar la funcionalidad ecológica y mejorar el bienestar humano en paisajes deforestados o degradados	Reitbergen-McCracken et al. 2007
Mitigación	Una serie de acciones tomadas para minimizar el daño ambiental de un desarrollo o peligro para una especie de interés. Los pasos incluyen evitar las alternativas del proyecto que serían particularmente dañinas, modificar el proyecto para minimizar los impactos negativos en la medida de lo posible y compensar los impactos que no se pueden evitar mediante la mitigación compensatoria	Gann et al. 2019
Regeneración natural o espontánea, Restauración pasiva	Un enfoque de restauración que se basa en aumentos espontáneos de la biota sin reintroducción directa después de la eliminación de los factores degradantes únicamente	Holl y Aide 2011, Gann et al. 2019
Remediación	Hacer que la tierra severamente degradada (por ejemplo, antiguos sitios mineros o terrenos baldíos) sea apta para el cultivo o un estado adecuado para algún uso humano. El énfasis está en devolver el sitio a una condición o trayectoria antropocéntricamente útil.	Bradshaw 1984, Gann et al. 2019
Reforestación	Plantación de árboles en terrenos que antes estaban forestados. Las especies utilizadas pueden o no ser autóctonas.	Gann et al. 2019
Rehabilitación	Acciones que tienen como objetivo restablecer un nivel de funcionalidad del ecosistema donde no se busca la restauración ecológica, sino que el enfoque está en la provisión de bienes y servicios del ecosistema	SER 2004, Gann et al. 2019
Revegetación	Establecimiento, por cualquier medio, de plantas en sitios que pueden o no involucrar especies nativas o locales	Gann et al. 2019
Rewilding	Restaurar un área de tierra a su estado no cultivado o "salvaje". Se utiliza especialmente con referencia a la reintroducción de especies de animales salvajes que han sido expulsados o exterminados	Corlett 2016

Claramente el grado de intervención varía a lo largo de un gradiente en lugar de que existan diferencias categóricas distintas, y lo que constituye la regeneración natural frente a la regeneración asistida frente a la restauración activa varía según

el ecosistema y los tipos de perturbación. La elección del enfoque de restauración depende en gran medida de la tasa de recuperación del ecosistema y de los objetivos específicos del proyecto (Holl y Aide 2011; Gann et al. 2019). Por ejemplo, la intervención humana extensiva es más apropiada en sistemas altamente degradados donde la regeneración natural no ocurriría dentro del período de tiempo deseado.

¿POR QUÉ ES TAN DIFÍCIL RESTAURAR A UN ESTADO HISTÓRICO?

La variedad de definiciones de restauración discutidas anteriormente refleja que definir el estado histórico o el rango de variabilidad es un desafío, y lograr ese estado es aún más difícil, por varias razones que se analizan a continuación. Además, la restauración se lleva a cabo por una serie de razones diferentes en un mundo que cambia rápidamente (capítulo 1).

Definición del objetivo histórico y líneas base cambiantes

Los proyectos de restauración a menudo tienen como objetivo restaurar un ecosistema a un estado anterior a la *perturbación* humana. Sin embargo, la decisión de qué estado temporal pasado seleccionar es subjetiva (Aronson, Dhillon y Le Floch 1995; Barak et al. 2016). ¿Restauramos a hace cincuenta, doscientos o mil años? En el continente americano, es común apuntar a restaurar los ecosistemas a un estado anterior a la colonización europea, pero ese es un momento arbitrario dado que los pueblos indígenas influyeron en estos paisajes durante miles de años. La pregunta es igualmente complicada en Europa, donde los registros indican que los humanos han manejado y usado activamente los ecosistemas durante miles de años (Backstrom et al. 2018). En estas regiones, los *ecosistemas culturales tradicionales*, que se han desarrollado con prácticas históricas de uso de la tierra por parte de los humanos, pueden ayudar a informar el *modelo de referencia* (Gann et al. 2019). Además, los ecosistemas no son estáticos y han cambiado en respuesta a fluctuaciones climáticas y meteorológicas no causadas por el humano en un período de décadas, siglos o más (Millar y Brubaker 2006). El punto de tiempo específico seleccionado afecta fuertemente el objetivo de la restauración.

Si el objetivo de la restauración es un estado histórico, entonces un problema de confusión común es la falta de información detallada sobre cómo era el ecosistema. Si el modelo de referencia (capítulo 3) es el aspecto que tenía el sitio hace una o dos décadas, entonces debería estar fácilmente disponible la información detallada sobre la composición de especies y los procesos del ecosistema. Por el contrario, si un proyecto de restauración en América tiene como objetivo restaurar a un estado anterior a la colonización europea, entonces el conocimiento sobre la composición de especies en ese momento se basa en gran medida en notas limitadas de historia natural de los primeros exploradores europeos y, en casos raros, en estudios etnográficos, relatos orales y escritos de los pueblos indígenas. Caracterizar la composición de ecosistemas históricos en regiones con largos períodos de

uso agrícola extensivo es casi imposible. En el mejor de los casos, se puede obtener una visión general de cómo se veía el ecosistema en lugar de los detalles necesarios para establecer objetivos específicos de restauración.

Otro problema es que lo que las personas perciben como un estado “histórico” o “previo a la perturbación” está sujeto a la interpretación humana (Backstrom et al. 2018). Con los cambios sin precedentes de los impactos humanos sobre los ecosistemas en las últimas décadas (capítulo 1), es cada vez más evidente que incluso los ecosistemas considerados como “prístinos” o “salvajes” están cambiando en respuesta a los impactos antropogénicos que a menudo ocurren debido a acciones lejos de un sitio determinado. A medida que eso sucede, nos acostumbramos más al estado alterado, un fenómeno conocido como “líneas de base cambiantes” (Pauly 1995). En otras palabras, cada generación de personas asume que el estado biológico disminuido es la norma en lugar de reconocer que este estado ha sido alterado por actividades humanas anteriores. Pauly describió originalmente las líneas de base cambiantes en el contexto de las pesquerías, donde los científicos comparan la disminución de peces con la abundancia al comienzo de sus carreras sin considerar las disminuciones históricas en las poblaciones de peces debido a la sobrepesca durante un período de siglos. Uno puede pensar en numerosos ejemplos en los que esta percepción es el caso, como la extinción histórica de muchas especies de fauna debido a la tala de bosques y la caza excesiva hace siglos que, a su vez, han afectado la dispersión y distribución de especies de plantas más recientemente. Estos cambios significan que es probable que los profesionales de la restauración, en cada generación sucesiva, reduzcan sus expectativas de recuperación del ecosistema. Las líneas de base cambiantes también dificultan juzgar si un sistema restaurado está regresando al modelo de referencia (capítulo 3) si el ecosistema de referencia está cambiando al mismo tiempo.

Imposibilidad de controlar la trayectoria de recuperación de los ecosistemas

Una vez que se elige un modelo de referencia para la restauración ecológica, otro desafío es dirigir la trayectoria de recuperación hacia el estado deseado. Incluso en sistemas con un impacto humano mínimo, la recuperación del ecosistema suele ser muy variable e impredecible (capítulo 5) en oposición a la trayectoria lineal de recuperación que a menudo se supone (ver fig. 2.1). Las fluctuaciones climáticas interanuales, las perturbaciones naturales (p. ej., incendios e inundaciones) y los raros eventos de dispersión a larga distancia afectan a las especies que se establecen. Por ejemplo, las especies que colonizan y sobreviven en los primeros años de la restauración del bosque seco están determinadas por las plantas que producen semillas, la cantidad de lluvia cada año, o si un incendio arrasa el sitio y una infinidad de otros factores. La trayectoria del ecosistema en los años subsiguientes se ve afectada por las especies que se establecen inicialmente, así como por la variación constante de las variables climáticas, las perturbaciones naturales y otros eventos estocásticos. El resultado es lo que Hilderbrand, Watts y Randle (2005) denominan el “mito de la copia al carbón” en la restauración. En otras

palabras, podemos invertir recursos considerables para restaurar las condiciones *abióticas* e introducir las especies deseadas, pero es imposible controlar las muchas variables en múltiples escalas espaciales y temporales que influyen en la trayectoria de recuperación del ecosistema y recrear exactamente un ecosistema anterior.

Falta de recursos y conocimientos

Cada año se gastan miles de millones de dólares a nivel mundial en la restauración de ecosistemas, no obstante, nunca habrá fondos suficientes para emprender todo el trabajo de restauración. El limitado financiamiento dificulta el apoyo y gestión de proyectos durante el tiempo necesario para garantizar que los ecosistemas resultantes se parezcan al estado histórico que se escogió. Hay varios proyectos destacados y con un financiamiento sólido, como la restauración de 100 kilómetros del río Kissimmee en Florida, que ha costado aproximadamente 800 millones USD (estudio de caso del río Kissimmee). Sin embargo, la mayoría de los proyectos de restauración se llevan a cabo con fondos limitados y, a menudo, cuentan con el apoyo de mano de obra voluntaria. Siempre existirán conflictos entre lo que es deseable y lo que es factible dada la disponibilidad de fondos.

Asimismo, la falta de conocimiento limita nuestra capacidad para restaurar los ecosistemas por completo. Nuestra comprensión de cómo restaurar ecosistemas ha avanzado sustancialmente a través de una combinación de estudios científicos y aprendizaje de nuestros éxitos y fracasos en proyectos de restauración. No obstante, quedan lagunas importantes en nuestro conocimiento sobre las complejas interacciones entre los factores *abióticos* y *bióticos* en casi todos los ecosistemas, y más aún, no sabemos sobre cómo restaurarlos. Una analogía adecuada es [Humpty Dumpty](#)¹: como un huevo, es mucho más fácil destruir un ecosistema que volver a armarlo. El acto de tratar de restaurar ecosistemas es la última prueba de nuestra comprensión de cómo funcionan (Bradshaw 1987).

Objetivos en conflicto

A simple vista, restaurar un ecosistema hacia una trayectoria histórica específica parece relativamente poco controvertido en términos de un *objetivo* ecológico; sin embargo, a menudo surgen conflictos con respecto a la etapa que sea deseable lograr del ecosistema o de la *especie focal*. A medida que los ecosistemas se recuperan, pasan por un proceso de *sucesión* (capítulo 5) durante el cual las especies adaptadas a las perturbaciones se vuelven menos comunes y otras especies se vuelven más abundantes. Asimismo, las acciones de restauración activa favorecerán a unas especies sobre otras. por ejemplo, como se describe en el estudio de caso de la eliminación de árboles de tamariscos (*Tamarix* spp.) *invasores* y *no nativos* para reducir la transpiración del agua y restaurar la vegetación ribereña nativa. Esta eliminación ha sido muy controvertida porque esta reducción afecta negativamente a un ave en

¹N de los E. *Humpty Dumpty* es un personaje tradicional de una canción infantil inglesa y suele representarse como un huevo con aspecto humano.

peligro de extinción: el mosquero saucero del suroeste (*Empidonax traillii extimus*), especie que anida en tamariscos. En este caso, los objetivos ecológicos en conflicto son solo una parte del desafío.

A medida que aumenta la escala de la huella humana en el paisaje y los proyectos de restauración que se llevan a cabo, es esencial equilibrar una serie de objetivos de restauración ecológica, socioeconómicos y culturales. Este reconocimiento está integrado en algunas definiciones recientes de restauración, que consideran explícitamente el bienestar humano como un componente crítico de los objetivos de restauración ecológica (Reitbergen-McCracken, Maginnis y Sarre 2007; Suding et al. 2015). A escala del sitio, podría significar seleccionar especies de árboles no autóctonos que las comunidades locales valoran por su fruta o madera como parte de las opciones de plantación para la restauración de bosques tropicales, en lugar de utilizar únicamente especies de árboles nativos. A escala de paisaje, significa emplear una combinación de enfoques para mejorar el valor del hábitat para los humanos y otras especies. Por ejemplo, la *restauración de bosques y paisajes* en mosaico de las zonas agrícolas tropicales a menudo incluye una combinación de mantenimiento y restauración de la diversidad en los bosques remanentes, restauración de tierras agrícolas de baja productividad que son importantes para minimizar la erosión y las inundaciones, y un aumento y diversificación de la cubierta arbórea en tierras agrícolas utilizadas activamente. Estos compromisos entre objetivos dan como resultado ecosistemas que no pretenden replicar las condiciones históricas en todo el paisaje.

Debate sobre nuevos ecosistemas

En el siglo XXI, los ecosistemas se componen cada vez más de ensamblajes de especies no históricas o novedosas (es decir, combinaciones de especies y abundancias relativas que no se han observado en la historia humana reciente) debido a cambios ambientales antropogénicos, conversión de tierras, invasiones y extinciones de especies, o una combinación de estos factores (Hallett et al. 2013). Por ejemplo, en California, los eucaliptos no nativos ahora brindan un importante hábitat de hibernación para las mariposas monarca nativas (*Danaus plexippus*), cuyas poblaciones están disminuyendo rápidamente. Estos conjuntos novedosos de especies, junto con las líneas de base cambiantes de los ecosistemas complican aún más la discusión sobre cómo definir y dirigir los esfuerzos de restauración. Hobbs, Higgs y Harris (2009) afirman que los practicantes de la restauración deben considerar detenidamente las opciones de manejo y los objetivos de la restauración en función de la magnitud de los cambios en un ecosistema determinado, y de si el sistema ha superado un umbral en el que la restauración a un estado histórico sería extremadamente difícil implicando una inversión amplia de recursos. En tales casos, los autores argumentan que sería prudente aceptar el objetivo de un *ecosistema novedoso* que “conservar las características del sistema histórico pero cuya composición o función ahora se encuentre fuera del rango histórico de variabilidad” como un objetivo más razonable y alcanzable (Hobbs, Higgs y Harris 2009, 601). Los au-

tores sostienen que apuntar a un “estado novedoso” en algunos casos permite una asignación más efectiva de recursos a otros proyectos en los cuales la restauración a un estado que esté dentro del rango histórico de variabilidad es más probable.

Esta propuesta de incluir nuevos ecosistemas como un objetivo de restauración viable ha encontrado una fuerte oposición por parte de algunos. Murcia et al. (2014) argumentan que esta redefinición de la restauración crea una gran ambigüedad y proporciona una justificación para que los gobiernos y otros organismos que emprenden la restauración ecológica consideren casi cualquier gestión de ecosistemas como restauración, socavando así los recientes compromisos de restauración a gran escala. También argumentan que no existen umbrales claros para cuándo un ecosistema puede o no restaurarse dentro del rango de variabilidad histórica.

Higgs et al. (2014) proporcionan un término medio para el papel de la historia en la orientación de la restauración. Argumentan que todavía necesitamos considerar la composición del ecosistema en el pasado al elegir un modelo de referencia, pero que el papel de los estados históricos está cambiando dada la magnitud de los cambios ambientales. Sugieren que los datos históricos pueden proporcionar información de referencia, decirnos cómo han cambiado los ecosistemas con el tiempo y servir como guía para los esfuerzos de restauración, pero que a menudo no es realista ni pragmático intentar restaurar una copia de un estado anterior, particularmente si no está vinculado al bienestar humano. Muchos otros autores (p. ej., Suding et al. 2015; Falk 2017; Gann et al. 2019) coinciden en que seleccionar un objetivo para la restauración requerirá un delicado equilibrio entre la comprensión del pasado y el reconocimiento de las condiciones actuales y futuras.

DEFINICIONES EN LA PRÁCTICA

El debate sobre definiciones apropiadas y objetivos amplios para la restauración continúa, en gran parte en la literatura académica, con pocas probabilidades de llegar a un consenso. Al mismo tiempo, los responsables de la formulación de políticas y los profesionales de la restauración continúan utilizando el término restauración para referirse a una variedad de objetivos y acciones de manejo. Los esfuerzos para aclarar los términos son valiosos e importantes en un contexto de políticas públicas, pero es imposible estandarizar por completo el uso de términos como *restauración ecológica* o *restauración de bosques y paisajes*. Por lo tanto, como se discutió en el capítulo 3, es fundamental que los involucrados definan claramente las metas y los objetivos específicos del proyecto para cada iniciativa de restauración global y proyecto de restauración local. Por ejemplo, ¿es el objetivo de un proyecto específico de restauración forestal restaurar la cobertura histórica de plantas nativas, proporcionar un hábitat para una especie de ave en peligro de extinción, minimizar la erosión, proporcionar ingresos a los propietarios de tierras, secuestrar carbono, reducir las poblaciones fuente de especies invasoras o más de uno de esos objetivos? Declarar explícitamente esos objetivos es fundamental para la transparencia y la comunicación honesta sobre los beneficios potenciales y las consecuencias negativas de un proyecto de restauración ecológica, como para así

también la selección de métodos de restauración más apropiados y la evaluación de los objetivos (capítulo 3). Además, elegir el modelo de referencia que la restauración pretende lograr es una decisión subjetiva y cargada de valores (Backstrom et al. 2018). No existe un modelo de referencia “claro” y “correcto”. La mayoría de los practicantes de la restauración estarían de acuerdo en que se debe considerar la composición histórica de especies y las funciones del ecosistema al definir el modelo de referencia para un proyecto, pero los objetivos ecológicos específicos deben equilibrarse con las muchas otras consideraciones discutidas anteriormente. Lo que es seguro, es que las diferentes partes interesadas tendrán opiniones variadas sobre los objetivos de restauración y el modelo de referencia apropiado, y estas opiniones deben discutirse a fondo desde el principio si se quiere tener alguna esperanza de una visión clara y el éxito a largo plazo de los esfuerzos de restauración.

LECTURA RECOMENDADA

- Bradshaw, Anthony D. 1987. “Restoration: An acid test for ecology.” En *Restoration Ecology*, editado por William R. Jordan III, Michael Gilpin, and John D. Aber, 23–29. Cambridge: Cambridge University Press.
Proporciona una perspectiva histórica en el campo de la ecología de la restauración.
- Gann, George D., Tein McDonald, Bethanie Walder, James Aronson, Cara R. Nelson, Justin Jonson, Cristina Eisenberg, et al. 2019. *International Principles and Standards for the Practice of Ecological Restoration*. Washington, DC: Society for Ecological Restoration.
Proporciona la síntesis más reciente de terminología, principios y estándares de restauración que han sido respaldados por la Society for Ecological Restoration.
- Higgs, Eric, Donald A. Falk, Anita Guerrini, Marcus Hall, Jim Harris, Richard J. Hobbs, Steven T. Jackson, et al. 2014. “The changing role of history in restoration ecology.” *Frontiers in Ecology and the Environment* 12:499–506.
Presenta una discusión reflexiva sobre cómo está cambiando el papel de la historia en la ecología de la restauración debido a los impactos antropogénicos ubicuos.
- Hilderbrand, Robert H., Adam C. Watts, and April M. Randle. 2005. “The myths of restoration ecology.” *Ecology and Society* 10:19.
Proporciona un resumen y una crítica de cinco suposiciones diferentes en las que se basan la mayoría de los proyectos de ecología de la restauración.
- Hobbs, Richard J., Eric Higgs, and James A. Harris. 2009. “Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration.” *Trends in Ecology and Evolution* 24:599–605.
Introduce el concepto de ecosistema novedoso.

3. PLANIFICACIÓN DE UN PROYECTO

LOS proyectos de restauración son de formas y tamaños distintos. Las personas o grupos que emprenden proyectos lo hacen por varias razones, que van desde amplios requisitos legislativos hasta un deseo personal de contribuir beneficiosamente a la sociedad (capítulo 1). Los ejemplos incluyen agencias gubernamentales con la misión de mejorar las tierras públicas, empresas privadas que cumplen con la legislación ambiental y grupos comunitarios que buscan mejorar su entorno local. Los proyectos varían en escala desde unos pocos metros cuadrados dentro de una cuadra de la ciudad hasta miles de hectáreas, como el proyecto de restauración del río Kissimmee en Florida (estudio de caso del río Kissimmee). Independientemente del tamaño, la complejidad o la motivación detrás de un proyecto, para tener éxito debe planificarse cuidadosamente. En este capítulo, resumo las consideraciones clave en la planificación de proyectos de restauración y remito a los lectores a Rieger, Stanley y Traynor (2014), quienes brindan detalles extensos sobre el proceso de planificación. Analizo el ciclo de *manejo adaptativo* y el *monitoreo* en detalle en el capítulo 4, y analizo métodos para restaurar condiciones *abióticas* y *bióticas* específicas en capítulos posteriores.

PARTICIPACIÓN DE LOS INTERESADOS

Las *partes interesadas* son personas, grupos u organizaciones que tienen un interés creado en una actividad de restauración ecológica, generalmente porque tienen algo que ganar o perder con ella. Las partes interesadas típicas incluyen quienes manejan los recursos naturales, grupos industriales, terratenientes, agricultores, grupos indígenas, agencias gubernamentales con jurisdicción sobre la tierra o la vía fluvial, usuarios recreativos y científicos (consulte el estudio de caso del río Sacramento para obtener una lista de ejemplo de partes interesadas). La mayoría de los proyectos tienen una diversidad de partes interesadas, y los proyectos más grandes suelen tener más partes interesadas que los más pequeños. Algunos proyectos obligatorios, como la recuperación de sitios mineros, pueden tener sólo unas pocas partes interesadas, como el gobierno y la empresa que se ocupa de la limpieza.

Aunque puede ser difícil abordar todos los deseos e inquietudes de las partes

interesadas, establecer un foro abierto, respetuoso y transparente para la participación de las partes interesadas hace más probable que se puedan satisfacer múltiples necesidades ecológicas y sociales, lo que aumenta la probabilidad de éxito en la restauración a largo plazo. Además, involucrar a las partes interesadas en los esfuerzos de restauración es importante para obtener el apoyo del financiamiento público y para el aprendizaje colaborativo.

Las partes interesadas deben participar desde el principio y con frecuencia durante todo el proceso de planificación. La identificación de conflictos y el acuerdo por adelantado sobre los objetivos, permite a los planificadores de proyectos evitar las trampas que pueden sentenciar proyectos que de otro modo estarían bien planificados. Los líderes de proyecto deben hacer uso del conocimiento, la pericia y la experiencia de las partes interesadas y deben aclarar posibles malentendidos tan pronto como surjan (Walker, Senecah y Daniels 2006). Los líderes que alientan a un grupo diverso de partes interesadas a participar en la toma de decisiones temprana y durante todo el proyecto, por lo general descubren que sus proyectos no solo funcionan mejor, sino que el resultado es más exitoso. Por ejemplo, Derak et al. (2018) describen un proyecto exitoso de restauración de bosques en el norte de Marruecos que incluyó a más de sesenta partes interesadas de diversidad de edades, géneros, niveles educativos y antecedentes socioprofesionales en el proceso de planificación, implementación y monitoreo de un proyecto. Allí, las partes interesadas comenzaron discutiendo abiertamente las opciones de uso de la tierra y priorizando las acciones de restauración que maximizaron los *servicios ecosistémicos*, y luego se involucraron en la planificación de la logística y la plantación del proyecto. Dos años después de la implementación del proyecto, la supervivencia de los árboles y el establecimiento de la vegetación natural fueron altos, no hubo vandalismo en el sitio, y los participantes del proyecto informaron sobre los beneficios positivos de la participación social y el aprendizaje de nueva información sobre el manejo y la restauración forestal.

Por el contrario, los primeros esfuerzos para restaurar el bosque ribereño a lo largo del río Sacramento en California se encontraron con la oposición de los agricultores que estaban preocupados por el aumento de las inundaciones y la propagación de plantas y animales considerados plagas agrícolas, así como por la pérdida de tierras de cultivo (caso del río Sacramento estudio). Este desafío llevó a la junta asesora local a votar para reducir a la mitad el área designada para la conservación y restauración de bosques ribereños y a que los gobiernos locales instituyeran regulaciones más estrictas para proteger a los propietarios de los posibles efectos negativos de los sitios de restauración cercanos. En los últimos años, las organizaciones de conservación que trabajan para restaurar el río Sacramento han establecido comités asesores de partes interesadas para facilitar el diálogo a lo largo del proceso de planificación e implementación de la restauración, lo que ha hecho avanzar la ciencia y mejorado el éxito de la restauración. El estudio de caso de Asian Mangrove proporciona un claro ejemplo de cómo el compromiso significativo y continuo con la comunidad local es un factor principal que determina los resultados de la restauración. Cuando la comunidad local participó durante todo

el proceso de planificación e implementación, la supervivencia de los árboles plantados fue generalmente alta, pero en los casos en que los árboles fueron plantados por organizaciones externas sin involucrar a la comunidad, el mantenimiento continuo fue mínimo y la supervivencia de los árboles fue baja.

Las partes interesadas pueden participar de diversas formas. A menudo comienza con reuniones públicas o el establecimiento de un foro continuo para el intercambio de información con una representación clara de todos los grupos de partes interesadas específicos. En algunos casos, se utiliza un enfoque de toma de decisiones más formal y estructurado que involucra una gama de herramientas analíticas para guiar a los tomadores de decisiones a través de un proceso de planificación transparente. Por ejemplo, Guerrero et al. (2017) describen un proceso de planificación de varios pasos para establecer prioridades de financiamiento público para restaurar la vegetación en ochocientos parques de conservación en Queensland, Australia. El primer paso fue encuestar a un gran número de partes interesadas para comprender sus prioridades, a lo que siguió un taller con un subconjunto de actores clave para sintetizar y refinar estas prioridades. Como paso final, utilizaron una herramienta de apoyo a la toma de decisiones para comparar las ventajas y desventajas de los objetivos y priorizar las inversiones en acciones de restauración.

García (2017) describe otro enfoque que utiliza “juegos de roles” para trabajar hacia el consenso entre las partes interesadas para gestionar de manera sostenible los bosques en la cuenca del Congo. En estos juegos, se pedía a las partes interesadas (p. ej., empresas madereras certificadas por el Forest Stewardship Council, organizaciones no gubernamentales internacionales, representantes de la comunidad local, funcionarios gubernamentales) que tomaran decisiones sobre los tipos de medidas de manejo forestal que se aplicarían y qué áreas proteger; luego compararon los resultados de las ganancias de la madera, las comunidades locales y la conservación de los bosques. Esto ayudó a explorar varios escenarios, ilustrar conceptos y resultados los que fueron presentados como varios puntos de consenso al final del taller de tres días.

Independientemente del enfoque, Walker, Senacah y Daniels (2006) enfatizan la importancia de hacer que el proceso esté abierto a la mayor cantidad posible de partes interesadas, valorando los aportes de cada participante e incorporando las ideas de las partes interesadas de manera significativa y transparente. Animar a grupos e individuos con diversos intereses a hablar cara a cara sobre la toma de decisiones lleva tiempo, pero puede garantizar que un proyecto esté configurado para tener éxito.

EL ESTABLECIMIENTO DE METAS

Un paso crítico al principio del proceso de planificación es establecer los objetivos del proyecto de restauración lo más específicos posible (fig. 3.1). Este enfoque puede sonar obvio, pero muchos proyectos se saltan este paso importante y avanzan con metas poco claras o vagas que brindan poca orientación a los responsa-

bles de su implementación y evaluación posterior al proyecto (Lockwood y Pimm 1999). Los objetivos que son demasiado amplios pueden generar expectativas conflictivas entre las partes interesadas. Por ejemplo, el objetivo de restaurar pastizales nativos"podría interpretarse de varias maneras diferentes, como restaurar pastizales para (1) aumentar la cobertura de especies de plantas nativas, (2) mejorar la población de un insecto de pastizales nativos en peligro de extinción, (3) reducir la biomasa vegetal para minimizar el riesgo de incendios, (4) aumentar el contenido de carbono de los suelos, (5) mejorar la cubierta de plantas nativas de pastizales que son fuente de alimento para los pueblos indígenas, (6) alguna combinación de las opciones 1 a 5, o (7) un objetivo completamente diferente.

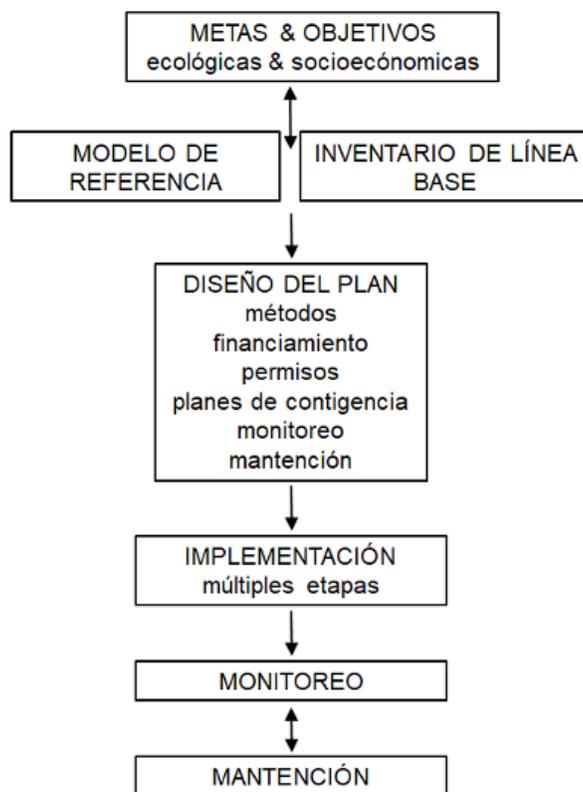


Figura 3. 1: Pasos en la planificación e implementación de un proyecto de restauración ecológica.

Los proyectos de restauración pueden tener múltiples objetivos para restaurar un tipo de hábitat dado, pero rara vez es posible maximizarlos simultáneamente porque a menudo entran en conflicto. Por ejemplo, un proyecto de pastizales que tiene el objetivo de aumentar el crecimiento de las plantas para maximizar el alma-

cenamiento de carbono también podría aumentar el riesgo de incendio. Asimismo, la especie de planta deseada por un grupo indígena puede no ser la misma especie que necesita el insecto en peligro de extinción. Por lo tanto, es importante establecer objetivos detallados al principio del proceso de planificación para minimizar los conflictos, seleccionar estrategias de restauración adecuadas y poder evaluar el éxito posteriormente.

Muchos proyectos tienen objetivos sociales que deben establecerse claramente; a menudo incluyen la creación de empleo, la educación ambiental, el aumento de las oportunidades recreativas y la participación de la comunidad. Greenbelt Movement en Kenia, dirigido por la ganadora del Premio Nobel Wangari Maathai, alentó a las mujeres a cultivar plántulas y plantar árboles con el objetivo de minimizar la erosión, mejorar el almacenamiento de agua y proporcionar alimentos y leña, así como empoderar a las mujeres y promover la democracia participativa (Greenbelt Movement Dakota del Norte.). De manera similar, muchos proyectos de restauración urbana tienen como objetivo reconectar y educar tanto a niños como a adultos sobre su historia natural local. Una vez que se han acordado los objetivos generales que brindan dirección y visión para el proyecto, deben combinarse con objetivos medibles (Gann et al. 2019), comúnmente denominados objetivos EMART (SMART en inglés) o criterios de desempeño.

Los objetivos deben ser específicos (E), medibles (M), alcanzables (A) dadas las limitaciones existentes y los recursos disponibles, relevantes (R) para evaluar si se logran las metas más amplias y tener un marco de tiempo claro (t) para la realización del proyecto. La restauración de la cobertura de plantas nativas en los pastizales es una meta aceptable, pero no brinda ninguna información sobre cuánta superficie y cuándo se debe restaurar la cobertura nativa, los cuales son importantes para determinar si el proyecto fue exitoso. Un objetivo junto con esta meta podría ser lograr una cobertura de plantas nativas del 30 % dentro de tres años y una cobertura de plantas nativas del 50 % dentro de diez años. De manera similar, un objetivo social podría ser un mínimo de diez visitas de campo por parte de escuelas primarias y secundarias locales cada año. La tabla 3.1 proporciona ejemplos adicionales de metas y objetivos asociados para el estudio de caso de Younger Lagoon.

Las metas y los objetivos deben establecerse al principio del proceso de planificación. Para garantizar que sean alcanzables y razonables, este paso debe realizarse simultáneamente con el desarrollo de un modelo de referencia y la realización de una línea base de referencia junto con las limitaciones para la restauración en el sitio del proyecto. A medida que el grupo de planificación acuerda los modelos de referencia y realiza la investigación inicial y las evaluaciones del sitio, la nueva información o las limitaciones imprevistas pueden requerir la revisión de los objetivos originales del proyecto.

Tabla 3. 1: Metas y objetivos seleccionados para la restauración de praderas costeras y hábitats de humedales de agua dulce en la Reserva Younger Lagoon¹ en la costa central de California, EE.UU.

Meta	Objetivo	Tiempo de Evaluación	Acción si no se alcanza el objetivo
Restaurar la vegetación nativa de las praderas costeras	4 o más especies de plantas nativas establecidas por transecto y $\geq 10\%$ de cobertura nativa	2 años después de la siembra	Realizar plantación suplementaria y control de malezas
	6 o más especies de plantas nativas establecidas por transecto, $\geq 25\%$ de cobertura nativa, evidencia de reclutamiento natural de especies nativas	5 años después de la siembra y posteriormente.	Realizar plantación suplementaria y control de malezas. Consultar comité asesor científico
Eliminar todas las malezas de alta prioridad	No hay malezas de alta prioridad en el sitio	3 años desde el inicio del plan	Continúe con el control de malezas y considere métodos alternativos
Restaurar la hidrología de los humedales	Restaurar el flujo hidrológico del humedal 2 al humedal 1	1, 2 y 3 años después de la instalación del desvío	Mejorar la estructura de desvío
Proporcionar la oportunidad de interpretación para los visitantes del centro de descubrimiento marino cercano	Ofrecer visitas guiadas por docentes dos veces al mes	En curso	Aumentar la frecuencia de los recorridos
Proteger el hábitat nativo, la vida silvestre y los esfuerzos de investigación y restauración	Eliminar todos los animales domésticos que no sean de servicio del sitio	En curso	Aumentar el alcance y la educación para reservar visitantes, coordinar con el departamento de policía sobre violaciones

¹ Consulte el estudio de caso de Younger Lagoon para obtener más detalles.

DESARROLLAR UN MODELO DE REFERENCIA

Establecer metas y objetivos específicos requiere elegir un *modelo de referencia* o un *ecosistema de referencia* para el hábitat que se está restaurando. Un modelo de referencia representa el objetivo aproximado para la restauración, y debe basarse en la comprensión de los procesos biofísicos y las interacciones ecológicas en un ecosistema dado (capítulos 5 y 6; Clewell y Aronson 2013). McDonald et al. (2016, 6) aclaran que el modelo de referencia “tiene como objetivo caracterizar la condición del ecosistema como sería si no hubiera sido degradado, ajustado según sea necesario, para adaptarse a las condiciones bióticas o ambientales predichas o cambiadas”; este modelo se desarrolla a partir de múltiples fuentes de información sobre condiciones pasadas, presentes y proyecciones futuras en el sitio y sitios similares en la región. Los practicantes de la restauración deben preguntarse si el modelo de referencia ideal se aproxima a cómo era el ecosistema hace un siglo, si los mejores *sitios de referencia* son cercanos al sitio o si son combinación de especies que se adaptan bien a las condiciones actuales y futuras. Para algunos objetivos, como mejorar la calidad del agua, existen estándares publicados sobre qué concentraciones de ciertos químicos son seguras para los humanos y algunas especies de fauna, que pueden informar los objetivos. En la mayoría de los casos, sin embargo, como se discutió en el capítulo 2, seleccionar un modelo de referencia apropiado para informar los objetivos del proyecto es complicado e involucra subjetividad. Aprovechar muchas fuentes diferentes de información y solicitar aportes de partes interesadas, profesionales, científicos y otras personas con experiencia en el tipo de ecosistema que se está restaurando puede ayudar en este proceso.

Una fuente potencial de información para el modelo de referencia son los datos históricos. Si el sitio fue perturbado recientemente, los datos del sitio antes de esa perturbación son particularmente útiles. En muchos casos, sin embargo, tales datos no están disponibles, por lo que determinar cómo era un ecosistema hace cincuenta años, cien años o más requiere un trabajo de “detective ecológico” para reunir información de diversas fuentes (Egan y Howell 2001; Clewell y Aronson 2013). Los documentos escritos, como notas de estudios de campo, listas de especies, revistas de historia natural, trabajos de investigación, floras y faunas e informes no publicados, pueden ser valiosas fuentes de información.

Las historias orales que documentan el *conocimiento ecológico tradicional* y el *conocimiento ecológico local* (también denominados en conjunto “conocimiento indígena y local”) de personas que vivieron en una región durante largos períodos de tiempo también pueden ser informativas (Uprety et al. 2012; Potts et al. 2018; Gann et al. 2019). Estas personas a menudo tienen un conocimiento detallado de la composición histórica de las especies y cómo manejar los ecosistemas para facilitar la *recuperación* en base a su propia experiencia. Por ejemplo, Wehi (2009) revisó más de dos mil quinientos dichos ancestrales del pueblo maorí en Nueva Zelanda y encontró que el 9.4% de ellos se referían a especies de plantas terrestres, proporcionando así información valiosa sobre sus requisitos de hábitat, interacciones con animales y prácticas de manejo pasadas. Mamun (2010) describe cómo se pue-

de utilizar el conocimiento de los pescadores locales sobre el movimiento de los peces y la selección del hábitat para mejorar la restauración del hábitat costero en Bangladesh. Aprovechar el conocimiento ecológico local proporciona información importante sobre el ecosistema y también involucra a las comunidades locales en el proceso de restauración ecológica.

Fotografías históricas, mapas y obras de arte brindan una representación visual del sitio en un momento anterior. Los especímenes del museo y las muestras de polen ofrecen evidencia de qué especies estuvieron presentes en un sitio en el pasado, también los anillos de los árboles brindan información sobre las condiciones climáticas anteriores. Algunas personas incluso usan basureros de ratas, que pueden preservar semillas y huesos de animales durante cientos o incluso miles de años en áreas áridas. Ninguna de estas fuentes proporciona una imagen tan completa de un ecosistema como los datos contemporáneos, pero cuando están disponibles, todas pueden ayudar a informar el modelo de referencia.

La mayoría de los proyectos de restauración utilizan datos de *sitios de referencia* cercanos relativamente intactos con condiciones similares a aquellos en los que se implementará el proyecto de restauración como fuente de información para el modelo de referencia; estos sitios generalmente se seleccionan consultando con expertos o mirando fotografías aéreas históricas para seleccionar sitios que hayan recibido un impacto humano mínimo. Se recomienda utilizar datos de múltiples sitios de referencia, idealmente recolectados repetidamente durante varios años, para incorporar la variación espacial y temporal natural cuando se definen los objetivos de restauración (White y Walker 1997). Los sitios de referencia a menudo proporcionan el objetivo más realista que se puede lograr dados los cambios irreversibles que han ocurrido, como las invasiones y *extinciones* de especies. Por ejemplo, incluso los pastizales de California, los que destacan por ser muy diversos, suelen tener más del 50 % de cobertura de hierbas y pastos no autóctonos, lo que significa que un objetivo de cobertura del 100 % de especies *nativas* no se puede lograr de manera realista en la mayoría de los casos.

Dado el cambio climático global y otros impactos antropogénicos, es cada vez más importante considerar las posibles condiciones futuras al desarrollar un modelo de referencia. Los estados futuros son difíciles de anticipar, por lo que para garantizar que el proyecto tenga éxito en las condiciones futuras, a menudo se utilizan modelos de patrones climáticos futuros previstos, flujos hidrológicos y distribuciones de especies para informar el modelo de referencia y el plan de diseño del proyecto. Como un ejemplo, Veloz et al. (2013) utilizaron modelos de aumento del nivel del mar para guiar la futura restauración de humedales en la Bahía de San Francisco y restaurar de manera más efectiva el hábitat para varias especies de aves de marismas de interés. Los profesionales de la restauración están considerando cada vez más las condiciones climáticas futuras al seleccionar especies y ecotipos para la restauración (capítulo 9). Del mismo modo, se están considerando diferentes estrategias al planificar para mejorar la supervivencia en proyectos de restauración de corales, como seleccionar ecotipos de coral o sus algas asociadas que estén adaptadas a temperaturas más altas y aclimatarlas a temperaturas

elevadas antes de la plantación (van Oppen et al. 2015).

ANÁLISIS DE CONDICIONES EXISTENTES

Otro paso inicial importante en la planificación del proyecto es analizar las condiciones existentes que afectarán y limitarán los esfuerzos de restauración tanto dentro como fuera del sitio y resolver estas limitaciones en la medida de lo posible. Este proceso debe hacerse en paralelo con el establecimiento de objetivos y la definición de un modelo de referencia. Un primer paso es realizar un *inventario de referencia* para evaluar las condiciones abióticas y bióticas actuales del sitio que se va a restaurar (ver fig. 3.1). Esta información sirve como punto de referencia para la planificación de la restauración y para evaluar el progreso posterior en el proyecto de restauración. Las condiciones abióticas que normalmente se evalúan incluyen la química del suelo y el agua, los flujos hidrológicos, la variabilidad topográfica y las condiciones microclimáticas. Las condiciones bióticas comúnmente incluyen la composición y abundancia de *especies nativas* y *no nativas* en el sitio, a menudo con énfasis en especies focales para el proyecto de restauración. Asimismo, mapas detallados del sitio que incorporan la heterogeneidad espacial en las condiciones abióticas y bióticas (p. ej., tipo de suelo, profundidad del agua subterránea, distribución de especies) ayudarán a guiar el diseño del proyecto. Por ejemplo, los planes de restauración ribereña a lo largo del río Sacramento incluyen datos de referencia sobre la variabilidad dentro del sitio en el tipo de suelo y la profundidad del agua subterránea; las especies de pastizales y sabanas se utilizan en áreas con suelos arenosos y aguas subterráneas más profundas, mientras que las especies de bosques ribereños se plantan en suelos fértiles con aguas subterráneas poco profundas (estudio de caso del río Sacramento). También es importante evaluar los factores fuera del sitio de restauración que influyen en la recuperación, como los aportes de agua y nutrientes, y las posibles fuentes de propágulos de fauna y flora en el paisaje (capítulos 5 y 6).

El inventario de referencia de las condiciones dentro y alrededor del sitio ayudará a informar qué metas y objetivos son factibles y el grado de intervención necesario para alcanzarlos. Por ejemplo, si las condiciones abióticas solo se alteran moderadamente y las especies deseadas están presentes en el sitio o en los ecosistemas cercanos, puede ser más rentable utilizar un enfoque de regeneración natural para restaurar el sistema. Por otro lado, si las especies invasoras están muy extendidas, los practicantes de la restauración deberán seleccionar métodos para eliminar esas especies y reintroducir especies nativas.

La evaluación de las limitaciones actuales y futuras identificadas desde el principio, puede guiar las decisiones sobre cómo abordar, compensar o adaptarse a las limitaciones específicas de un sitio (Gann et al. 2019). Es fundamental resolver las principales tensiones existentes en el ecosistema (p. ej., aportes elevados de nutrientes desde el exterior del sitio, *hidrología* alterada, fuentes cercanas de especies invasoras) antes de emprender la restauración para aumentar la probabilidad de éxito de la restauración y reducir la necesidad de un *mantenimiento continuo del*

ecosistema. Cuando no es factible resolver las limitaciones principales, es poco probable la recuperación total y los objetivos del proyecto deben reflejar ese punto. Por ejemplo, restaurar el *régimen hidrológico* histórico y el patrón del canal del río en los arroyos urbanos rara vez es factible debido a las extracciones de agua humanas ubicuas, el desarrollo adyacente a los ríos y las preocupaciones sobre las inundaciones.

Por lo tanto, dichos proyectos generalmente se enfocan en mejorar la calidad del hábitat inmediatamente adyacente al río, la calidad del agua y los espacios verdes para las poblaciones urbanas en lugar de intentar restaurar los flujos históricos (Riley 2016). Algunas restricciones menores que afectan el funcionamiento del ecosistema se pueden abordar con métodos de restauración. Por ejemplo, la herbivoría de mamíferos o aves en plántulas recién plantadas se puede reducir con varios tipos de dispositivos de protección de plantas (capítulo 9). Además, la señalización clara, los programas educativos junto con la educación ambiental y la participación de la comunidad, pueden reducir el vandalismo dentro de los proyectos de restauración.

CONSIDERACIONES DEL PLAN DE DISEÑO

Una vez que se ha desarrollado el modelo de referencia y se han evaluado las condiciones existentes, se deben finalizar las metas y objetivos, los cuales guiarán el siguiente paso: el plan de diseño (ver fig. 3.1; Rieger, Stanley y Traynor 2014). El plan de diseño del proyecto detalla las pautas, los métodos, los dibujos técnicos y el cronograma para implementar el proyecto, así como también quién es responsable de tomar las diversas acciones descritas en el plan. El borrador inicial sirve para comunicar claramente el plan a otros y solicitar comentarios para mejorar. Después de incorporar la retroalimentación, el borrador final guiará el proyecto de restauración. Rieger, Stanley y Traynor (2014) brindan una explicación detallada del proceso y recursos útiles para escribir planes de diseño de proyectos (consulte el sitio web del libro para ver ejemplos de planes de diseño).

Selección de métodos de restauración

Se pueden usar muchas técnicas de restauración en cualquier proyecto dado, por lo que es importante evaluar el éxito potencial de los métodos alternativos para lograr las metas y objetivos establecidos del proyecto. Hacerlo significa revisar la literatura relevante, hablar con personas con experiencia en varios campos y solicitar las experiencias y comentarios de las partes interesadas. En los sistemas en los que ha habido una restauración extensa en el pasado, las mejores prácticas de manejo (es decir, las prácticas de restauración más efectivas y factibles) pueden estar bien establecidas, pero más a menudo hay una variedad de opciones que deberán evaluarse y probarse para determinar cuál es el más efectivo para las condiciones del sitio y los objetivos del proyecto. Por ejemplo, el uso de remoción manual, herbicidas, quemados controlados o algún otro método para remover especies de plantas

invasoras (capítulo 8) depende del tipo de ecosistema, qué acciones están permitidas en el sitio, la cantidad de mano de obra disponible y un sinfín de otros factores. En primer lugar, el plan de diseño debe proporcionar una breve justificación y una descripción detallada de las actividades de restauración que se llevarán a cabo para mejorar las condiciones abióticas y bióticas del sitio. En segundo lugar, el plan también debe describir cualquier posible efecto no deseado de las acciones de restauración seleccionadas y describir los pasos que se tomarán para minimizar los posibles efectos negativos (Gann et al. 2019). Finalmente, el plan debe delinear claramente las pautas para el abastecimiento y la genética de las especies de plantas o animales que se introducirán activamente (capítulos 9 y 10).

Planes de contingencia, monitoreo y mantenimiento

Dada la mayoría de las restricciones presupuestarias, los proyectos de restauración con frecuencia se enfocan en los primeros tres años. Los líderes de proyecto comúnmente no consideran qué sucede si las cosas no salen según lo planeado y cómo se mantendrá el proyecto a largo plazo. Los proyectos de restauración rara vez proceden exactamente según lo planeado por una serie de razones, como perturbaciones naturales (p. ej., sequías o inundaciones), cambios en el apoyo financiero o la voluntad política, condiciones imprevistas del sitio y fallas en los métodos de restauración (Rieger, Stanley y Traynor). 2014). Además, la recuperación de los ecosistemas lleva de décadas a siglos, por lo que rara vez los proyectos de restauración tendrán éxito a largo plazo sin un monitoreo y mantenimiento continuos.

Debido a lo anterior, los profesionales de la restauración deben adoptar un enfoque de manejo adaptativo, que se refiere a mejorar el manejo de los ecosistemas aprendiendo de la implementación de proyectos, evaluando sus resultados y tomando medidas correctivas (capítulo 4; Walters 1986), junto con planificar en caso de contingencias cuando las cosas inevitablemente salgan mal. Por tanto, el plan de diseño debe delinear una estrategia de monitoreo y discutir cómo se usarán los datos de monitoreo para guiar las acciones correctivas (capítulo 4). La tabla 3.1 ilustra algunos ejemplos; por ejemplo, si no se alcanzan ciertos objetivos de diversidad y cobertura nativa en un tiempo determinado, entonces es necesario realizar plantaciones o siembras adicionales. Para los proyectos que involucran la siembra o la plantación de especies, las tasas de establecimiento dependen en gran medida de la cantidad y las precipitaciones, por lo que para aumentar la probabilidad de un establecimiento exitoso de la vegetación, es aconsejable plantar durante varios años (Wilson 2015). Obviamente, no es posible considerar todos los resultados posibles, pero es útil considerar los riesgos más probables y cómo se abordarían. El plan de diseño debe tener una visión a más largo plazo y debe discutir cómo se mantendrá el proyecto más allá de la etapa de implementación inicial. Algunas preguntas que deben abordarse en el plan de diseño incluyen:

- ¿Cuál es la situación de la tenencia de la tierra a largo plazo? ¿Es segura?

- ¿Quién es responsable de administrar y mantener el proyecto de manera adaptativa poco después de la implementación, así como a largo plazo?
- ¿Cuándo se evaluarán los objetivos del proyecto y se tomarán las posibles acciones correctivas?
- ¿Cuál es la fuente de financiamiento para la gestión del proyecto en curso?

Estas preguntas se descuidan con frecuencia, lo que lleva a que muchos proyectos de restauración tengan solo efectos temporales en la recuperación del ecosistema. Muchos proyectos de restauración de manglares en Asia ilustran este problema común de restauración, en el que se han gastado millones de dólares en actividades de restauración, como la plantación de árboles, sin una planificación previa cuidadosa o sin considerar cómo se gestionarán los árboles y el ecosistema en su conjunto a lo largo del tiempo. (estudio de caso de los manglares asiáticos). A menudo, tales proyectos tienen una alta tasa de fracaso, desperdiciando las inversiones iniciales.

Permisos

Otra parte crítica del proceso de planificación de la restauración es identificar cualquier restricción legal que rija el sitio de restauración y adquirir los permisos necesarios. Para proyectos que ocurren en países que tienen regulaciones ambientales estrictas (capítulo 11), la obtención de permisos puede llevar mucho tiempo, tanto que algunas firmas consultoras tienen empleados cuyo único trabajo es obtener los permisos. Es posible que se necesiten permisos de agencias locales, estatales y federales para proyectos que afecten la calidad del aire y el agua, el flujo de agua, los hábitats sensibles o las especies de interés; interrumpir el tráfico; usar herbicidas o pesticidas; o exigir la recolección de semillas de tierras públicas. Por lo tanto, es fundamental comenzar el proceso de obtención de permisos en las primeras etapas de la fase de planificación. La tabla 3.2 proporciona un ejemplo de la lista de permisos necesarios para un proyecto de restauración de hábitat costero relativamente pequeño en California. El tipo y el alcance de los permisos requeridos dependen del tipo de ecosistema y el marco regulatorio de la ubicación del proyecto, por lo que es esencial el conocimiento de las regulaciones locales y federales y el proceso de permisos asociado para el sitio del proyecto.

Recursos y presupuesto

Seleccionar métodos apropiados para el proyecto requiere evaluar no solo las metas y limitaciones del proyecto, sino también los recursos disponibles. Un obstáculo importante para muchos proyectos de restauración es el alto costo (capítulo 12), por lo que el plan de diseño debe incluir un presupuesto detallado e indicar claramente quién pagará el proyecto antes de que comience la implementación (ver fig. 3.1). Además de los recursos financieros, los planificadores deben considerar qué otros recursos se necesitan y quién es responsable de proporcionarlos. ¿De

dónde vendrá el suministro de plantas y semillas? ¿Hay acceso a agua de riego en el sitio? Si hay voluntarios involucrados, ¿quién los reclutará y coordinará? Debido a que los costos inesperados son una realidad de los proyectos de restauración, es importante tener fondos de contingencia adicionales integrados en el plan para brindar cierta flexibilidad e identificar quién será responsable si los costos exceden el presupuesto.

Tabla 3. 2: Permisos requeridos para la restauración¹ de praderas costeras y hábitats de humedales de agua dulce en la Reserva Younger Lagoon² en la costa central de California, EE.UU.

Agencia de permisos	Ley que requiere permiso	Motivo del permiso
Comisión Costera de California	Ley Costera de California	Trabajos de construcción y rehabilitación de edificios en la zona costera
Departamento de Regulación de Pesticidas de California	Título 3 del Código de Regulaciones de California	Uso de herbicidas con fines de restauración o científicos
Servicio de Pesca y Vida Silvestre de California	Código de Caza y Pesca Sección 1002 y Título 14 Secciones 650 y 670.7	Recolección y manejo científico de especies vegetales y/o animales protegidas
Parques estatales de California	Código de Regulaciones de California	Recolección de semillas de sitios de referencia administrados por CA State Parks
Junta de Control de Recursos Hídricos del Estado de California	Sección 1251 de la Ley de Agua Limpia de EE.UU.	Descarga de aguas pluviales durante proyectos de construcción y restauración
Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU.	Sección 404 de la Ley de Agua Limpia de EE.UU.	Presencia de humedales
Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EE.UU.	Ley de especies en peligro de extinción	Hábitat potencial de la rana de patas rojas de California ³

¹ Se requieren permisos adicionales para la investigación científica sobre restauración.

² Consulte el estudio de caso de Younger Lagoon para obtener más detalles

³ La rana de patas rojas de California (*Rana draytonii*) es una especie amenazada.

Cronología

Los planes de diseño deben pensar cuidadosamente en el cronograma para la implementación, el monitoreo y el mantenimiento del proyecto. La mayoría de los proyectos de restauración requieren una gran cantidad de preparación previa para garantizar que los recursos estén disponibles en el momento en que se necesiten. Por ejemplo, los proyectos que involucran la revegetación pueden requerir varios

años para recolectar suficientes semillas nativas, cultivar las semillas en un invernadero y preparar las plantas para llevarlas a terreno antes de que pueda comenzar la revegetación (tabla 3.3). Trabajar en el proceso de planificación con las partes interesadas y obtener los permisos y el financiamiento puede llevar incluso más tiempo. Por lo tanto, es importante revisar minuciosamente el orden y el tiempo de cada paso para que todos los permisos y recursos necesarios estén disponibles cuando sea necesario para implementar el proyecto. Inevitablemente, hay retrasos en los proyectos debido a circunstancias inesperadas, lo que requerirá cierta flexibilidad en el cronograma.

IMPLEMENTACIÓN

Una vez que se completa el plan de diseño, la siguiente fase es la implementación (ver fig. 3.1). Cuando sea posible, es mejor utilizar un enfoque de “restauración por etapas” (Bakker et al. 2018), primero probando métodos, particularmente aquellos que son novedosos, a pequeña escala antes de escalarlos progresivamente. Para los proyectos de revegetación, los esfuerzos piloto a menudo consisten en plantaciones a pequeña escala de muchas especies para seleccionar el subconjunto que se desempeñe mejor en las condiciones del sitio local. Un buen ejemplo de un enfoque de restauración por etapas a gran escala es el proyecto de restauración del río Kissimmee en Florida, donde el canal de 90 kilómetros de largo se restauró a un río serpenteante de 166 kilómetros de largo (estudio de caso del río Kissimmee). Los primeros pasos fueron construir modelos físicos a pequeña escala para la restauración (Koebel y Bousquin 2014) y usar modelos numéricos para simular y comparar las condiciones hidrológicas de tres opciones de restauración. Luego se restauró una pequeña sección del río y se monitorearon de cerca los resultados antes de completar el proyecto completo en cuatro etapas. Sin embargo, el enfoque de restauración por etapas puede ser un desafío para implementar si los fondos de restauración solo están disponibles para uno o algunos años. Independientemente, la realización de estudios piloto probablemente valdrá la pena a largo plazo porque a menudo ahorran una cantidad considerable de dinero al identificar los métodos más rentables y mejorar la probabilidad de éxito a largo plazo.

La implementación del proyecto requiere una cuidadosa coordinación para garantizar la sincronización adecuada de la mano de obra, el equipo y los materiales en el sitio (Rieger, Stanley y Traynor 2014). Contratar personal o reclutar voluntarios antes de que se hayan obtenido los permisos o las plantas estén listas para trasplantar puede generar frustración y demoras. Por otra parte, antes de la implementación, debe quedar claro qué miembros del personal son responsables de qué tareas, y todo el personal y los voluntarios deben estar bien capacitados en las metodologías correctas. Siguiendo la misma línea, el personal de supervisión debe visitar el sitio del proyecto con frecuencia para asegurarse de que los métodos se implementan correctamente y para evaluar cuándo es necesario ajustar el plan del proyecto. A menudo, serán necesarias algunas modificaciones a los métodos

Tabla 3. 3: Cronograma para un proyecto de restauración de pastizales a pequeña escala¹ en la Reserva Younger Lagoon²

Actividad	Al menos un año antes del proyecto	Agosto- principios de oct.	Oct./ nov.	Dic.	Una semana antes de la siembra	Mediados de dic./feb.	Marzo	En curso
Obtener permisos	■							
Comenzar el control de malezas	■							
Recolección de semillas	■ ³							
Germinar semillas		■						
Trasplantar plántulas a macetas			■	■				
Instalar cercas para conejos alrededor del sitio				■				
Organizar la mano de obra y ensamblar las herramientas para el proyecto				■				
Control final de malezas					■			
Endurecimiento de plantas					■			
Esparcir mulch					■			
Plantar plántulas					■	■		
Replante							■	
Corta en primavera y otoño para controlar las malas hierbas								■

¹ Los cronogramas para proyectos más grandes, particularmente para aquellos que incluyen movimientos de tierra, son mucho más complejos

² Ver estudio de caso de Younger Lagoon para más detalles

³ La producción de semillas varía mucho de un año a otro y algunas semillas deben madurar antes de la germinación, por lo que es mejor comenzar la recolección de semillas en la primavera y el verano del año anterior a la germinación de las semillas y continuar recolectando en la primavera y el verano inmediatamente anteriores.

de restauración, y estos cambios deben realizarse en consulta con el diseñador del proyecto y cualquier grupo con supervisión regulatoria. Es importante mantener registros detallados de las acciones realizadas y sus costos asociados, particularmente cuando hay cambios en el plan de diseño, y compartir el progreso y los

cambios en los planes con las partes interesadas con frecuencia. Esta información, en combinación con los datos de monitoreo, puede ayudar a documentar qué tan exitosos son los diferentes enfoques y, por lo tanto, informar los futuros esfuerzos de restauración (capítulo 4).

LECTURA RECOMENDADA

- Clewell, A. F., and J. Aronson. 2013. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Washington, DC: Island Press.

Proporciona una descripción general amplia de la ecología de la restauración, incluidos temas como por qué restaurar ecosistemas, cómo definir el sistema de referencia y cómo planificar proyectos de restauración de ecosistemas.

- Egan, David, and Evelyn A. Howell. 2001. *The Historical Ecology Handbook: A Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.

Proporciona amplia información sobre la recopilación y el uso de diferentes tipos de datos históricos para caracterizar el modelo de referencia.

- Rieger, John, John Stanley, and Ray Traynor. 2014. *Project Planning and Management for Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.

Proporciona una discusión detallada de los aspectos prácticos de la planificación e implementación de proyectos de restauración desde la perspectiva de un profesional.

4. MONITOREO Y MANEJO ADAPTATIVO

CADA año se gastan miles de millones de dólares y se invierten miles de horas de trabajo, tanto voluntario como remunerado, para restaurar ecosistemas dañados. Sin embargo, muchos de estos proyectos son de corta duración y, cuando duran, rara vez sabemos si se lograron los objetivos propuestos en el plan. ¿Por qué? Esto debido en parte a que la mayoría de los proyectos de restauración carecen de un protocolo de *monitoreo* sólido y un plan de manejo adaptativo. Estas consideraciones son fundamentales para determinar si los esfuerzos de restauración están siendo exitosos y, en caso de no ser así, implementar acciones de manejo para enmendar la situación. Incluso en los casos en que los planes de diseño exigen el monitoreo y el manejo adaptativo, la mayoría de los planes de monitoreo no logran evaluar el éxito debido a que el plan no se especifican objetivos medibles, carecen de un cronograma (capítulo 3), las variables medidas no corresponden a los objetivos, o no hay un plan claro sobre qué hacer con los datos una vez recopilados (Elzinga, Salzer y Willoughby 1998; Lindenmayer y Likens 2018). Bernhardt et al. (2005) revisaron más de treinta y siete mil proyectos de restauración de ríos en los Estados Unidos, y solo el 10 % de ellos tenía evidencia de que se había realizado el monitoreo. En muchos casos, los programas de monitoreo no estaban bien diseñados para evaluar los objetivos de las acciones de restauración.

En este capítulo, realizo una descripción general del manejo adaptativo y analizo las consideraciones y recomendaciones generales para desarrollar protocolos de monitoreo de restauración rentables en el tiempo. No discuto en detalle los parámetros de monitoreo para tipos de ecosistemas individuales u objetivos de proyectos específicos, más bien, remito a los lectores a recursos adicionales donde se describen detalladamente.

El monitoreo es más que recopilar datos. Es la recopilación sistemática y ordenada de datos durante un período de tiempo con el fin de evaluar si se logran los objetivos específicos del proyecto (Holl y Cairns 2002). El monitoreo ayuda a identificar los problemas a medida que surgen y ahorra dinero a largo plazo, ya que tomar medidas de enmienda es menos costoso que descubrir y resolver los problemas mucho después de que ocurran (Chaves et al. 2015). Además, monitorear un proyecto a menudo genera información que puede mejorar el éxito general y la rentabilidad de futuros esfuerzos de restauración si se comparten entre practican-

tes de la restauración las lecciones aprendidas (Kondolf 1995). Por ejemplo, entre 1987 y 1991, 569 zorros veloces (*Vulpes velox*) fueron reintroducidos en áreas donde habían sido extirpados de su ecosistema en el centro de Canadá; sus patrones de supervivencia y movimiento fueron monitoreados usando collares de radio. Los resultados mostraron que los zorros liberados en otoño tenían más del doble de la tasa de supervivencia que los liberados en primavera, algo completamente distinto de lo que se había predicho. A partir del uso de esta información se ha aumentado el éxito en los esfuerzos de reintroducción de zorros (Carbyn, Armbruster y Mamo 1994).

Si bien el monitoreo ayuda a determinar si se han logrado objetivos específicos, no necesariamente explicará las causas subyacentes del éxito o fracaso de las estrategias de restauración. En ese sentido, los experimentos controlados son la mejor manera de determinar las razones de un resultado de restauración y comparar rigurosamente la eficacia de diferentes estrategias de restauración. Por ejemplo, si las plantaciones arbóreas enmarcadas en un proyecto de restauración crecen lentamente, es difícil identificar la causa (p. ej., selección inadecuada de especies, falta de nutrientes, estrés hídrico o *competencia*) sin experimentos diseñados para controlar las variables causales. Es por esto que animo a los administradores de recursos a colaborar con científicos y científicas para diseñar e implementar la restauración desde una aproximación experimental. Hacerlo puede tomar una variedad de formas, desde experimentos replicados que prueban acciones individuales de *manejo* (por ejemplo, métodos invasivos de control y métodos de siembra, como en el estudio de caso de Younger Lagoon) hasta la implementación de dos o tres enfoques de restauración amplios en un sitio seguido de un monitoreo sistemático. Otro enfoque valioso es sintetizar los resultados del monitoreo de múltiples proyectos de restauración que utilizan métodos similares. Alexander y D'Antonio (2003) compararon veinte sitios donde los administradores de tierras habían utilizado una variedad de métodos para controlar dos arbustos invasores en California, la retama francesa (*Genista monspessulana*) y la retama escocesa (*Cytisus scoparius*). Descubrieron que la extracción manual y las quemadas sucesivas eran los métodos más efectivos y que el grado de recuperación de la vegetación nativa variaba según un gradiente de lluvia desde la costa hacia el interior.

CICLO DE MANEJO ADAPTATIVO

El *manejo adaptativo* es un enfoque de restauración y gestión de la tierra que se centra en “el aprender haciendo”. En este caso, los datos acumulados del monitoreo se utilizan para enmendar las acciones del proyecto actual que permitan aumentar la probabilidad de éxito para futuros esfuerzos de restauración. El manejo adaptativo suena simple, pero requiere una serie de pasos cuidadosamente planificados (fig. 4.1).

Definir metas claras y objetivos específicos de tiempo limitado

Para poder evaluar el éxito de la restauración, es fundamental establecer *objetivos* claros (también llamados criterios de desempeño) desde el principio del proyecto, que incluyan variables medibles, una dirección de cambio deseada (p. ej., aumento, disminución, mantenimiento) y un marco de tiempo (capítulo 3, Elzinga, Salzer y Willoughby 1998). Un objetivo como “aumentar la cobertura de plantas nativas” no es un objetivo útil, porque no brinda información sobre cuánto debe aumentar la cobertura o el marco de tiempo dentro del cual esto debe ocurrir. Un objetivo medible podría ser “aumentar la cobertura de plantas nativas al 70 % dentro de cinco años”. Los *modelos de referencia* bien desarrollados (capítulo 3) ayudan a establecer objetivos razonables.

Seleccionar parámetros de monitoreo y puntos de activación de acciones enmienda

El siguiente paso es seleccionar *parámetros específicos* (variables que correspondan con cada objetivo), el método y el cronograma para medir esos parámetros. Durante la planificación, es importante determinar cuánta variación de los objetivos establecidos es aceptable o, en otras palabras, el grado de similitud deber tener el proyecto con el sistema de referencia para que el proyecto se considere un éxito. Si no se cumplen los objetivos, entonces se deben activar acciones correctivas específicas (ver fig. 4.1). Por ejemplo, si no se logra un nivel predeterminado de cobertura de plantas nativas, entonces se requiere plantar más (ver la tabla 3.1).

Llevar a cabo una línea base

Durante el proceso de planificación, se necesita un *inventario de referencia* para evaluar las condiciones bióticas y abióticas actuales en el sitio (capítulo 3). Estos datos informan el proceso de planificación de la restauración y sirven como comparación para evaluar si la restauración conduce a una mejora significativa de las condiciones del sitio a lo largo del tiempo.

Monitorear, analizar datos y determinar si se necesita una acción correctiva

La recopilación de datos debe comenzar poco después del inicio de la restauración y repetirse en los intervalos especificados en el plan de monitoreo. Por ejemplo, Chaves y colaboradores (2015) proponen un cronograma de seguimiento del progreso de la restauración ecológica del bosque atlántico a los tres, cinco, diez, quince y veinte años después de la restauración (estudio de caso del bosque atlántico). La recopilación y evaluación de datos de monitoreo de manera oportuna son esenciales para determinar si el sitio de restauración se está moviendo a lo largo de la *trayectoria* deseada y se están alcanzando los objetivos. Y en caso de no, generar alertas tempranas cambios en el manejo del proyecto. Sin embargo, no es raro que los datos recopilados se acumulen con el tiempo sin ser analizados debido a la falta de tiempo o experiencia estadística.

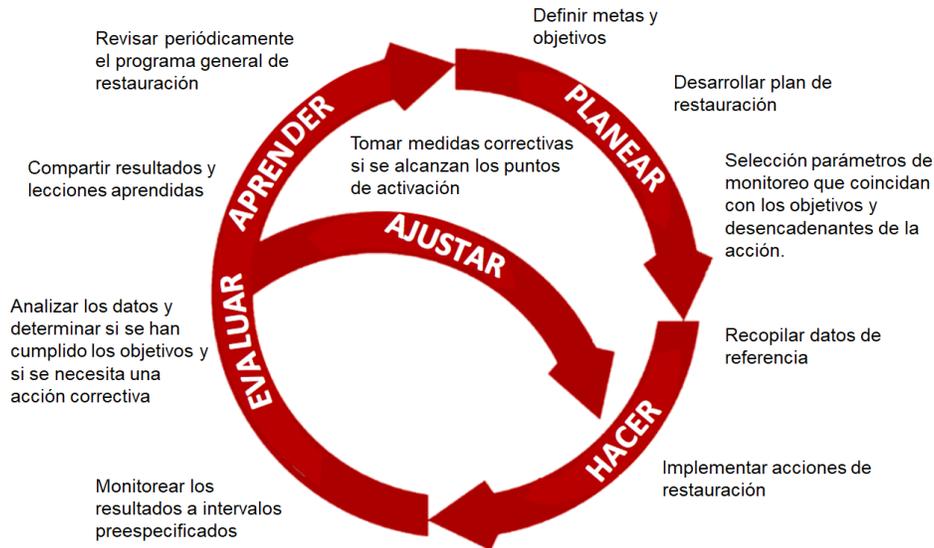


Figura 4. 1: Los múltiples pasos en el ciclo de manejo adaptativo. Figura de A. Calle.

Es importante tener recursos disponibles para emprender acciones de enmienda, un componente clave del manejo adaptativo. De lo contrario, tomar conciencia de las deficiencias y mejoras del proyecto de restauración no se traducirá en acciones para reencauzar el proyecto. Es por esto que las acciones de manejo correctivas deben acordarse y estar consideradas dentro del presupuesto antes de la implementación del proyecto para que, si se alcanza un punto de inflexión, se puedan las acciones adecuadas. Si el proyecto cumple con los objetivos en un momento dado, entonces se debe continuar monitoreando y siguiendo el ciclo de manejo adaptativo (ver fig. 4.1). Aunque muchos proyectos de restauración proponen utilizar un enfoque de manejo adaptativo, solo una pequeña fracción de ellos lo hace. ¿Por qué? En primer lugar, el financiamiento para proyectos de restauración es limitado y, a menudo, se proyecta a uno o unos pocos años (capítulo 12), lo que significa que los administradores de recursos naturales a menudo no cuentan con el financiamiento para monitorear y tomar acciones correctivas durante la escala de tiempo que se necesita. Por otro lado, es posible que los practicantes de la restauración no tengan la experiencia técnica para medir ciertos parámetros o la capacitación en estadística para analizar los datos. En algunos casos, las acciones necesarias para lograr los resultados deseados (p. ej., reducir la extracción de agua río arriba de un cauce) no están bajo control humano. Finalmente, el monitoreo a menudo muestra que los proyectos no van según lo planeado, por lo que pocos investigadores quisieran mostrar que su proyecto no tuvo éxito. A pesar de estos obstáculos reales, seguir el ciclo de manejo adaptativo ayuda a reducir las incerti-

dumbres en los métodos de restauración y es fundamental para mejorar el éxito de la restauración.

SELECCIÓN DE PARÁMETROS Y MÉTODOS DE MONITOREO

El criterio más importante al seleccionar los parámetros de monitoreo (también denominados variables) es que los parámetros evalúen si se van cumpliendo los objetivos propuestos. Por ejemplo, si uno de los objetivos del proyecto es disminuir las concentraciones de fósforo (P) en un lago en un 20 % dentro de tres años, entonces las concentraciones de P deben medirse a lo largo del tiempo. Si el proyecto tiene como objetivo crear una cierta cantidad de puestos de trabajo, entonces se debe realizar un seguimiento del número total de personas empleadas. Este enfoque puede parecer obvio, pero en un número sorprendente de casos, las variables monitoreadas no coinciden con los objetivos, o el monitoreo se enfoca en sólo si se llevaron a cabo ciertas acciones de restauración (por ejemplo, se plantó una cierta cantidad de árboles), en lugar de evaluar si se lograron los objetivos deseados o se alcanzaron las metas y objetivos ecológicos o socioeconómicos (May, Hobbs y Valentine 2017). Por ejemplo, Murcia et al. (2016) revisó más de cien proyectos de restauración forestal en Colombia y encontró que el objetivo principal del 89 por ciento de los proyectos era restaurar el suministro de agua potable. En marcado contraste, el 96 por ciento de los proyectos midieron variables de vegetación a corto plazo, como la supervivencia y el crecimiento de los árboles plantados, la cubierta vegetal y el control de la erosión. Esta diferencia probablemente se deba a que los parámetros de vegetación medidos son mucho más fáciles de monitorear que otros parámetros. No obstante, se necesitan mediciones de la cantidad y calidad del agua para determinar si se está logrando el objetivo de suministro de agua.

Los parámetros medidos pueden ser atributos físicos (p. ej., ancho del canal, compactación del suelo) o factores biológicos (p. ej., abundancia, riqueza o composición de grupos de interés de flora o fauna, mantener un tamaño de población específico de una especie focal; tabla 4.1). También es importante monitorear los objetivos sociales o socioeconómicos de la restauración (Martin y Lyons 2018). Estos parámetros pueden incluir la cantidad de usuarios recreativos por año, las actitudes de los vecinos hacia el proyecto, la participación de la comunidad en las reuniones de planificación o los días de trabajo de restauración, o la cantidad de viviendas que experimentan un riesgo reducido de inundación.

Existen muchos manuales detallados de monitoreo para organismos específicos o tipos de ecosistemas, como la medición de plantas y animales (Elzinga, Salzer y Willoughby 1998; Morrison 2009), hábitats costeros (Thayer et al. 2005), ríos (Palmer, Hondula y Koch 2014), y pastizales, matorrales y sabanas (Herrick et al. 2005). Incluso cuando los métodos de monitoreo están bien establecidos, es útil probarlos para determinar si un método específico es factible para un sitio determinado o evaluar el nivel de experiencia necesario en monitorear y elaborar detalles logís-

Tabla 4. 1: Parámetros comúnmente medidos para evaluar la restauración¹

Hábitat físico y funciones
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Topografía</i> – pendiente, elevación, cárcavas, profundidad del agua • <i>Hidrología</i> – cantidad y tasa de flujo de agua superficial o subterránea a lo largo del año, momento de la descarga • Forma y estructura del canal del río – <i>sinuosidad</i>, relación ancho-profundidad, pozones y <i>rápidos</i>, sustrato de cauce • Movimiento/erosión de suelo – flujo sedimento • Calidad del agua – turbidez, oxígeno disuelto, concentraciones de nutrientes y tóxicos, pH • Temperatura – aire, suelo, agua • Luz – sombreado del hábitat terrestre o ribereño, penetración en el agua • Características físicas del suelo – <i>compactación</i>, capacidad de retención de agua, infiltración, textura • Características químicas del suelo – pH, <i>materia orgánica</i>, nutrientes y concentración de elementos tóxicos • Ciclo de nutrientes – aire, agua, suelo, e.g., fijación de nitrógeno y mineralización • Frecuencia/intensidad de disturbios - e.g., incendios, inundaciones • Conectividad con hábitats adyacentes
Biota
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Composición de la comunidad</i> vegetal y faunística – abundancia o cobertura de especies <i>nativas</i>, ciertas especies focales o raras o ciertos grupos funcionales, riqueza y uniformidad de especies, presencia o abundancia de especies <i>no nativas</i> invasoras • Estructura de la vegetación – cobertura de diferentes capas de vegetación, altura, densidad de fustes, área basal de los árboles, biomasa • Salud de la fauna - nivel de toxicidad, malformaciones • Tasa de reproducción y mortalidad – flora, fauna • Movimiento de la fauna dentro y fuera del hábitat y área de distribución restaurados • Especies indeseables – presencia o abundancia de depredadores, enfermedades, <i>especies invasoras</i>
Socioeconómico
<ul style="list-style-type: none"> • Oportunidades recreativas • Oportunidades de trabajo y <i>medios de subsistencia</i> • Reducción del riesgo de peligro. • Generación de ingreso – ej., cosecha de madera, leña y otros productos, recreación, pesca • Programas educativos. • Participación en programas de voluntariado • Participación de propietarios privados u otras partes interesadas • Valores estéticos • Cumplimiento de los planes y políticas gubernamentales

¹ Fuentes: Westman 1991, Elzinga et al. 1998, Thayer et al. 2005, Palmer et al. 2014.

tos. La realización de estas pruebas y evaluaciones estos pasos se puede incluir al momento de establecer la línea base de un proyecto.

Cada vez más, los datos provenientes de sensoramiento remoto, como satélites,

aviones y vehículos aéreos no tripulados (drones) se utilizan para monitorear una variedad de variables, como la cubierta vegetal, la estructura de la vegetación para el hábitat de las aves y la turbidez del agua en los cuerpos de agua (Zahawi et al. 2015; Abdullah et al., 2016; Dörnhöfer y Oppelt, 2016). Las herramientas de teledetección tienen el potencial de reducir los recursos necesarios para monitorear grandes áreas y lugares de difícil acceso, pero requieren de herramientas técnicas y habilidades para analizar datos espaciales.

Al desarrollar un plan de monitoreo, es tentador proponer monitorear muchos parámetros. Sin embargo, dada la realidad de los limitados presupuestos de monitoreo, es mejor seleccionar cuidadosamente los parámetros de medición más relevantes y rentables que evalúen de forma certera si se han logrado los objetivos. Independientemente del sistema o proyecto, hay algunos factores importantes a considerar al desarrollar planes de monitoreo (Holl y Cairns 2002).

Primero, los protocolos más simples son mejores para que los datos puedan ser recopilados por personas que no tengan una capacitación altamente especializada. En ese sentido, la viabilidad de las mediciones, incluido el tiempo, el costo y la practicidad, debe sopesarse frente a su importancia para evaluar el éxito de los objetivos específicos del proyecto. Algunas mediciones, como el monitoreo de sustancias tóxicas en el agua o el seguimiento del movimiento de la fauna y el uso del hábitat, pueden requerir equipo especializado, financiamiento, y requerir una amplia capacitación para quienes toman datos. Si las mediciones son importantes para evaluar objetivos de restauración específicos, entonces deben tomarse, pero son preferibles métodos más simples.

En segundo lugar, los métodos deben ser repetibles sin una gran variabilidad en las mediciones realizadas por diferentes usuarios (Elzinga, Salzer y Willoughby 1998). Por ejemplo, las estimaciones de la cubierta vegetal a menudo varían mucho de persona a persona, mientras que el uso de un método de puntos de intercepción (cuántas veces un alfiler intercepta diferentes especies de plantas) da como resultado mediciones más comparables entre las personas. En tercer lugar, cuando sea posible, se deben utilizar técnicas estándar que se publican en la literatura, permitiendo realizar comparaciones entre diferentes proyectos de restauración.

Finalmente, se debe tener precaución al usar especies indicadoras (Holl y Cairns 2002; Lindenmayer y Likens 2018), las que en su mayoría son especies animales o grupos de especies (p. ej., aves, mariposas, anfibios) que se utilizan como proxy para representar condiciones físicas, químicas o bióticas específicas del hábitat (p. ej., calidad del agua en sistemas acuáticos, estructura de la vegetación en sistemas terrestres) o que se supone que son representativos de una amplia variedad de especies (p. ej., usar la diversidad de aves para indicar la diversidad de insectos). Desafortunadamente, las especies indicadoras han demostrado ser problemáticas; ninguno de los cincuenta y cinco grupos que se han propuesto como indicadores responde consistentemente a condiciones ambientales específicas o se correlaciona con otros grupos en una variedad de sitios o tipos de hábitat (Lindenmayer y Likens 2018).

Además, las plantas y los animales responden a muchos cambios ambientales

y de hábitat, y determinar los impulsores específicos de esos cambios en la abundancia es complejo y, a menudo, poco conocido. Por supuesto, es fundamental monitorear una especie o un grupo de especies si su recuperación está estipulada como una de las metas del proyecto. En ese caso, si se usan especies indicadoras, entonces debe haber una gran cantidad de datos que demuestren un vínculo claro entre el grupo que se está monitoreando y el objetivo de restauración deseado para el que se están utilizando, como el monitoreo de insectos acuáticos o peces que son sensibles a contaminantes para indicar la calidad del agua (Herman y Nejadhassemi 2015).

CONSIDERACIONES ADICIONALES EN EL DESARROLLO DE UN PLAN DE MONITOREO

A continuación, discuto brevemente una serie de consideraciones adicionales para desarrollar un programa de monitoreo de restauración sólido e informativo. Las lecturas recomendadas brindan discusiones más detalladas sobre estos temas.

Monitoreo de vigilancia

La mayoría de los monitoreos de restauración se enfocan en el cumplimiento, o en determinar si los proyectos están logrando los objetivos especificados en los intervalos de tiempo deseados. Otro tipo importante de monitoreo es el monitoreo de vigilancia, cuyo objetivo es detectar problemas imprevistos en una etapa temprana, antes de que hayan escalado a un nivel que sea difícil de controlar. El monitoreo de vigilancia a menudo se usa para revisar periódicamente todo el sitio en busca de especies invasoras de interés recientemente establecidas porque la forma más efectiva de controlar las especies invasoras es eliminar inmediatamente las poblaciones pequeñas recién establecidas para evitar su propagación (capítulo 8; Moody y Mack 1988). Del mismo modo, realizar una revisión rápida del sitio en busca de cárcavas o puntos críticos de erosión recientemente establecidos y tomar medidas inmediatas para evitar una mayor erosión puede evitar mayores gastos en el futuro. El monitoreo de vigilancia difiere del monitoreo de cumplimiento en que es menos detallado pero ocurre a mayor escala para identificar problemas emergentes.

MONITOREO PARTICIPATIVO

La mayoría de las veces, el monitoreo lo realiza el personal del proyecto de restauración, el que posee experiencia específica. En algunos casos, involucrar a las partes interesadas en el monitoreo puede tener beneficios importantes, como promover la participación y el apoyo de la comunidad, generar confianza y reducir los costos de monitoreo (estudio de caso de Asian Mangrove; Evans, Guariguata y Brancalion 2018). Por ejemplo, Danielsen et al. (2011) compararon el monitoreo

de la biomasa forestal por miembros de la comunidad y silvicultores profesionales en Tanzania e India. Descubrieron que las medidas de capacitación apropiadas tomadas por los miembros de la comunidad eran similares a las tomadas por los profesionales, con las ventajas de reducir costos e involucrar a los miembros de la comunidad en el proyecto. Evans, Guariguata y Brancalion (2018) revisan ejemplos en varios países donde los miembros de la comunidad registraron con éxito datos de monitoreo utilizando teléfonos inteligentes.

El monitoreo participativo o de “ciencia ciudadana” tiene muchos beneficios, pero requiere de personal calificado y remunerado para supervisar a los voluntarios y sólo es apropiado para recopilar ciertos tipos de datos que no requieren un alto nivel de experiencia técnica. Por lo que contar con personal remunerado es esencial para reclutar y capacitar a los voluntarios en los métodos correctos de monitoreo, garantizar el control de calidad de los datos, recopilarlos y analizarlos. Por lo tanto, el monitoreo participativo no es totalmente gratuito y los costos asociados deben incluirse en el presupuesto del proyecto de restauración.

Tiempo y frecuencia

El tiempo y la frecuencia del monitoreo dependen de los parámetros que se midan. Además, el costo y la disponibilidad de mano de obra serán un factor limitante, por lo que es importante asignar los recursos de monitoreo de la manera más eficiente para determinar si se están cumpliendo los objetivos. Por ejemplo, la cobertura vegetal a menudo se monitorea una vez al año en el punto máximo de la temporada de crecimiento, pero puede ser necesario tomar muestras más de una vez si las especies focales florecen en diferentes momentos. En el caso de los ríos, éstos generalmente se monitorean durante eventos de flujo alto y bajo o en la época del año que es crítica para una especie de fauna focal. Siguiendo el mismo caso, puede ser necesario monitorear los niveles de nutrientes disueltos periódicamente a lo largo del año donde los cuerpos de agua experimentan una alta fluctuación temporal, pero a menudo se concentran después de grandes lluvias cuando los niveles de escorrentía de nutrientes son más altos.

El monitoreo debe realizarse con mayor frecuencia poco después de la finalización del proyecto para determinar si los esfuerzos de restauración avanzan a lo largo de la trayectoria deseada y, posteriormente, a intervalos más largos. Por lo general, la supervivencia y el crecimiento de la vegetación plantada se miden anualmente durante los primeros años y luego cada dos o tres años. Si los parámetros medidos caen por debajo o por encima de un punto de inflexión que requiere acción (ver fig. 4.1), entonces se debe reanudar un monitoreo más frecuente.

Duración

Tanto los plazos de los proyectos de restauración como los de monitoreo suelen ser cortos (por ejemplo, de dos a cinco años). Por lo general, están limitados por restricciones presupuestarias, y el tiempo se rige por la necesidad de demostrar el

cumplimiento de normas reglamentarias legales. Por ejemplo, Bayraktarov et al. (2016) informaron que de 235 iniciativas de restauración en áreas costeras marinas el 47 % de los proyectos se monitorearon durante menos de un año, el 21 % durante uno o dos años, el 21 % se monitoreó durante más de dos años, y el 11 % no tenía información sobre la duración. Claramente, el monitoreo durante solo unos pocos años es insuficiente para evaluar el éxito de la restauración ya que la mayoría de los ecosistemas tardan mucho más que unos años en recuperarse (capítulo 5). Además, el éxito de la restauración puede ser de corta duración o puede revertirse con el tiempo. Varios proyectos de restauración de pastizales en California parecen tener éxito en los primeros dos años posteriores a la finalización del proyecto, pero luego fueron dominados por especies no nativas en el tercer y cuarto año (p. ej., Holl et al. 2014).

Idealmente, el monitoreo debe continuar hasta que el ecosistema logre su autorregulación, lo que significa que la composición de la comunidad, la estructura del ecosistema y los procesos del ecosistema persisten en ausencia del manejo (p. ej., riego o adición de nutrientes, eliminación de especies invasoras) que puede haber sido necesario durante los esfuerzos iniciales de restauración. Desafortunadamente, el tiempo requerido para que la mayoría de los ecosistemas alcancen un estado de autorregulación puede estar mucho más allá de lo que es financiera y políticamente factible para que continúe el monitoreo. Como mínimo, el seguimiento debe realizarse hasta que se logren los objetivos finales y se mantengan durante algunos años a partir de entonces. Los datos también deben recopilarse durante un período de tiempo suficiente para incorporar los ciclos naturales de variación, como la precipitación.

Número y distribución espacial de muestras

Los esfuerzos de monitoreo tienen como objetivo evaluar el éxito de un proyecto de restauración completo basado en muestras de varios lugares dentro de un sitio. Cuántas muestras tomar y cómo distribuirlas en un sitio son preguntas comunes. Es importante destacar que las ubicaciones de muestreo deben seleccionarse de manera imparcial, ya sea aleatoria o sistemáticamente (p. ej., a intervalos de distancia específicos a lo largo de un transecto). A pesar de ello, hay una tendencia a muestrear en áreas de fácil acceso o que parecen tener más éxito, lo que sesga los resultados. Comúnmente, tiene sentido distribuir muestras a través de *gradientes ambientales* conocidos (p. ej., a través de tipos de suelo, tanto en las zonas de rápidos y de pozas en un río, o a lo largo de gradientes de elevación. En este caso, se mapea la variable ambiental de interés y luego se distribuyen las ubicaciones de muestreo dentro de diferentes categorías a lo largo del gradiente.

En general, dada la alta variación típica en la mayoría de los sistemas naturales, cuantas más muestras existan, mejores condiciones del sitio se pueden representar, sin embargo la cantidad de muestras tomadas siempre deberá equilibrarse con los recursos disponibles. Cuanto mayor sea la variación de un parámetro, más muestras se necesitarán para comparar los sistemas restaurados y de referencia.

La forma más rigurosa de decidir el número de muestras es mediante datos piloto, determinando la varianza, así como la diferencia con respecto al objetivo que se desea detectar (p. ej., una diferencia de menos del 5% en la cobertura vegetal con respecto al ecosistema de referencia). Posterior a ello, se sugiere consultar con alguien que tenga capacitación estadística para determinar el número de muestras necesarias para detectar esta diferencia. Elzinga, Salzer y Willoughby (1998) brindan una excelente discusión sobre cómo determinar la distribución, el tamaño y el número de muestras.

Garantizar el control de calidad

Los datos de monitoreo son recopilados por varias personas, ya sea de forma remunerada o voluntaria, durante varios años, para evaluar si los ecosistemas se están recuperando. Para garantizar mediciones consistentes, es fundamental documentar minuciosamente los protocolos de monitoreo y las ubicaciones de los sitios. No es raro que metodologías completas queden sin documentar, y es aún menos probable que se tomen notas sobre modificaciones o suposiciones en la toma de datos, lo que dificulta las comparaciones entre muestras. Además, los cambios en el relieve y la vegetación pueden dificultar la búsqueda de los sitios de monitoreo originales en los años siguientes. En ese sentido, los lugares de monitoreo deben registrarse con GPS para facilitar la reubicación de las parcelas de muestreo en años posteriores, incluso si los marcadores se destruyen o eliminan. Por una serie de razones (por ejemplo, mamíferos excavadores, deslizamientos de tierra, acciones de personas no afiliadas al proyecto), es común que los marcadores de parcela se muevan o desaparezcan por completo de un sitio de campo en solo un año. Incluso los métodos de monitoreo cualitativos sencillos, como los puntos fotográficos, deben documentarse cuidadosamente para que se registren la ubicación, la dirección y el encuadre de la cámara exactos.

Por esta razón, para comparar los datos de monitoreo entre sitios y períodos de muestreo, es esencial garantizar una calidad constante en todos los conjuntos de datos, particularmente cuando muchas personas, incluidos voluntarios y diferentes equipos de trabajadores, están involucradas en el monitoreo. El control de calidad incluye asegurarse que: quienes realizan el monitoreo reciban una capacitación estandarizada antes de cada período de medición, los procedimientos de medición de las personas recién capacitadas se verifiquen dos veces y se comparen con los de los observadores experimentados, y que todos los datos sean verificados por una persona con experiencia para detectar tantos errores como sea posible.

Análisis de datos y difusión de resultados

Una discusión extensa de las estadísticas utilizadas en la comparación de áreas restauradas con datos históricos o un sistema de referencia está más allá del alcance de este libro, pero muchas otras publicaciones abordan este tema en detalle (p. ej., Michener 1997; Elzinga, Salzer y Willoughby 1998; Chapman 1999; Osenberg et al.

2006). Es importante reconocer que el ingreso de datos, la corrección y el análisis pueden ser tareas que consumen mucho tiempo y rara vez se presupuestan en los costos de monitoreo. En consecuencia, muchos proyectos recopilan una gran cantidad de datos que nunca se analizan, lo que los hace inútiles para evaluar si se han cumplido los objetivos e informar acciones de manejo futuras. Es por esto que los programas y presupuestos de monitoreo siempre deben abordar las cuestiones de cómo, cuándo y quién analizará los datos, y esta información debe incluirse en el proceso de planificación.

Los proyectos de restauración deben tener un plan para difundir los resultados con las partes interesadas, así como con las personas involucradas en otros proyectos similares. Compartir tanto los éxitos como los fracasos de los esfuerzos de restauración a través de canales formales e informales (p. ej., charlas, visitas de campo, resúmenes de proyectos, publicaciones formales, consultas individuales) es invaluable para ayudar a mejorar el éxito de proyectos futuros y minimizar la “reinención del rueda”. Cada vez más, se requiere que los proyectos financiados con fondos públicos compartan datos, pero la implementación de este intercambio de datos aún se encuentra en las primeras etapas. Por ejemplo, la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de São Paulo en Brasil estableció un sitio web para reportar datos de monitoreo sobre proyectos obligatorios de restauración de bosques y sabanas en el estado (estudio de caso del bosque atlántico; Viani et al. 2017), y una base de datos similar se ha establecido para compartir métodos y monitorear proyectos de restauración de praderas en el medio oeste de los Estados Unidos (Walker et al. 2018). Aunque es menos probable que los resultados se compartan cuando los proyectos no cumplen los objetivos, las lecciones aprendidas en estos casos deben compartirse ampliamente para minimizar futuras fallas y mejorar la rentabilidad de los próximos proyectos.

LECTURA RECOMENDADA

- Elzinga, Caryl L., Daniel W. Salzer, y John W. Willoughby. 1998. *Measuring and Monitoring Plant Populations*. Denver, CO: Bureau of Land Management.

Proporciona una descripción completa de todos los aspectos de la planificación y la implementación de programas de monitoreo, así como la gestión y el análisis de datos.

- Evans, Kristen, Manuel R. Guariguata, y Pedro H. S. Brancalion. 2018. “Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration.” *Conservation Biology* 32:525–34.

Proporciona justificación y muchos ejemplos de monitoreo participativo en restauración.

- Lindenmayer, David B., y Gene E. Likens. 2018. *Effective Ecological Monitoring*. 2nd ed. London: Earthscan.

Proporciona un marco sólido y consejos para planificar y ejecutar un programa de monitoreo ecológico efectivo.

5. CONOCIMIENTO ECOLÓGICO EN LA RESTAURACIÓN

LOS aspectos prácticos de la planificación y el seguimiento de los proyectos de *restauración ecológica* los discutimos en los capítulos 3 y 4, ahora damos paso a la *ecología de la restauración*. Se define como “la ciencia en la que se basa la práctica [de la restauración ecológica]” (Sociedad para la Ciencia y la Restauración Ecológica y Grupo de trabajo sobre políticas [SER] 2004, 11). Una de las razones por las que fracasan muchos proyectos de restauración es la falta de comprensión de la ecología del sistema. Afortunadamente, las colaboraciones entre investigadores y profesionales de la restauración para incorporar experimentos y planes de monitoreo en los proyectos brindan una excelente oportunidad para mejorar nuestra comprensión de las interacciones y procesos ecológicos para mejorar el éxito de futuros esfuerzos de restauración (capítulo 4; Murcia y Aronson 2014; Palmer, Zedler y Falk 2016). Por ejemplo, una combinación de estudios científicos y esfuerzos de *reintroducción* de especies han esclarecido las complejas relaciones entre plantas y animales invasores *nativos* y *exóticos* que afectan el éxito de la restauración de cactus arbóreos y tortugas gigantes en las Islas Galápagos (fig. 5.1; estudio de caso de tortuga de Galápagos). Otro ejemplo se da en el arboretum de la Universidad de Wisconsin, en donde la fallida reintroducción de dos hierbas del sotobosque llevó a una mejor comprensión del papel de las hormigas como dispersoras de semillas en este ecosistema y la importancia de restaurar este *mutualismo* (Woods 1984).

El *modelo de referencia* (capítulo 3) debe basarse en una comprensión profunda de la ecología del ecosistema que se está restaurando y una comprensión de la biología de las especies focales, incluida información sobre sus capacidades de dispersión, limitaciones para el establecimiento y requisitos de hábitat. También debe considerar las interacciones entre especies, como la *competencia*, la depredación, el parasitismo, la polinización o la dispersión de semillas, y cómo estas interacciones cambian con el tiempo. Por ejemplo, ¿qué especies facilitan (mejoran) la colonización de una especie focal y cuáles compiten con ella? ¿Es necesaria la presencia de ciertas especies mutualistas para que una especie de interés se establezca con éxito? Asimismo se necesita una comprensión de las variables abióticas y cómo afectan la distribución y la *productividad* de las especies como el ciclo de la energía, la luz, los nutrientes y el agua en un ecosistema.

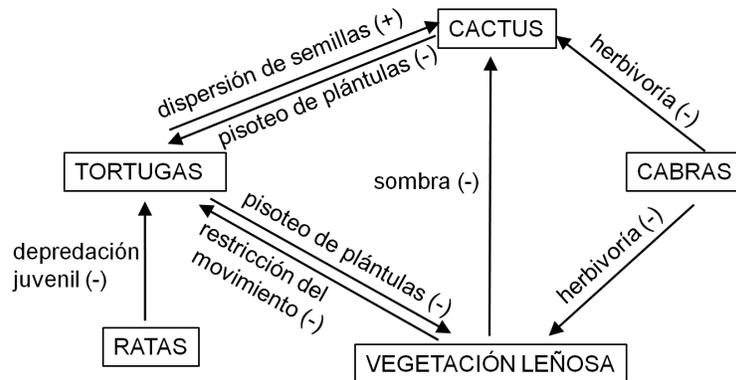


Figura 5. 1: Interacciones complejas entre las tortugas gigantes nativas de Galápagos, los cactus arbóreos nativos, la vegetación leñosa y las ratas y cabras invasoras no nativas (estudio de caso de la tortuga de Galápagos). (+) indica un efecto positivo y (-) un efecto negativo de un organismo sobre el otro. La eliminación de un organismo tiene el efecto contrario, por lo que la eliminación de cabras tiene un efecto positivo tanto en los cactus como en la vegetación leñosa.

Rara vez quienes manejan los recursos naturales tienen un conocimiento completo de todos los diversos componentes que interactúan en un ecosistema, por la misma razón es útil revisar y sintetizar el conocimiento biofísico existente sobre un ecosistema para informar el modelo de referencia y guiar los esfuerzos de restauración. Hacer esto ayuda a la identificación de acciones clave para mejorar el éxito de la restauración (p. ej., aumentar el flujo de agua, introducir un mutualista bacteriano o fúngico), así como identificar vacíos de conocimiento. El proceso de investigar, discutir y dibujar representaciones visuales de los ecosistemas ayuda a aclarar lo que se sabe sobre el sistema, dónde se necesita más información y qué factores son más importantes para abordar para lograr los resultados de restauración deseados. Esta información se puede sintetizar de varias maneras: desde un resumen de texto hasta una ilustración de la distribución de los tipos de vegetación en función de las condiciones abióticas y la edad del sitio (fig. 5.2) hasta modelos más detallados que ilustran las interacciones abióticas y bióticas clave que afectan especies (ver fig. 5.1).

Los modelos de referencia para ecosistemas o hábitats específicos deben basarse en teorías o marcos ecológicos más amplios (Palmer, Zedler y Falk 2016). Las teorías ecológicas sintetizan datos de muchos sitios y ecosistemas diferentes y, por lo tanto, pueden ser útiles para predecir y orientar los resultados de la restauración (Török y Helm 2017). Los capítulos de Palmer, Zedler y Falk (2016) analizan a fondo una serie de teorías ecológicas y sus aplicaciones a la ciencia y la práctica de la restauración. Particularmente en este capítulo, me centro en (1) los regímenes de

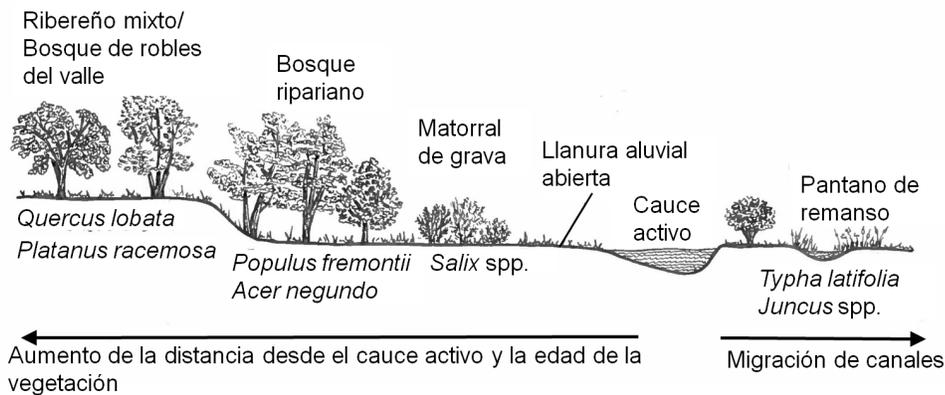


Figura 5. 2: Modelo conceptual de la distribución general de los tipos de vegetación ribereña en el centro de California (estudio de caso del río Sacramento) en función de la distancia al canal activo y la etapa de sucesión. Modificado de Greco (1999). Con el tiempo, la orilla derecha se erosionará durante los eventos de flujo alto y el canal se moverá hacia la derecha, exponiendo un nuevo hábitat abierto de planicie aluvial que hará una transición lenta desde las primeras etapas sucesionales de matorrales de barras de grava hasta bosques ribereños de sucesión media y una sucesión posterior mixta de ribera/roble de valle. bosque. A medida que los canales viejos se llenan con el tiempo, se crea un hábitat pantanoso. Dibujo de M. Pastor.

perturbación y los modelos de recuperación de ecosistemas y, (2) el efecto de los procesos espaciales en la recuperación a gran escala, como la dispersión de plantas y animales. Además proporciono una breve revisión de varios conceptos ecológicos y destaco cómo éstos pueden guiar los esfuerzos de restauración para mejorar el éxito a largo plazo. Para una mejor comprensión, recomiendo enfáticamente que los lectores tomen un curso o lean libros introductorios sobre ecología y biología de la conservación, que cubren estos temas con más detalle. Es igualmente importante revisar la información disponible sobre la ecología del ecosistema o especie focal que se está restaurando.

REGÍMENES DE DISTURBIOS

La mayoría de los ecosistemas están adaptados a alguna forma de perturbación natural (tabla 5.1). Las perturbaciones naturales son eventos recurrentes que cambian la *estructura del ecosistema*, la *composición de las especies* o los *procesos del ecosistema*. Estas perturbaciones suelen ser importantes para mantener el conjunto completo de especies en un tipo de ecosistema determinado. Por ejemplo, lluvias intensas episódicas e inundaciones controlan el establecimiento de plantas en *llanuras aluviales* y desiertos. Varios ecosistemas terrestres han evolucionado con in-

cendios periódicos; especies como el pasto alambre (*Aristida stricta*) y el pino de montaña (*Pinus pungens*) en el sureste de los Estados Unidos requieren fuego para reproducirse (Vogl 1980). Por otro lado, muchas especies de árboles de bosques tropicales en las regiones costeras se han adaptado para rebrotar poco después de que se dañen sus tallos primarios, lo que permite que los bosques se recuperen rápidamente después de los huracanes (Vandermeer et al. 2000).

Tabla 5. 1: Restauración de ecosistemas adaptados a disturbios

Tipo de disturbio	Ecosistema	Ejemplos de adaptación	Estrategia para simular la adaptación
Incendios	Algunas praderas templadas, matorrales, bosques	Germinación de semillas estimulado por incendios. Rebrote	Exponer las semillas a altas temperaturas o productos químicos en humo para mejorar la germinación
Inundaciones	Humedales, bosques riparianos	Las plantas pueden soportar inundaciones prolongadas. Las raíces crecen rápidamente para alcanzar el nivel freático	Cultivar plántulas en macetas altas para estimular el crecimiento de las raíces
Huracanes	Bosque tropical costero	Alta capacidad de rebrote de troncos rotos	Propagar especies arbóreas a través de esquejes
Sequía	Bosques de tierras secas, matorrales áridos y desiertos	Hojas caducas ante la sequía. Raíces profundas	Cultivar plántulas en macetas altas para estimular el crecimiento de las raíces
Viento	Dunas	Semillas con cubiertas que necesitan ser <i>escarificadas</i> mediante el movimiento de arena	Usar ácido o papel de lija para escarificar la cubierta de la semilla
Ramoneo de grandes mamíferos	Sabanas y pastizales	Especies con hojas basales. Especies que rebrotan	Cortar para reducir la competencia de especies de mayor estatura

Los *regímenes de perturbación* (p. ej., tipo, frecuencia, magnitud y momento de la perturbación) varían a lo largo de varios gradientes que afectan la recuperación, incluida la extensión espacial, la intensidad, la predictibilidad y la frecuencia. A modo de ejemplo, los ecosistemas de chaparral (matorral) en la costa de California

evolucionaron con incendios provocados por rayos, que probablemente ocurrían cada cincuenta o cien años (Keeley 2002). En contraste, los pastizales en el medio oeste de los Estados Unidos probablemente se quemaron cada pocos años en el pasado, pero a temperaturas más bajas debido a la menor biomasa vegetal (Axelrod 1985). Los humedales costeros se inundan de manera predecible en un ciclo diario con las mareas, mientras que muchos humedales de agua dulce se inundan estacionalmente, con la intensidad, el momento y la duración dependiendo de la precipitación.

Las acciones humanas a menudo alteran la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones. Por ejemplo, los nativos americanos redujeron la intensidad del pastoreo cazando grandes animales que pastaban y aumentaron la frecuencia de los incendios quemando intencionalmente los *hábitats* para favorecer las plantas alimenticias que deseaban. Más recientemente, la supresión generalizada de incendios en muchas áreas silvestres de América del Norte, con el objetivo de reducir los riesgos para la infraestructura humana, ha dado lugar a mayores cargas de combustible, lo que, en combinación con el aumento de las temperaturas y las sequías extremas, ha provocado incendios más intensos y a mayores temperaturas que en el pasado (Brotons et al. 2013). Asimismo, las especies invasoras introducidas por las actividades humanas pueden aumentar la biomasa y, por lo tanto, aumentar la intensidad de los incendios.

Implicancias en la restauración

Conocer el régimen de perturbación con el que han evolucionado los ecosistemas y cómo las actividades humanas han alterado estos regímenes es parte integral del diseño de un proyecto de restauración. Por ejemplo, en ecosistemas áridos y semiáridos donde las tormentas eléctricas provocan incendios, restaurar un régimen de incendios o realizar quemas controladas es un enfoque de restauración común. Muy por el contrario, los bosques tropicales húmedos no están adaptados a los incendios, por lo que los incendios antropogénicos afectan negativamente a la mayoría de los árboles y favorecen las especies de pastos invasoras que provienen de ecosistemas adaptados al fuego. Por lo tanto, los esfuerzos de restauración de bosques tropicales húmedos deberían apuntar a prevenir, más que a restaurar, un régimen de incendios.

En algunos casos los cambios en el régimen histórico de perturbaciones son la causa principal de la degradación del hábitat, en cuyo caso, restablecer el régimen de perturbaciones suele ser la forma más eficaz de restaurar el ecosistema. Por ejemplo, en el río Cosumnes, un río sin represas en el centro de California, los esfuerzos iniciales de restauración de bosques de llanuras aluviales se centraron en la plantación de árboles nativos, pero estos esfuerzos requerían muchos recursos y las plantaciones tenían bajas tasas de supervivencia y crecimiento (Swenson, Whitener y Eaton 2003). Luego de la ruptura accidental de un dique, la dispersión extensiva de semillas y el establecimiento de plántulas durante las condiciones de marea alta dieron como resultado el establecimiento rápido de una llanura aluvial altamente

diversa. Desde ese accidente, se han manejado los diques y han permitido intencionalmente inundaciones periódicas para restaurar la vegetación nativa en lugar de plantar árboles. Si bien restablecer el régimen histórico de perturbaciones puede ser la forma más efectiva de restaurar ecosistemas adaptados a las perturbaciones, a menudo no es posible, dadas las intervenciones de obras públicas pasadas y los usos humanos actuales. Por ejemplo, muchos ríos están restringidos por represas y diques, lo que impide los regímenes naturales de flujo y sedimentación. De la misma forma, los incendios pueden amenazar la infraestructura humana y causar problemas en la calidad del aire, convirtiéndolos en inaceptables socialmente.

En estos casos, los profesionales de la restauración deberán pensar en cómo simular las perturbaciones a las que han evolucionado los ecosistemas (ver tabla 5.1). Varios experimentos han probado el momento y la eficacia de las descargas controladas de agua de la represa Glen Canyon para restaurar las playas y ciertas especies focales en los tramos inferiores del río Colorado (Melis, Korman y Kennedy 2012). En el caso de los incendios, para restaurar las especies adaptadas al fuego puede ser necesario estimular la germinación exponiendo las semillas a altas temperaturas o a los químicos asociados al humo (Keeley y Fotheringham 1998). Debido a que las perturbaciones naturales tienen muchos efectos, los esfuerzos para imitar la perturbación rara vez dan como resultado la recuperación total del ecosistema, sin embargo tales esfuerzos podrían mejorar el éxito del proyecto de restauración.

RECUPERACIÓN DE PERTURBACIONES

Luego de una perturbación natural o humana en los ecosistemas, tanto las condiciones *abióticas*, la *composición de la comunidad* y la *estructura del ecosistema* cambian gradualmente a lo largo del tiempo en un proceso conocido como sucesión. El modelo clásico establece la sucesión como una progresión predecible de comunidades desde un estado inicial recientemente perturbado hasta un estado clímax (maduro) estable y permanente (Clements 1916). En este modelo, las especies pioneras tienen un alto rendimiento reproductivo, buenas habilidades de dispersión y adaptaciones a las altas condiciones de luz y temperatura típicas de las áreas perturbadas. Con el tiempo, las especies pioneras *facilitan*, es decir modifican las condiciones ambientales, para favorecer el establecimiento de especies colonizadoras posteriores. Estas especies tienden a tener una dispersión limitada, invierten más recursos en una menor descendencia, poseen requisitos de hábitat más especializados y compiten por nutrientes limitados, luz y agua. El modelo de sucesión ecológica mencionado, es consistente con los modelos iniciales de recuperación de ecosistemas, en donde la literatura de restauración apuntaba a restaurar los ecosistemas a un punto lineal después de un cierto período de tiempo (ver fig. 2.1; Bradshaw 1984). Esta sucesión se ajusta bastante bien a los ecosistemas boscosos del Este de los Estados Unidos, dado que originalmente se basó en esos tipos de ecosistemas, sin embargo una gran cantidad de autores han destacado numerosas formas en que este modelo no se ajusta a las trayectorias de sucesión de muchos

otros ecosistemas.

Una crítica de este modelo lineal de sucesión es que, como se discutió anteriormente, muchos ecosistemas no avanzan progresivamente hacia el llamado sistema clímax, sino que experimentan perturbaciones frecuentes que mantienen el ecosistema en un estado dinámico. Por ejemplo, las inundaciones en los ríos pueden causar la erosión de las orillas y hacer que el cauce del río cambie de curso (capítulo 6), exponiendo bancos de arena abiertos donde coloniza la vegetación de sucesión temprana, creando así un mosaico de tipos de vegetación (ver fig. 5.1). En segundo lugar, las especies pioneras pueden no facilitar el establecimiento de especies sucesionales posteriores. En ecosistemas con fuertes limitaciones abióticas, como los desiertos, las especies que se establecen inicialmente a menudo dominan el ecosistema a largo plazo, en lugar de ser reemplazadas por sucesivas oleadas de plantas colonizadoras. Científicos y científicas han observado durante mucho tiempo que incluso en ecosistemas que experimentan una progresión predecible, las especies que inicialmente colonizan o se plantan, pueden influir fuertemente en la trayectoria de sucesión del sistema (Walker y Del Moral 2003; temperton et al. 2016). En algunos casos las especies que tienen un crecimiento de tipo “agresivo” (altas tasas de ocupación), que con frecuencia son exóticas, se establecen de forma temprana en el proceso de recuperación e impiden la colonización de especies sucesivas posteriores, lo que ralentiza la tasa de sucesión. Por ejemplo, en antiguos pastizales del trópico húmedo, algunos arbustos de sucesión temprana pueden impedir el establecimiento de árboles (Zahawi y Augspurger 1999).

En tercer lugar, muchos estudios demuestran que algunos ecosistemas tienen múltiples *estados alternativos* posibles en lugar de una única comunidad clímax (Suding, Gross y Houseman 2004; Hobbs y Suding 2009). Las trayectorias del ecosistema hacia estos diferentes estados o puntos finales pueden verse afectadas por muchos factores, incluidas las primeras especies en colonizar, las condiciones abióticas, la intensidad de la degradación previa del hábitat y el grupo de especies presentes en la matriz circundante al sitio que podría colonizar a lo largo del tiempo (Funk et al. 2008). Los ecosistemas de pastizales y sabanas son un excelente ejemplo de estados alternativos de ecosistemas que van desde pastizales hasta matorrales y bosques abiertos (Briske, Fuhlendorf y Smeins 2005; Sankaran y Anderson 2009). Históricamente, los ecosistemas de pastizales en el medio oeste de los Estados Unidos han transicionado entre pastos cortos, pastos altos y estados con mayor cobertura de plantas leñosas dependiendo de la frecuencia e intensidad del pastoreo y el fuego (fig. 5.3), creando un mosaico de tipos de ecosistemas. Las graves perturbaciones antropogénicas, como la labranza para la agricultura, el pastoreo excesivo del ganado doméstico o la tala de árboles, han provocado la compactación y erosión del suelo en algunas zonas, un estado de transición que es mucho más difícil de revertir mediante la gestión de regímenes de perturbación o restauración (ver fig. 5.3).

Las observaciones de diferentes trayectorias y estados alternativos han llevado a los ecólogos y ecólogas a tratar de desarrollar *reglas de ensamblaje*, o formas de predecir las trayectorias de los ecosistemas, en función de las condiciones abió-

ticas de un sitio, las especies pioneras y la composición de especies en el paisaje circundante que podrían colonizar con el tiempo (Funk et al. 2008; Temperton et al. 2016). A modo de ejemplo, Collinge, Ray y Gerhardt (2011) llevaron a cabo una restauración experimental de charcasprimaverales (pequeños humedales de agua dulce inundados estacionalmente) en California en la que manipularon la densidad de siembra y el orden en que se plantaron las especies. El orden en que se plantaron las especies influyó en la composición de la comunidad durante el corto plazo, pero la profundidad de la charca, un factor abiótico, desempeñó un papel más importante en la determinación de la composición de la comunidad a largo plazo (Collinge, Ray y Gerhardt 2011).

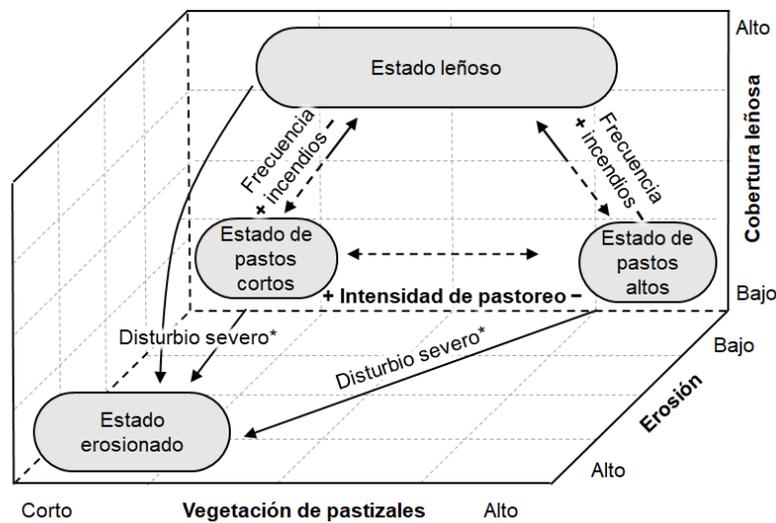


Figura 5. 3: Modelo conceptual de estados alternativos en ecosistemas de pastizales en el medio oeste de Estados Unidos. Las líneas discontinuas con flechas representan transiciones que son reversibles mediante la gestión del régimen de perturbaciones, y las líneas sólidas con flechas representan transiciones que son difíciles de revertir. Tenga en cuenta que a medida que la cubierta leñosa se vuelve cada vez más densa, volver a un estado de pastizal se vuelve más difícil. *Las perturbaciones graves incluyen la labranza para la agricultura, el pastoreo excesivo, los incendios catastróficos y la sobreexplotación de los recursos leñosos. Figura de J. Lesage. Modificado de Briske, Fuhlendorf y Smeins (2005).

Implicaciones de la restauración

Los estudios científicos y las observaciones de la recuperación en los proyectos de restauración establecen que (1) el proceso de recuperación rara vez es tan pre-

decible como lo sugieren los modelos sucesionales simples y lineales y, (2) la forma de la trayectoria de sucesión varía mucho entre tipos de ecosistemas e incluso entre sitios individuales en un ecosistema dado (Suding et al. 2016). No obstante, es fundamental que los profesionales recopilen información, tanto de observaciones como de estudios previos, sobre la velocidad y la dirección de las posibles trayectorias de sucesión como paso inicial al planificar un proyecto de restauración. El conocimiento de los posibles resultados y los factores abióticos y bióticos que probablemente afecten estos resultados deben guiar las acciones para ayudar en el proceso de recuperación.

Para los casos en los que la recuperación del ecosistema es rápida y la trayectoria de sucesión es coherente con las *metas* y los *objetivos* de la restauración (Gann et al. 2019), la *regeneración natural* suele ser el enfoque de restauración menos intensivo y más rentable (Prach y del Moral 2015; Chazdon y Guariguatá 2016). En tales casos, intervenir activamente para restaurar el sistema puede ser una pérdida de recursos o incluso puede retrasar la recuperación. Por ejemplo, los pastos en el centro de Brasil muestran una alta regeneración de árboles a partir del rebrote. La introducción de nuevas especies para restaurar la sabana requiere muchos recursos y, al mismo tiempo, daña los árboles que están rebrotando, por lo que no hay una ganancia neta en la densidad de árboles (Sampaio, Holl y Scariot 2007).

Una estrategia útil, si es que es socialmente factible, es esperar algunos años antes de intervenir activamente en la restauración, tiempo durante el cual los y las profesionales pueden evaluar la tasa y la composición de especies de la regeneración natural (Murcia y Aronson 2014). Si un sitio se recupera a un ritmo intermedio, entonces un buen enfoque puede ser ayudar a la regeneración (capítulo 2). Las acciones de *regeneración asistida* varían según el tipo de ecosistema; sin embargo, pueden incluir la restauración de los flujos ecológicos y el paso de peces en los sistemas acuáticos, la eliminación de *especies invasoras* competitivas que superan a las especies nativas o la limpieza de cortafuegos para reducir el riesgo de incendio en sistemas no adaptados al fuego (Shono, Cadaweng, y Durst 2007; Gann et al. 2019). En ecosistemas que tardan en recuperarse, es importante caracterizar el modelo sucesional e identificar los factores que limitan la recuperación antes de seleccionar cuidadosamente las estrategias de *restauración activa*. ¿El ecosistema tiene un nivel de degradación tal que es necesario reconstruir completamente la *topografía*, la *hidrología* u otras condiciones *abióticas* para proporcionar las condiciones de hábitat apropiadas para que se recuperen el ecosistema nativo y las especies focales? Si las especies focales no logran colonizar naturalmente, el próximo paso es reintroducir activamente esas especies.

Los profesionales también deben reconocer que el establecimiento de un conjunto específico de especies al comienzo de un proyecto no garantiza que otras especies colonicen naturalmente, una suposición que se ha denominado el “campo de los sueños” (Hilderbrand, Watts y Randle 2005). Incluso cuando las especies deseadas colonizan, el monitoreo continuo y el *manejo adaptativo* (capítulo 4) son necesarios para garantizar que un proyecto de restauración siga la trayectoria de sucesión deseada. Los proyectos de restauración a menudo requieren un manejo

continuo, como la eliminación de especies invasoras y la introducción posterior de especies que no colonizan el sitio fácilmente.

La sucesión de ecosistemas después de perturbaciones tanto naturales como antropogénicas es un proceso a largo plazo que puede tomar muchos años, décadas o siglos, incluso con manejo humano para acelerar el proceso de recuperación. No obstante, existe una fuerte presión para cumplir con los objetivos del proyecto y demostrar resultados favorables dentro corto periodo de tiempo. A raíz de lo anterior, se crea una tensión entre los objetivos y recursos del proyecto a corto y largo plazo. Por ejemplo, la prevención de la erosión mediante el establecimiento de una cubierta vegetal puede ser un objetivo importante en un sistema muy perturbado, sin embargo muchos estudios han demostrado que la plantación de especies exóticas para el control de la erosión inhibe el establecimiento y el crecimiento de especies de etapas posteriores de la sucesión (Holl 2002b). Los presupuestos de los proyectos de restauración generalmente abarcan de uno a unos pocos años en lugar del período de tiempo necesario para administrar y guiar la trayectoria de sucesión a largo plazo de un ecosistema. No existe una respuesta sencilla para equilibrar este desajuste temporal. En el mejor de los casos, se establecerán objetivos específicos que se correspondan con modelos de referencia secuenciales que representen etapas a lo largo de la trayectoria de recuperación (Clewel y Aronson 2013). Luego, el monitoreo evaluará si se están cumpliendo los objetivos intermedios que son consistentes con la recuperación del ecosistema a más largo plazo y, de no ser así, se tomarán acciones de enmienda (capítulo 4).

PROCESOS ECOLÓGICOS A GRAN ESCALA ESPACIAL

Visualizar los proyectos de restauración a partir de gran escala espacial es esencial, dado que las actividades humanas a menudo afectan a los ecosistemas mucho más allá de límites visibles y además, la recuperación de ecosistemas perturbados está fuertemente influenciada por los procesos físicos y ecológicos en las áreas que rodean el sitio de restauración (Holl, Crone y Schultz 2003; Metzger and Brancalion 2016). La tabla 5.2 enumera varios de estos procesos a gran escala que afectan la recuperación y restauración de los bosques ribereños, como inundaciones, el caudal de agua, el aporte de nutrientes y el movimiento de plantas y animales.

Los términos *paisaje* y *gran escala* se definen de forma variable. Forman y Godron (1981, 733) describen un paisaje como un “grupo de ecosistemas que interactúan e intercambian organismos y materiales (p. ej., agua, nutrientes) en un área de kilómetros de ancho”. Por otro lado, Metzger y Brancalion (2016, 91) definen un paisaje como un “mosaico heterogéneo compuesto de unidades de paisaje que interactúan” y enfatizan que la escala del paisaje depende del rango del organismo o proceso focal. Algunas plantas herbáceas responden a la distribución de agua y nutrientes a pequeña escala (menos de 1 a 5 metros). Sus semillas solo se dispersan desde unos pocos a decenas de metros para colonizar nuevos sitios, pero pueden ser acarreadas por insectos o mamíferos que se desplazan muchos kilómetros, y además su germinación se ven influenciada por la deposición de nitrógeno de las

actividades humanas a decenas de kilómetros de distancia o más. Dado lo anterior, los profesionales de la restauración deben considerar cómo las áreas circundantes afectan el sitio que se está restaurando, y considerar la escala espacial a partir del ecosistema, los organismos o los procesos relevantes.

En esta sección, discuto las teorías sobre el tamaño del parche de hábitat y la conectividad del paisaje y sus implicaciones para la asignación de esfuerzos de restauración a gran escala. La restauración de los procesos físicos, como la hidrología y los flujos de nutrientes en una variedad de escalas espaciales, se analiza en el capítulo 6.

Tabla 5. 2: Procesos ecológicos que operan a gran escala espacial y que influyen en la recuperación y restauración de los bosques ribereños¹

Procesos físicos
<ul style="list-style-type: none"> • Tasa de flujo de agua • Tasa de extracción de agua • Inundaciones (frecuencia, momento, duración, magnitud) • Socavación/erosión • Deposición de sedimentos y nutrientes • Movimiento de químicos (fertilizantes, pesticidas)
Procesos de población
<ul style="list-style-type: none"> • Dispersión y colonización de semillas • Flujo de genes (semillas y polen)
Procesos comunitarios
<ul style="list-style-type: none"> • Movimiento de dispersores de semillas, polinizadores y otros mutualistas (p. ej., micorrizas) • Movimiento de herbívoros, depredadores de semillas y parásitos • Dispersión y colonización de especies invasoras
Alteraciones humanas de los procesos
<ul style="list-style-type: none"> • Presas • Diques • Bombeo de aguas subterráneas • Cambios en el uso de la tierra (p. ej., conversión de usos de la tierra, prácticas agrícolas) • Precipitación (cambio climático)

¹ Modificado de Holl et al. 2003.

Tamaño del parche de hábitat

Las áreas o parches más grandes de hábitat son deseables por varias razones. En primer lugar, las áreas más grandes logran albergar más especies que los parches más pequeños si la calidad de hábitat es similar (MacArthur y Wilson 1967; Ewers y Didham 2006), en parte porque los parches más grandes de hábitat suelen

tener una gama más amplia de recursos para especies variadas. Además, los parches más grandes tienen suficiente espacio para albergar especies que requieren áreas grandes de distribución, como algunas aves y mamíferos.

En segundo lugar, los parches grandes suelen albergar poblaciones más grandes de especies que los parches más pequeños, siendo estas menos propensas a la extinción (Lande 1993; Metzger y Brancalion 2016). Las poblaciones pequeñas a menudo son muy susceptibles a la extinción debido a la *estocasticidad ambiental* (variación aleatoria en las condiciones climáticas o perturbaciones naturales) y la variabilidad natural en las tasas de natalidad y mortalidad. Por ejemplo, una especie rara de mariposa con una o pocas poblaciones corre un mayor riesgo de extinción por eventos extremos que resultan en una disminución dramática en las poblaciones de plantas hospedantes, en comparación con una especie de población considerable. Del mismo modo, las poblaciones pequeñas tienden a tener una baja variación genética, lo que puede conducir a la depresión endogámica, proceso por el cual los genes perjudiciales se acumulan en la descendencia. Muchas especies de grandes felinos, como el puma (*Puma concolor*), ahora tienen poblaciones tan pequeñas que sufren de depresión endogámica y muchas de sus crías son infértiles.

En tercer lugar, los bordes del hábitat, especialmente en el caso de los bosques, a menudo experimentan un “efecto borde”, donde las condiciones abióticas son más extremas (Murcia 1995). Piensa en cuando caminas por el borde de un bosque: es más cálido, más seco y con mayor luz en comparación al interior del bosque. Los efectos de borde pueden variar desde unos pocos metros hasta más de cien metros dentro de un bosque, dependiendo del organismo, la variable medida y el contraste entre los dos hábitats (Cadenasso et al. 2003). Las condiciones abióticas en los bordes del hábitat tienden a favorecer a las especies generalistas adaptadas a las perturbaciones que superan a las especies que requieren un hábitat interior intacto. Por estas razones, las especies exóticas invasoras tienden a ser más comunes en los bordes de los bosques. Por ejemplo, las enredaderas invasoras, como el kudzu (*Pueraria* spp.) en el Sureste de los Estados Unidos, crecen rápidamente sobre árboles y arbustos nativos, particularmente en los bordes de los bosques. Debido a que los parches de hábitat más grandes y de forma más regular tienen una proporción más baja de “hábitat borde” con respecto al área total del parche (Metzger y Brancalion 2016), éstos albergan más especies.

Finalmente, es más factible restaurar los procesos de los ecosistemas (como los flujos de agua y nutrientes) y los regímenes de perturbación en parches más grandes que en los pequeños. En situaciones como el estudio de caso de Younger Lagoon, donde se están restaurando pequeños parches de hábitat de pastizales en un paisaje urbano, simplemente no es posible restaurar un régimen histórico de incendios debido a las preocupaciones sobre la propagación del fuego y el daño a las casas cercanas. Del mismo modo, la reintroducción de grandes herbívoros no es práctica en pequeños parches de hábitat.

Aunque los parches de hábitat grandes son deseables por muchas razones, algunos parches pequeños albergan especies únicas o características de hábitat

inusuales (por ejemplo, tipos de suelo raros), lo que los hace importantes para la conservación y restauración (Simberloff y Abele 1976); por lo que no solo se debe considerar el tamaño sino también la calidad del hábitat que se está restaurando. No obstante, los esfuerzos de restauración deben priorizar áreas más grandes de hábitat o áreas adyacentes al hábitat existente para agrandar los parches remanentes cuando sea posible (fig. 5.4A). Esta acción puede servir para reducir los efectos de borde en el tiempo, y además el hábitat remanente proporcionará una fuente de colonización por parte de plantas y animales para el área restaurada.

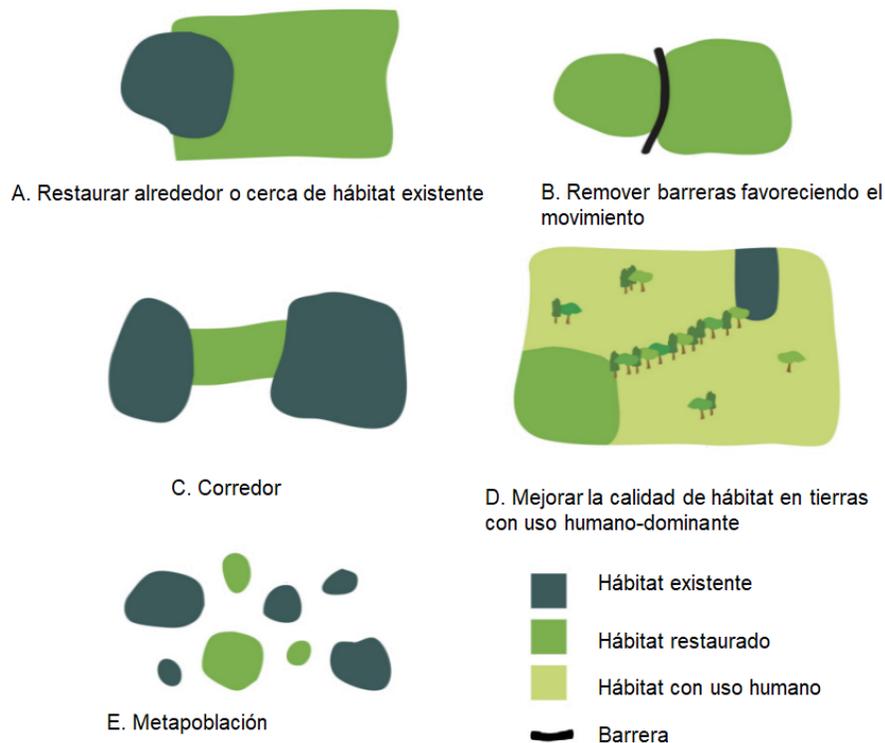


Figura 5. 4: Enfoques para aumentar la conectividad del hábitat a través de la restauración. Figura de A. Calle.

Aumento de la conectividad del paisaje

Es deseable conservar y restaurar grandes áreas de hábitat, pero dada la escala espacial de las actividades humanas, hacerlo solo es realista en un número limitado de situaciones. A menudo, los proyectos de restauración están integrados en un paisaje dominado por humanos. Los organismos como grandes los carnívoros, las

aves que dependen de los bosques y las especies de plantas que son dispersan por ellas, junto con otras especies de distribución amplia, se aíslan cada vez más en parches de hábitat remanentes debido a la dificultad que tendrán para moverse a través de los distintos usos de la tierra que están dominados por el ser humano. Es por esto, que los esfuerzos de restauración deben considerar cómo aumentar la *conectividad* del paisaje para facilitar el movimiento de la flora y la fauna y mejorar la colonización natural en los sitios de restauración (Metzger y Brancalion 2016).

Todos los modelos de sucesión asumen que diferentes especies colonizarán un parche con el tiempo, lo que depende en gran medida de las poblaciones de origen cercanas.

Muchas especies de pastizales no tienen mecanismos de dispersión a larga distancia (Seabloom et al. 2003), y en los bosques tropicales, pocas semillas de árboles dispersadas por animales se diseminan más de 10 a 100 metros fuera del borde del bosque existente (Holl 2012). Dado lo anterior, es deseable restaurar áreas cercanas a las poblaciones de origen, siempre que sea posible, con el objetivo de aumentar la cantidad de especies que pueden colonizar naturalmente, reduciendo el costo general y el esfuerzo de reintroducir especies activamente (ver fig. 5.4A).

La restauración ecológica debe apuntar a eliminar las barreras al movimiento de organismos, nutrientes y agua (fig. 5.4B). Muchos proyectos de restauración acuática se centran en la eliminación de presas, diques y caminos que impiden el flujo de agua y, por lo tanto, la colonización y el establecimiento de flora y fauna. Por ejemplo, más de mil seiscientas represas antiguas se han eliminado durante el siglo pasado solo en los Estados Unidos (American Rivers n.d.), lo que permite el transporte de nutrientes y sedimentos río abajo y el movimiento de varios organismos acuáticos en ambas direcciones (capítulo 6). En lugares donde las carreteras dividen parches de hábitat, se han utilizado con cierto éxito pasos subterráneos para la vida silvestre (túneles), puentes o escaleras para animales que viven en el suelo o pasos elevados para animales que viven en los árboles para facilitar el movimiento de ellos (consulte el sitio web del libro para ver ilustraciones de algunas estructuras).

Un enfoque para mejorar el movimiento de organismos entre los parches de hábitat es restaurar los *hit* corredores ecológicos que conectan los parches existentes (fig. 5.4C). Los corredores pueden aumentar el movimiento entre los parches de hábitat existentes y, por lo tanto, sirven para aumentar el *flujo de genes* entre las poblaciones, reduciendo algunos de los problemas de las poblaciones pequeñas discutidos anteriormente, como la depresión endogámica. En Queensland, Australia, se han plantado varios corredores de selva tropical, de aproximadamente 100 metros de ancho y hasta 1,2 kilómetros de largo, con un conjunto diverso de especies de árboles nativos, que unen los parches de bosque remanente (Tucker y Simmons 2009). Los árboles plantados cerraron el dosel en unos pocos años, lo que facilitó el establecimiento de una diversidad de plantas adicionales de la selva tropical dentro del corredor y aumentó el movimiento de pequeños mamíferos entre parches de hábitat.

Aunque los corredores ecológicos pueden mejorar la conectividad del paisaje,

su utilidad depende del ancho del corredor y de las necesidades biológicas de las especies focales. Mientras que los pequeños mamíferos pueden usar un corredor de 20 metros de ancho, algunas aves tropicales y los grandes mamíferos necesitan corredores de 200 metros de ancho o más (Lees y Peres 2008). Además, la eficacia de los corredores depende de la calidad del hábitat que proporcionan. Debido a su forma, los corredores tienen una alta proporción de hábitat de borde a interior, lo que los convierte típicamente en un hábitat de baja calidad para muchas especies con necesidades de hábitat especializadas. Al mismo tiempo, esta alta relación de borde las convierte en fuentes valiosas para la dispersión de semillas favoreciendo la regeneración natural en terrenos adyacentes abandonados (Rey Benayas y Bullock 2015).

Los administradores de recursos naturales pueden aumentar el movimiento entre parches de hábitat remanentes y restaurados al manejar los usos de la tierra dominados por humanos entre estos hábitats para promover el movimiento de la fauna (fig. 5.4D). Dentro de los paisajes agrícolas, es típico restaurar *franjas de amortiguamiento* (franjas estrechas a lo largo de los bordes de los campos que son humedales o ríos adyacentes) para capturar sedimentos y mejorar la calidad del agua. Las franjas de protección y *cercos vivos* (líneas de arbustos o árboles plantados de cerca en el borde de los campos agrícolas) sirven como corredores estrechos para facilitar el movimiento de algunas especies a través del paisaje (Rey Benayas y Bullock 2015). Además, en paisajes originalmente boscosos, el aumento de la cubierta arbórea dentro de los pastizales y las tierras de cultivo puede facilitar el movimiento de una variedad de fauna, incluidas las aves dispersadoras y murciélagos (Mendenhall et al. 2011). Reducir el uso de pesticidas en tierras agrícolas mejora la calidad del hábitat para los insectos y la fauna que se alimenta de ellos. Si bien sólo un subconjunto de especies dejará el hábitat remanente y se moverá a través de un paisaje dominado por humanos, mejorar la calidad del hábitat de los usos de la tierra aumenta la cantidad de especies que lo harán.

Mientras que la restauración de los corredores y la gestión de las tierras agrícolas para mejorar el valor general del hábitat mejorará el movimiento de algunas especies, otras especies se distribuyen naturalmente en parches conformando metapoblaciones, es decir conjuntos de subpoblaciones geográficamente aisladas interconectadas por la colonización y el flujo de genes entre las subpoblaciones. Una metapoblación a menudo consta de una o más poblaciones más grandes que son persistentes y varias poblaciones más pequeñas que pueden extinguirse cuando las condiciones son desfavorables pero que recolonizan periódicamente cuando las condiciones mejoran. Estas subpoblaciones fluctúan por separado, con movimientos ocasionales de organismos que sirven para recolonizar los parches de hábitat disponibles y redistribuir el material genético.

Las especies que dependen de hábitats distribuidos naturalmente en parches a menudo tienen una estructura de metapoblación. Ejemplos de organismos que conforman *metapoblaciones* son los anfibios que viven en estanques y charcas, los insectos que dependen de plantas hospedantes que se distribuyen en tipos de suelo distribuidos en parches y muchos organismos marinos (p. ej., peces de arrecife,

ostras, langostas) que viven en subpoblaciones separadas. Para estas especies, la restauración de parches de hábitat que puedan servir como trampolines entre poblaciones puede ayudar a mejorar la persistencia regional de la especie (fig. 5.4E). Por ejemplo, McIntire, Schultz y Crone (2007) recopilaron una gran cantidad de datos sobre las necesidades de hábitat y los comportamientos de movimiento de la mariposa azul Fender (*Icarus icaoides*), que se encuentra en peligro de extinción y vive en pequeños parches de humedales en el noroeste de los Estados Unidos. Los investigadores han incorporado esta información en modelos a gran escala para ayudar a las agencias de gestión de tierras a priorizar la conservación y restauración de los parches de humedales disponibles para conectar mejor algunas de las subpoblaciones más grandes.

Implicaciones de la restauración

Los proyectos de restauración deben diseñarse en el contexto de los usos de suelo circundante con una comprensión de cómo los procesos locales y a gran escala afectan el sitio de restauración y a las especies focales. La planificación de proyectos más grandes debe incluir consideraciones sobre cómo aumentar la conectividad de manera más efectiva para restaurar los procesos físicos, la colonización de diferentes especies y un conjunto complejo de interacciones para facilitar los procesos de sucesión natural. Para proyectos pequeños integrados en áreas urbanas o paisajes agrícolas de cultivo intensivo, es un desafío restaurar los procesos físicos y la dinámica de sucesión. Por lo tanto, la manipulación activa continua del hábitat suele ser necesaria para restaurar el sistema a un estado que se asemeje al modelo de referencia.

La forma más adecuada de distribuir los esfuerzos de restauración en un área grande dependerá de la ecología de las especies focales, así como de los usos de la tierra circundantes y las limitaciones del proyecto (Metzger y Brancalion 2016). Por ejemplo, decidir si es más efectivo restaurar corredores o pequeños parches como trampolines depende de la biología y la distribución histórica de las especies y los ecosistemas focales, así como de la disponibilidad de tierra para la restauración. En la mayoría de los casos, las opciones sobre dónde y cómo restaurar están restringidas por la propiedad de la tierra, los usos competitivos de la tierra y el costo, por lo que los profesionales deben trabajar con lo que está disponible. Por ejemplo, es más probable que los proyectos de restauración forestal a gran escala tengan éxito en tierras que no son productivas para la agricultura (Latawiec et al. 2015), donde protegerán los suministros de agua utilizados por las comunidades río abajo, o en áreas que se han reservado para fines de conservación. En tierras agrícolas altamente productivas, es más factible integrar la restauración forestal dentro de un mosaico de otros usos de la tierra dominados por el humano mediante el aumento de la cubierta arbórea en el paisaje agrícola para aumentar la conectividad que mediante otros métodos.

Los sistemas silvopastoriles en Colombia brindan un ejemplo de dónde este enfoque ha tenido éxito para satisfacer las necesidades tanto ecológicas como

humanas a escala de paisaje (Calle et al. 2013). Allí, se plantan arbustos y *árboles fijadores de nitrógeno* tanto dentro de los pastizales como en los setos al borde de los campos para proporcionar forraje mejorado para el ganado, lo que mejora la producción de leche. Al mismo tiempo, estos cambios han aumentado el número de especies de aves y reducido la erosión del suelo. Independientemente de las limitaciones específicas de un sitio, es importante considerar el modelo de ecosistema de referencia y el contexto espacial del proyecto de restauración al decidir cómo asignar los recursos de manera más efectiva.

LECTURA RECOMENDADA

- Metzger, Jean Paul, y Pedro H. S. Brancalion. 2016. "Landscape ecology and restoration processes." En *Foundations of Restoration Ecology*, 2nd ed., editado por M. A. Palmer, J. B. Zedler, y D. A. Falk, 90–120. Washington, DC: Island Press.

Proporciona una buena visión general de los procesos ecológicos a gran escala en la ecología de la restauración.

- Palmer, Margaret A., Joy B. Zedler, y Donald A. Falk. 2016. *Foundation of Restoration Ecology*. 2nd ed. Washington, DC: Island Press.

Incluye numerosos capítulos sobre conceptos y teorías ecológicas que subyacen a la ecología de la restauración en un volumen editado.

- Suding, Katherine, Erica Spotswood, Dylan Chapple, Erin Beller, y Katherine Gross. 2016. "Ecological dynamics and ecological restoration." En *Foundations of Restoration Ecology*, 2da ed., editado por M. A. Palmer, J. B. Zedler, y D. A. Falk, 27–56. Washington, DC: Island Press.

Discute diferentes modelos sucesionales de recuperación de ecosistemas.

6. GEOMORFOLOGÍA E HIDROLOGÍA

MUCHAS actividades humanas modifican por completo las condiciones físicas de un lugar. Por ejemplo, para obras civiles como la construcción de minas y redes de carreteras se canalizan ríos y excavan y rellenan humedales. Por otro lado, los usos de suelo circundante al área afectan fuertemente tanto los flujos de agua como los químicos en un sitio de restauración. Datos indican que más de cincuenta mil grandes represas bloquean los caudales de los ríos en todo el mundo, alterando las condiciones aguas abajo (International Rivers 2014). En los paisajes agrícolas, los aportes de nutrientes y sedimentos a los cuerpos de agua cercanos suelen ser elevados debido al uso sustancial de fertilizantes y al aumento de la erosión del suelo.

Es fundamental restaurar las condiciones abióticas (p. ej., *topografía*, disponibilidad de nutrientes, régimen hidrológico, luz, características del suelo) en primer lugar, para permitir la recuperación de las comunidades de microorganismos, plantas y animales. Por ejemplo, si se aplica la *revegetación* antes de corregir las trayectorias de flujo hidrológico en sistemas terrestres donde hay una gran erosión por cárcavas, es probable que la vegetación no se establezca. Si no se restaura el hidroperíodo de un humedal, entonces es imposible restaurar las comunidades de plantas que están adaptadas a los determinados momentos en los que ocurren las *inundaciones* y su profundidad.

La dinámica de los ríos, humedales y lagos está impulsada por sus *regímenes hidrológicos*, es decir, la magnitud y el momento del flujo de agua, que están influenciados por las entradas de agua superficial y subterránea de toda la cuenca (Roni y Beechie 2012). Como afirma acertadamente la evaluación del National Research Council (1992, 184–85) sobre la restauración de ecosistemas acuáticos, “los ríos y sus *llanuras aluviales* están tan íntimamente vinculados de forma tal, que deben entenderse, manejarse y restaurarse como partes integrales de un solo ecosistema”. No obstante, Palmer, Hondula y Koch (2014) revisaron 644 proyectos de restauración de ríos en todo el mundo y encontraron que sólo el 4 por ciento de ellos se implementaron a escala de cuenca.

En este capítulo, analizo los desafíos y las estrategias para restaurar las características abióticas del *relieve* y los regímenes hidrológicos en los sistemas terrestres y acuáticos. Hago hincapié en la importancia de restaurar los patrones y procesos

abióticos tanto a pequeña como a gran escala espacial. Estas condiciones y procesos físicos están inextricablemente vinculados con los suelos, la calidad del agua y el ciclo de nutrientes, los que analizo en el capítulo 7, y sientan las bases para la restauración exitosa de la biota de un ecosistema, la que se analiza en los capítulos 9 y 10. Las acciones humanas, como la nivelación de tierras y el relleno de humedales para la agricultura, a menudo homogeneizan las características tanto abióticas como *bióticas* de los ecosistemas.

Es común, desafortunadamente, aplicar estrategias de restauración homogéneas en grandes áreas, lo que conduce a ecosistemas menos diversos. Las condiciones abióticas a menudo varían en el espacio de unos pocos metros, lo que lleva a una *heterogeneidad espacial* a pequeña escala en los ecosistemas naturales. Esta distribución desigual de recursos, combinada con patrones de dispersión variables e interacciones de especies, conduce a distribuciones irregulares y coexistencia de diferentes especies (Larkin, Bruland y Zedler 2016). Las estrategias de restauración deben diseñarse para recrear la heterogeneidad espacial natural del ecosistema, como la profundidad variable del agua en los humedales o la concentración de nutrientes del suelo en parches de matorrales (capítulo 7). Este enfoque no solo refleja más fielmente el *modelo de referencia* histórico, sino que también aumenta las posibilidades de éxito de la restauración en condiciones climáticas variables. Por ejemplo, Doherty y Zedler (2015) descubrieron que la creación de una heterogeneidad en la elevación a pequeña escala (de 10 a 40 centímetros) en un proyecto de restauración de praderas húmedas en Wisconsin dio como resultado una humedad del suelo variable, lo que a su vez resultó en un mayor crecimiento y supervivencia de plantas *nativas* en micrositios de mayor elevación en un año seco y mejores resultados en sitios de menor elevación en un año húmedo.

En lugares donde los humanos han alterado drásticamente la forma del relieve y el movimiento del agua, la restauración puede requerir un movimiento de tierra considerable y maquinaria pesada a gran escala para remodelar la topografía, restaurar los patrones del canal del río o eliminar represas u otras barreras al flujo del agua. Estos esfuerzos requieren mapas detallados de topografía, tipo de suelo y cubierta vegetal y pueden incluir simulaciones de patrones de flujo de agua para predecir cómo las acciones específicas de restauración afectarán el régimen hidrológico. En lugares donde la *degradación* previa es menos intensa o los proyectos son más pequeños, los enfoques menos intrusivos pueden servir para modificar los patrones topográficos o las rutas del flujo de agua, como instalar paños para el control de la erosión, plantar vegetación o introducir troncos o piedras para redirigir el flujo del río.

GEOFORMOLOGÍA E HIDROLOGÍA

En los sistemas naturales, algunas precipitaciones (lluvia y deshielo) se infiltran en el suelo y, en última instancia, pueden filtrarse en el sistema de aguas subterráneas. A su vez, una parte es absorbida y transpirada por las plantas. El agua que exceda la capacidad de infiltración del suelo escurrirá por la superficie del

suelo y contribuirá directamente al caudal (fig. 6.1A). Esta escorrentía superficial es frenada por la vegetación y otras características que aumentan la aspereza de la superficie, como el mantillo o las terrazas. Cuando la maquinaria pesada ha alterado la morfología del sitio, se ve afectada algo más que la pendiente del sitio. La maquinaria pesada puede eliminar la vegetación y aumentar la *compactación* del suelo, reduciendo la infiltración de agua en el suelo (Whisenant 1999).

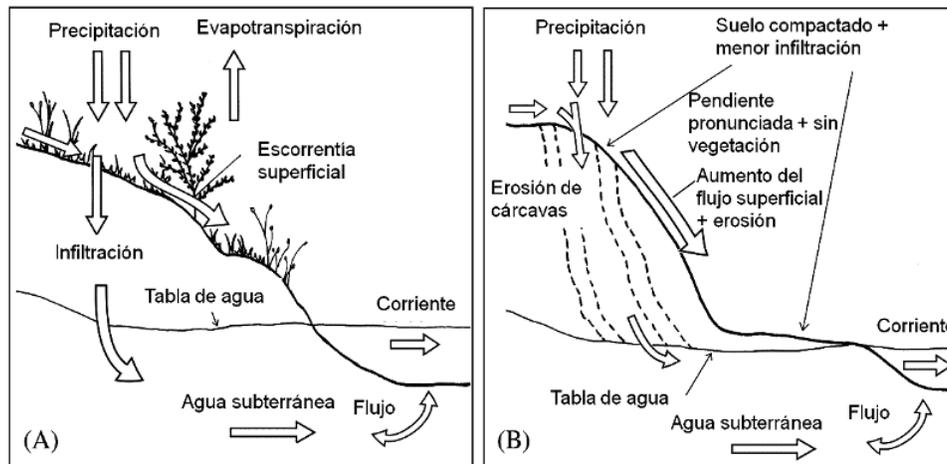


Figura 6. 1: Trayectorias de flujo hidrológico en (A) un sistema natural y (B) un sistema perturbado con topografía alterada, suelos compactados y vegetación mínima. La evapotranspiración es la transferencia de agua de la tierra a la atmósfera tanto a través de la evaporación de las plantas y del suelo como de la transpiración de las plantas. Dibujos de M. Pastor.

Los cambios combinados en la pendiente, la compactación del suelo y la cubierta vegetal afectan los patrones de escorrentía y el microclima (Roni y Beechie 2012). Primero, aumenta la escorrentía, lo que genera cárcavas y erosión del suelo (fig. 6.1B), lo que afecta negativamente la calidad del agua. En segundo lugar, los cambios en la pendiente y la limpieza de la vegetación dan como resultado condiciones de luz y temperatura más extremas en el área, lo que afecta la idoneidad del *hábitat* para plantas y animales. Por último, la disponibilidad de agua puede disminuir o aumentar. Cuando la tierra ha sido nivelada, el suelo compactado o el flujo de agua bloqueado, el agua puede acumularse e inundar las plantas. En lugares donde la precipitación corre rápidamente por pendientes pronunciadas con suelos compactados en lugar de infiltrarse en el suelo, es más probable que las plantas experimenten condiciones de sequía durante los períodos secos.

Estrategias de restauración

El primer paso para reducir la erosión y restaurar los patrones de drenaje del agua en sitios altamente degradados es restaurar la *topografía*, es decir, la forma del terreno. De hecho, la legislación de muchos países requiere que las empresas, como por ejemplo de la industria minera y construcción, restablezcan el contorno original aproximado del suelo y además realicen revegetación del lugar (capítulo 11).

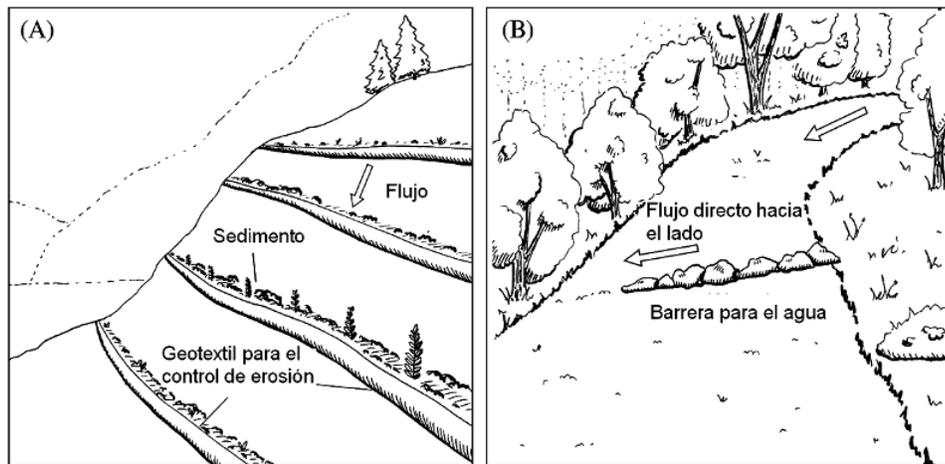


Figura 6. 2: Estrategias de restauración para reducir la erosión. (A) El geotextil para el control de la erosión sirven para desacelerar el flujo y atrapar sedimentos y semillas. (B) Barreras para el agua, con el objetivo de dirigir el flujo hacia el costado de un sendero y minimizar la formación de cárcavas. Dibujos de M. Pastor.

Este proceso comienza con el desarrollo de un modelo de referencia para la topografía y los flujos de agua con accidentes geográficos similares en la región y el modelado numérico para minimizar la erosión y garantizar la estabilidad de las pendientes en el sitio restaurado (Bugosh y Epp 2019). Luego, se utiliza maquinaria pesada para mover el suelo y crear un grado, longitud y aspecto de pendiente específicos, eliminar caminos o nivelar cárcavas. Los esfuerzos para restaurar la topografía y los patrones de escorrentía tienen más éxito cuando se reemplazan las capas originales del suelo (capítulo 7) y se reduce la compactación para aumentar la infiltración de agua. En algunos casos, la simple restauración de la topografía y los patrones de flujo de agua es suficiente para catalizar la recuperación.

Por ejemplo, en el Parque Nacional Redwood en el norte de California, se gastaron aproximadamente 10 millones USD entre 1977 y 1990 para eliminar más de 450 kilómetros de caminos antiguos con el fin de reducir la erosión en los arroyos cercanos (Steensen y Spreiter 1992). Se usó un mantillo para minimizar temporalmente la erosión después del movimiento de tierras, y la recuperación natural de

la vegetación ocurrió tan rápida que no fue necesario plantar ni sembrar vegetación. Comúnmente, después de restaurar la topografía del sitio, se utilizan varias técnicas para reducir la erosión, incluida la revegetación activa del área.

La erosión del suelo se genera en función de la compactación del suelo, la cantidad de agua escurrida, la longitud y la inclinación de la pendiente, la cubierta vegetal y las prácticas de manejo de la tierra empleadas. Debido a lo anterior, se utilizan diversos manejos para aumentar la infiltración, disminuir y redirigir el flujo de agua y reducir la erosión, lo que a su vez mejora la supervivencia de la vegetación plantada y establecida de forma natural. Estas prácticas se utilizan después de reconformar el terreno en sitios muy perturbados, así como en sitios con erosión menos severa y problemas de flujo de agua que no han tenido un movimiento de tierra extenso. Los profesionales de la restauración emplean diferentes cubiertas para el suelo, como: geotextil para el control de la erosión, mantillo de heno, mulch o compost, con el objetivo de reducir la erosión del suelo superficial tanto por el viento como por el agua, retener la humedad del suelo superficial y reducir la temperatura del suelo (Bradshaw y Chadwick 1980; Munshower 1994). Se debe tener precaución con las semillas de especies no deseadas no se introduzcan en residuos de plantas que se aplican con estas técnicas.

Varias estrategias sirven para reducir o redirigir el flujo de agua. Rollos de paños para el control de erosión o troncos colocados a lo largo de pendientes pronunciadas interrumpen el flujo de agua y atrapan sedimentos (fig. 6.2A). Del mismo modo, las barras de agua, que comprenden troncos, rocas o montículos de tierra, a menudo se construyen en diagonal a través de senderos o caminos para disminuir y redirigir el flujo de agua para minimizar la formación de cárcavas (fig. 6.2B). Las rocas o barras de agua son colocados en pequeños barrancos redirigen y disminuyen el flujo de agua, captan sedimentos y reducen la erosión.

Establecer vegetación (capítulo 9) es un paso importante para reducir la erosión, aumentar la infiltración de agua en el suelo y mejorar la calidad del agua (capítulo 7). Es por esto que muchas ciudades están restaurando espacios verdes, en parte para reducir la escorrentía y mejorar la calidad río abajo en la cuenca (Doherty et al. 2014). En los sistemas áridos, con importante cobertura de suelos desnudos y desertificados que están sujetos a la erosión del viento, los cortavientos de arbustos o árboles, o incluso las cercas, reducen la erosión del suelo y atrapan la arena arrastrada por el viento.

Para concluir, también se utilizan otras técnicas para hacer rugosa la superficie del suelo, aumentar la infiltración de agua y la penetración de las raíces, y proporcionar micrositos protegidos para facilitar la germinación de las semillas (Whisenant 1999). Los suelos muy compactados comúnmente se *labran* antes de plantar; la superficie del suelo se rompe con dientes en forma de gancho montados en la parte trasera de un tractor o arrastrados a mano por la superficie del suelo (Bradshaw y Chadwick 1980; Munshower 1994). Sin embargo, esta técnica tiene inconvenientes, ya que labrar el suelo puede aumentar temporalmente la erosión y facilitar la invasión de malezas, por lo que esta técnica es más adecuada para terrenos planos y debe ser seguido por otras estrategias para controlar la erosión,

como cubrir la superficie del suelo con mantillo. En tierras áridas, la creación de capturas (pequeñas depresiones en el suelo; fig. 6.3) sirve para concentrar agua, nutrientes y semillas en ciertos lugares, lo que a su vez aumenta la heterogeneidad espacial y proporciona micrositios que son más favorables para el establecimiento de plántulas (Whisenant 1999).

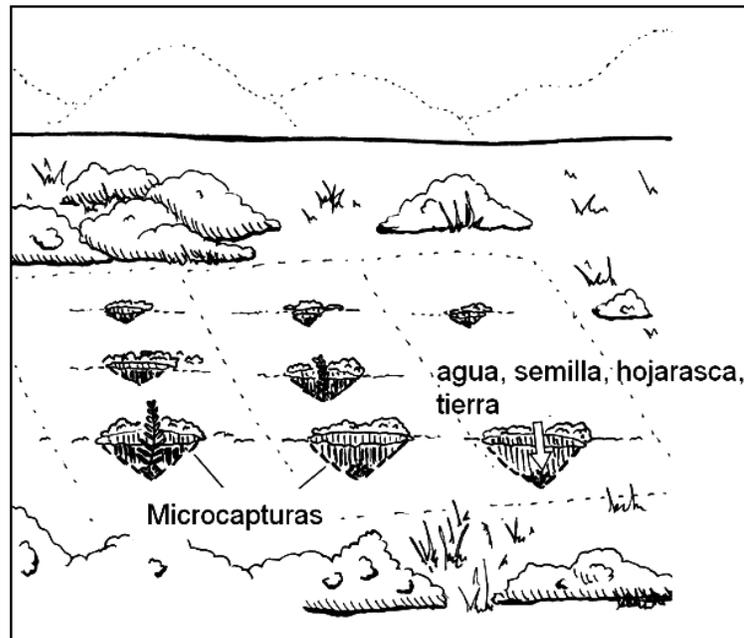


Figura 6. 3: Microcapturas utilizadas para crear heterogeneidad topográfica a pequeña escala y concentrar agua, semillas, tierra y hojarasca en sistemas áridos. Dibujo de M. Pastor.

TOPOGRAFÍA E HIDROPERÍODO DE HUMEDALES

Los humedales tienen atributos tanto de ecosistemas terrestres como acuáticos. Experimentan inundaciones permanentes o periódicas que influyen dramáticamente en sus suelos y vegetación. El *hidroperíodo*, el cual se refiere a la profundidad, duración, frecuencia y estacionalidad de las inundaciones, varía según el tipo de humedal (tabla 6.1). Este se ve afectado por la precipitación y la escorrentía superficial, las entradas de agua subterránea, la topografía y la *textura del suelo* (Craft 2016).

El hidroperíodo impulsa la química del suelo. Los suelos de los humedales tienen poco oxígeno debido al lento movimiento del oxígeno a través del agua y,

Tabla 6. 1: Características bióticas comunes de los tipos de humedales¹

Tipo	Duración y estacionalidad de la inundación	Salinidad	Otras características
Manglar	Cambia diariamente con las mareas	Salino	Árboles, ubicados en áreas tropicales
Marisma salina	Cambia diariamente con las mareas	Salino a salobre	Varias plantas de baja a mediana estatura
Pantano	Permanentemente inundado	Agua dulce	Usualmente tiene árboles
Riverino/ <i>ripariano</i>	Varía estacionalmente con el caudal del río	Agua dulce	El hábitat es dinámico a medida que el canal del río serpentea
Estanques vernaes, Pozón de pradera	Inundado estacionalmente (EV) o permanentemente húmedo (PP)	Agua dulce	Principalmente hierbas, juncos y pastos
Pantano, Turbera	Permanentemente inundado	Agua dulce	El suelo posee un contenido extremadamente alto de materia orgánica, ácido en pantanos, calcáreo o neutro en pantanos, puede recibir aportes de aguas subterráneas

¹ Los tipos de humedales están distribuidos a lo largo de múltiples gradientes abióticos, por lo que hay muchos más subtipos descritos en Craft 2016.

como resultado, a menudo tienen un alto contenido de *materia orgánica* debido a la lenta descomposición. Los humedales costeros también varían a lo largo de un *gradiente ambiental* de salinidad que va desde agua dulce a salobre y salada, dependiendo de sus ciclos de marea y aportes de agua dulce. Las especies de plantas de los humedales se distribuyen a lo largo de un gradiente de inundación y salinidad, que puede variar en pequeñas escalas espaciales (fig. 6.4).

Las plantas que pueden tolerar suelos de humedales inundados durante largos períodos de tiempo han desarrollado mecanismos para permitir que el oxígeno llegue a sus raíces, como tallos huecos y raíces aéreas.

A nivel mundial, del 64 al 71 % del área de humedales se ha perdido desde 1900 (Davidson 2014). Estos ecosistemas se han excavado o rellenado para crear

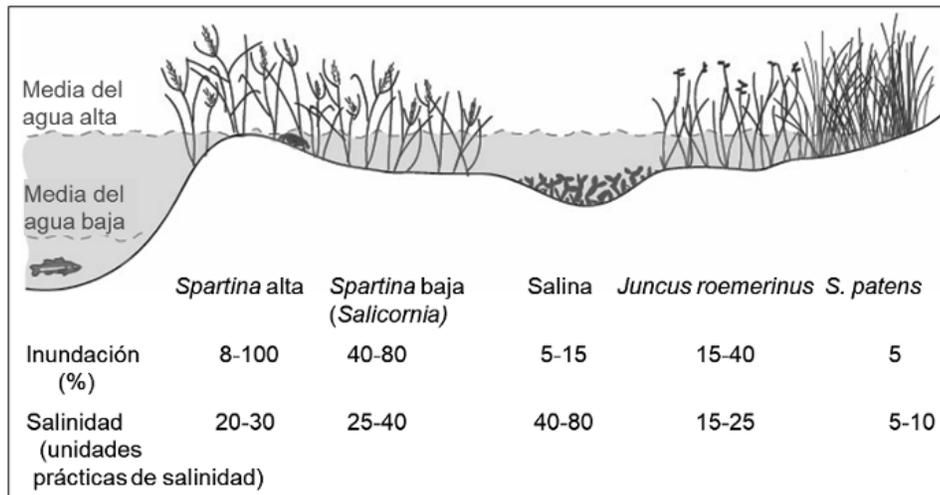


Figura 6. 4: Distribución de plantas en una marisma salada a lo largo de la costa atlántica de los Estados Unidos en función de la topografía, la inundación y la salinidad. Figura modificada de Craft 2016.

más hábitat en tierras altas o en aguas abiertas. Las tasas de flujo de agua generalmente disminuyen a medida que el agua pasa a través de la vegetación y el suelo de los humedales, lo que hace que los sedimentos suspendidos en el agua se asienten y se acumulen. Debido a lo anterior, la tala de vegetación, la agricultura y otras actividades humanas comúnmente dan como resultado en una mayor deposición de sedimentos tanto en los humedales como en los lagos, alterando la ecología y el ciclo de nutrientes de estos ecosistemas (capítulo 7). Por el contrario, las represas atrapan sedimentos río arriba en lugar de que los sedimentos fluyan río abajo y se acumulen en los humedales, lo que puede causar que estos se hundan y que la vegetación muera debido a inundaciones prolongadas. Esta situación es particularmente problemática para los humedales costeros, que también están amenazados por el aumento del nivel del mar. Por ejemplo, a lo largo de la costa de Luisiana, se perdieron 5.000 kilómetros cuadrados de humedales en el siglo pasado debido a un conjunto complejo de factores, incluida la reducción de la deposición de sedimentos debido a las represas y los diques, el dragado de los canales de navegación y el aumento del nivel del mar (Jankowski, Törnqvist y Fernandes 2017). Los cambios en la cantidad de precipitación y el aumento de la intensidad de las tormentas, combinados con el aumento de las temperaturas, amenazan los humedales tanto costeros como no costeros (Osland et al. 2016).

La pérdida de humedales es una preocupación ya que los humedales brindan *servicios ecosistémicos* importantes, como el control de inundaciones, el *almacenamiento de carbono* y la protección contra la erosión costera y las marejadas ciclónicas (estudio de caso de Asian Mangrove; Galatowitch y Zedler 2014; Craft 2016). De la

misma forma, los humedales también absorben nutrientes junto con los sedimentos, mejorando así la calidad del agua y proporcionando importantes criaderos para pesquerías. Debido a estos servicios, los humedales están legalmente protegidos en algunos países (capítulo 11) y son el foco de extensos esfuerzos de restauración.

Estrategias de restauración

El éxito de la restauración de los humedales depende en gran medida de la recreación de un hidropériodo natural (estudio de caso de los manglares asiáticos; Galatowitsch y Zedler 2014). Hacer esto requiere: restaurar la topografía y las capas de suelo subyacentes que afectan los patrones de drenaje (discutidos aquí) y además restaurar la conectividad hidrológica, incluidas las entradas de agua de las aguas subterráneas, la escorrentía de aguas superficiales, los ríos o las influencias de las mareas (discutidos en la siguiente sección).

Al igual que con los ecosistemas terrestres, la topografía de los humedales se restaura desarrollando primero un modelo de referencia del gradiente en la elevación de la superficie del suelo necesario para restaurar el hidropériodo deseado y las comunidades bióticas asociadas. Luego, se usa maquinaria pesada para excavar aquellas áreas que se han llenado, o bien para agregar sedimentos en aquellas áreas donde se necesita aumentar la elevación; para finalmente permitir que los sedimentos tomen su tiempo para deshidratarse y asentarse. A veces los sedimentos son transportados en grandes tuberías de un lugar a otro (vea el video Marsh Creation en recursos en línea). También en algunos casos, se permite una revegetación de forma natural que ocurre a partir de los sedimentos, lo que puede suceder rápidamente si hay fuentes cercanas de semillas y fragmentos de plantas que se dispersan a través del agua (Galatowitsch y Zedler 2014). En otras situaciones, los sedimentos se estabilizan mediante la revegetación activa (capítulo 9).

Cada vez más los proyectos de restauración de humedales costeros se enfocan en aumentar la elevación de la superficie del suelo, para que los humedales costeros no se inunden en respuesta al aumento del nivel del mar y continúen brindando servicios ecosistémicos como la protección contra las marejadas costeras y la erosión. Esfuerzos de una mayor envergadura, como usar vegetación y otros materiales naturales para crear "costas vivas", en lugar de usar soluciones de ingeniería como diques que brindan poco valor al hábitat y son más costosos de instalar y mantener (Craft 2016; Narayan et al. 2016; Parker y Boyer 2017). Estudios han demostrado que plantar vegetación, establecer arrecifes de moluscos o de coral, o colocar rocas, montículos de conchas o troncos en lugares claves, puede atrapar sedimentos y aumentar la elevación de la superficie del suelo con el tiempo para que las costas sean dinámicas o "vivas". Sumado a lo anterior, la materia orgánica se acumula en la mayoría de los tipos de humedales, lo que también aumenta la elevación. Drexler et al. (2019) encontraron que restaurar la conectividad hidrológica en una marisma en la costa del estado de Washington resultó en una acumulación de sedimentos de aproximadamente 5 centímetros en los seis años posteriores a la remoción del dique.

Recrear los cambios graduales en la topografía que son característicos de los humedales naturales es un desafío importante, ya que incluso una pequeña diferencia en la elevación del humedal puede afectar drásticamente la duración y la profundidad de la inundación y, por lo tanto, la composición de especies de plantas (ver fig. 6.4; Collinge, Ray y Gerhardt 2011; Doherty y Zedler 2015). Los esfuerzos de restauración de humedales a menudo crean más áreas de hábitat de aguas abiertas y tierras altas, así como áreas proporcionalmente más pequeñas con hidroperíodos fluctuantes que muchas especies de humedales requieren para prosperar (National Research Council 1992; Craft 2016). Es importante considerar la textura de las capas de suelo subyacentes en la selección del sitio dado que afectan fuertemente el ciclo de nutrientes, el drenaje y el movimiento de sedimentos (capítulo 7; Boyer y Zedler 1998; Craft 2016). Algunos humedales de agua dulce, como las charcas primaverales y los baches de las praderas, se forman en lugares donde una capa de arcilla subyacente limita la velocidad a la que el agua drena del sitio. Doherty et al. (2014) compararon tres humedales de agua dulce con tamaño, forma, elevación, topografía y suelos similares que fueron excavados y sembrados con hierbas de pradera para tratar la escorrentía de aguas pluviales de una cuenca urbana. Descubrieron que las diferencias en la capa de arcilla subyacente dieron como resultado una diferencia de hasta cinco veces en la tasa de drenaje del agua. El sitio con un drenaje más lento pasó a estar dominado por totora (*Typha* spp.), una herbácea muy extendida y altamente competitiva, lo cual proporcionó menos servicios de retención de aguas pluviales y absorción de nutrientes que las áreas con mejor drenaje, lo que demuestra la importancia de las capas correctas del suelo para restaurar el hidroperíodo, el hábitat y las funciones del ecosistema de humedal asociado.

REGÍMENES HIDROLÓGICOS Y MEANDROS DE CANAL

Los ríos son sistemas altamente dinámicos. Gran parte de la actividad que ocurre durante eventos de flujo máximo, cuando el flujo del río moviliza grandes desechos leñosos, rocas, sedimentos más finos y nutrientes disueltos, provoca fuertes cambios como por ejemplo el desborde del canal hacia la llanura aluvial. Incluso a veces, puede cambiar la ubicación y la forma del canal: a medida que el flujo disminuye, los sedimentos suspendidos caen del agua y se acumulan en la llanura aluvial. El régimen del caudal de un río se caracteriza por los caudales máximos y bases, la frecuencia, duración y momento de las inundaciones, y qué tan rápido aumenta y disminuye el flujo (fig. 6.5). En algunos arroyos que se secan por completo durante una parte del año, el caudal máximo después de un evento de precipitación importante puede ser cien o mil veces mayor que durante la estación seca.

Los flujos de agua de toda la cuenca interactúan con la geología, la topografía y la vegetación local afectando el movimiento de los sedimentos y los patrones de los canales (Roni y Beechie 2012; Palmer, Hondula y Koch 2014). Cuanto mayor y

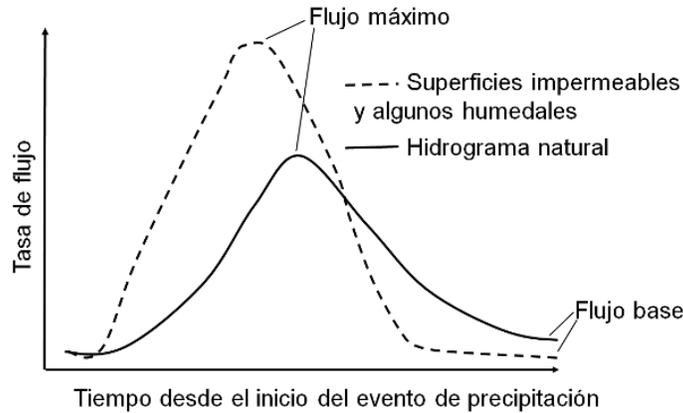


Figura 6. 5: Regímenes estilizados de caudales fluviales. La línea sólida muestra el aumento y la disminución del caudal del río luego de un evento de precipitación en un sistema natural. La línea discontinua ilustra la tasa más rápida de aumento y disminución en la tasa de flujo y el mayor flujo máximo en sistemas con más superficies pavimentadas y menos área de humedales para absorber y liberar agua lentamente.

más rápido es el flujo, más sedimentos y objetos más grandes se movilizarán. Algunos ríos serpentean naturalmente (es decir, sus canales se mueven lateralmente con el tiempo) a lo largo de su planicie de inundación, creando humedales ribereños y *barras puntuales* donde la vegetación puede establecerse (fig. 6.6A). Otros están entrelazados con múltiples canales interconectados (fig. 6.6B). Las corrientes de los ríos tienen morfologías heterogéneas, que incluyen aguas poco profundas de flujo rápido (rápidos) y charcos más profundos y fríos que sirven como hábitat y refugio para organismos acuáticos (ver fig. 6.6A).

Los flujos de agua afectan la dinámica de la flora y la fauna ribereña, ya que estas se han adaptado a los eventos de flujo alto y bajo de un determinado río. Por ejemplo, muchas especies de plantas ribereñas se dispersan a través de semillas flotantes o sus partes vegetativas y se establecen mejor durante el momento de flujo máximo. En el caso de los árboles y arbustos ribereños, si el nivel del agua desciende lentamente después de una inundación, las especies tienen tiempo para establecerse y desarrollar raíces que alcancen el nivel freático (Wohl, Lane y Wilcox 2015). Por otro lado, el sustrato del lecho del río, la calidad y claridad del agua, la temperatura y la profundidad y velocidad del agua, particularmente en caudales bajos, determinan la idoneidad de ese hábitat para la fauna ribereña (capítulo 10).

La flora y la fauna ribereñas también influyen en la dinámica del canal y en las condiciones de la corriente. Las raíces de la vegetación ribereña estabilizan el suelo, reduciendo la erosión y afectando los meandros del canal. Los árboles aportan nutrientes a través de la hojarasca y reducen la temperatura del arroyo al dar som-

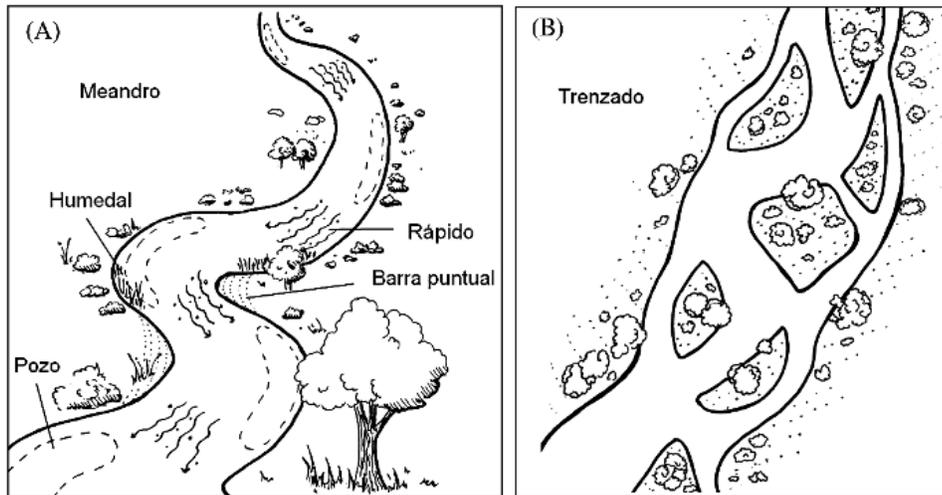


Figura 6. 6: Diferentes patrones de canales naturales. (A) Cauce serpenteante del río que muestra diferentes características del hábitat. (B) Río trenzado con múltiples canales. Dibujos de M. Pastor.

bra al canal. En algunas regiones, los castores construyen represas que ralentizan los flujos y aumentan los patrones de inundaciones y canales de forma localizada.

Los seres humanos también han alterado los regímenes hidrológicos de la mayoría de los ríos, humedales y lagos en todo el mundo, principalmente a través de la extracción de agua, la pavimentación de grandes áreas de cuencas hidrográficas y la construcción de represas y el encauzamiento de los ríos. Las grandes extracciones de agua para la agricultura, el enfriamiento de plantas de energía y los usos domésticos, reducen las entradas de agua a los sistemas naturales, lo que es particularmente problemático en los ecosistemas áridos y semiáridos. Por ejemplo, en la cuenca Murray-Darling, que cubre una séptima parte del continente australiano, 20 de los 23 valles fluviales fueron clasificados como de mala o muy mala condición, en gran parte debido a la extracción extensiva de agua para riego (Docker y Robinson 2014). Además, ha aumentado la extensión de las superficies pavimentadas, especialmente en las zonas urbanas, lo que ha destruido los humedales y la vegetación ribereña junto con aumentar la escorrentía. El resultado son eventos más extremos, con mayores caudales máximos e inundaciones después de fuertes lluvias y menores caudales durante períodos secos (ver fig. 6.5).

Las represas y diques afectan tanto la cantidad como el “momento” del flujo de agua de muchos ríos y humedales en todo el mundo, lo que reduce los flujos máximos que son importantes para el movimiento de sedimentos y el establecimiento de la vegetación. Como se discutió anteriormente, las represas atrapan sedimentos, reduciendo la deposición en la llanura aluvial y los humedales asociados. Adicionalmente, las represas impiden el movimiento de organismos acuáticos. Además

de los cambios en la magnitud y el tiempo del flujo, se han *canalizado* muchos arroyos para encauzarlos para la navegación y crear terrenos para la agricultura o el desarrollo humano en las áreas que alguna vez fueron *llanuras aluviales*. En otros casos, los meandros de los canales se han restringido mediante la instalación de diques en sus orillas para reducir las inundaciones. Por ejemplo, el río Kissimmee en Florida se canalizó en la década de los 60, a partir de un río serpenteante de 166 kilómetros de largo a un canal de 90 kilómetros de largo para convertir dos tercios de los humedales adyacentes en tierras agrícolas (estudio de caso del río Kissimmee). Debido a que la canalización disminuye la heterogeneidad de los rápidos y charcos, del mismo modo aumenta las tasas de flujo, destruye los humedales ribereños y reduce la complejidad del hábitat. Los ríos canalizados tienen más probabilidades de secarse durante los períodos de caudal bajo porque el fondo de los ríos canalizados es plano y sin sombra, lo que aumenta la temperatura del agua y la evaporación.

Restauración de regímenes hidrológicos en sistemas acuáticos

La importancia de restaurar los regímenes hidrológicos de los ríos, humedales y lagos, no debe ser subestimada. Muchos ejemplos muestran que restaurar los procesos hidrológicos y físicos puede resultar en una recuperación sustancial ya que los aportes hidrológicos son el principal impulsor del balance de sedimentos, la dinámica de la vegetación y la calidad del hábitat para la flora y la fauna (Consejo Nacional de Investigación 1992; Palmer, Hondula y Koch 2014).

Los métodos utilizados para restaurar los procesos hidrológicos dependen del tamaño del río, el financiamiento y, en gran medida, las limitaciones sociales. Debido a que muchas personas viven cerca de los ríos, y su vez dependemos de ellos para el suministro de agua, el transporte, la energía y otros usos, la restauración de los caudales de los ríos casi siempre implica largas discusiones entre las *partes interesadas* y el equilibrio de diferentes valores ecológicos y sociales (caso de estudio de los ríos Elwha, Kissimmee y Sacramento). Debido a que rara vez es posible comparar experimentalmente diferentes enfoques de restauración a gran escala, la planificación de la restauración de ríos, particularmente a escala de cuencas hidrográficas, a menudo implica el uso de una variedad de modelos para predecir los efectos de diferentes opciones de restauración en las tasas de flujo de agua, patrones de canales, y presupuestos sedimentarios (Roni y Beechie 2012). En el caso de estudio del río Sacramento, se compararon varios modelos de flujo de agua con el fin de ayudar a seleccionar la distancia para retirar el dique del río para restaurar el hábitat ribereño y, al mismo tiempo, reducir el riesgo de inundación de una ciudad en la orilla del río. Junto a lo anterior, se utilizaron modelos ecohidrológicos para evaluar y optimizar los efectos positivos de los flujos de agua durante varios años en especies de peces, golondrinas de banco y el *reclutamiento* de álamos (Alexander et al. 2018). Del mismo modo, se utilizaron algunos enfoques de modelado diferentes para predecir el movimiento de sedimentos en diferentes hábitats después de la remoción de represas en el estudio de caso del río Elwha.

Reducir las extracciones de agua es un enfoque intuitivo para restaurar el régimen hidrológico en los ecosistemas acuáticos. En las últimas décadas, se han desarrollado numerosos métodos en países de todo el mundo para cuantificar los caudales ambientales mínimos necesarios para mantener un nivel aceptable de las especies deseadas y las funciones de los ecosistemas (Tharme 2003), sin embargo el grado en que se aplican legalmente varía mucho entre países (Brierley y Fryirs 2008). Un ejemplo exitoso es la recuperación de humedales interdunares, un tipo de humedal que existe en los Países Bajos; estos humedales se inundan estacionalmente, y para restaurarlos se detiene el bombeo de aguas subterráneas y aumentan las entradas de agua de las que dependen estos humedales (Grootjans et al. 2002). En los Estados Unidos, en el este de California, se desviaron grandes cantidades de agua de los ecosistemas naturales hacia la ciudad de Los Ángeles en la primera mitad del siglo XX. Las largas batallas legales que han ocurrido en las últimas décadas han llevado a la restauración de los caudales mínimos del río Owens y de los afluentes del lago Mono y del mismo lago, , todos los cuales proporcionan un importante hábitat de hibernación para las aves migratorias en estos ecosistemas áridos (Mazaika 2004; Inyo Departamento de Agua del Condado n.d.). Sin embargo, los esfuerzos exitosos para detener o reducir sustancialmente las extracciones de agua son pocos, dada la creciente demanda humana de agua y los cambios en los patrones de precipitación.

Un segundo enfoque para restaurar las tasas de flujo natural es la eliminación de represas u otras barreras del flujo de agua, particularmente en lugares donde la acumulación de sedimentos detrás de una represa ha reducido el almacenamiento de agua y la producción de electricidad (ver videos de remoción de represas en recursos en línea). En Estados Unidos, dos de las represas más grandes eliminadas fueron la presa Elwha (64 m de altura) y la presa Glines Canyon (33 m de altura) en el río Elwha en el Parque Nacional Olympic en Washington (estudio de caso del río Elwha). Estas represas se eliminaron en parte para restaurar el movimiento río arriba del salmón (*Oncorhynchus* spp.), un recurso importante para la tribu nativa americana local (Gelfenbaum et al. 2015). En este caso la remoción de la represa resultó en la restauración de los patrones del canal del río y el sustrato del lecho del río, así como también un aumento en el hábitat de los humedales debido a la deposición de sedimentos a lo largo de la costa. Del mismo modo, los humedales de Bolsa Chica en el sur de California se restauraron primero excavando y moviendo sedimentos, eliminando la infraestructura de extracción de petróleo y luego creando un puente a lo largo de una carretera costera para reconectar hidrológicamente los humedales con el océano (Proyecto de Recuperación de Humedales del Sur de California 2018). La restauración del flujo de las mareas ha llevado a la recuperación de las comunidades de plantas de los humedales y una diversidad de especies de peces y aves. Numerosos proyectos a pequeña escala en todo el mundo también tienen como objetivo mejorar la conectividad hidrológica mediante la eliminación de pequeñas presas a lo largo de los arroyos o la instalación y/o ampliación de alcantarillas donde los arroyos se cruzan con las carreteras.

Cuando es imposible eliminar represas u otras barreras debido a restricciones

sociales o políticas, las descargas periódicas de agua pueden simular condiciones de alto flujo y restaurar temporalmente los procesos hidrológicos. Este enfoque se ha utilizado en el río Colorado, el río Murrumbidgee en Australia y el río Tarim en China (Glenn et al. 2017). Incluso las descargas de agua a corto plazo que están por debajo de los caudales máximos naturales pueden tener beneficios significativos, como mejorar el reclutamiento de vegetación ribereña y aumentar la entrada de sedimentos debajo de las represas. Sin embargo, los efectos de las liberaciones de agua son de corta duración y el reclutamiento y la supervivencia de los árboles ribereños es baja sin la restauración de un régimen hidrológico natural (Docker y Robinson 2014). Las escaleras para peces (una serie de piscinas construidas como escalones; vea las fotos en los recursos en línea) o los canales de desvío se pueden usar para permitir que los peces tengan una ruta alternativa alrededor de las represas, en caso de que ese fuese el objetivo principal de la restauración. Sin embargo, estos enfoques son menos deseables desde el punto de vista ecológico en lugar de eliminar completamente las represas. Mientras que muchos esfuerzos de restauración se enfocan en aumentar el flujo de agua, los esfuerzos de restauración en áreas con suelos compactados y superficies pavimentadas a menudo apuntan a reducir el flujo máximo y la erosión asociada (Nilsson et al. 2018). Estos esfuerzos pueden incluir restaurar una topografía heterogénea y aumentar la infiltración en el suelo (discutido anteriormente en este capítulo).

Alternativamente, se pueden instalar estanques de retención o pequeños humedales debajo de los sitios de minería o construcción para reducir los flujos y capturar sedimentos. En las áreas urbanas, las infraestructuras naturales, como los *cenagales con vegetación* o las *franjas de amortiguamiento*, se utilizan para capturar y reducir la velocidad del agua durante los eventos de flujo alto, lo que da como resultado la deposición de sedimentos y los nutrientes y contaminantes asociados. La misma lógica respalda el uso de estructuras dentro de la corriente, como diques de contención, para reducir el flujo de agua, aumentar la profundidad del agua, evitar el corte del canal y la erosión de las orillas a lo largo de las corrientes (fig. 6.7A). La restauración de la vegetación ribereña y de los humedales ayuda a reducir las tasas máximas, aumenta la deposición de sedimentos y mejora la calidad del agua. Sin embargo, la *reforestación* con especies leñosas nativas y no nativas a menudo reduce el rendimiento total de agua en los períodos secos del año, particularmente en los primeros años de un proyecto, dado que los árboles jóvenes de rápido crecimiento transpiran una gran cantidad de agua (Filoso et al. 2017).

Restauración de patrones de canales y hábitat ribereño

El mejor enfoque para restaurar los ríos canalizados es eliminar los diques y otras estructuras que bloquean la conectividad entre el canal del río y su planicie de inundación, para que luego ocurran los procesos naturales. A medida que el canal vuelve a su trayectoria de flujo natural con el tiempo, se recrea el mosaico dinámico de hábitats que es típico de los ríos (p. 2012). Por ejemplo, a lo largo de algunos tramos de la parte superior del río Sacramento, las organizaciones sin fi-

nes de lucro han comprado terrenos y han permitido que los diques se desgasten, lo que ha resultado en la erosión de las orillas, ha permitido el movimiento del canal y el establecimiento de barreras puntuales con el tiempo, todos los cuales son procesos naturales del río (caso de estudio río Sacramento). Remodelar activamente los ríos canalizados para aumentar la sinuosidad del río suele ser una tarea costosa y compleja, pero genera muchos beneficios, incluida la restauración del hábitat, la reducción de las inundaciones y la mejora de la calidad del agua, ya que la velocidad del flujo del agua es más lenta en los ríos sinuosos y, por lo tanto, permite una mayor filtración a través de la vegetación ribereña. A modo de ejemplo, se han necesitado casi 800 millones USD y cincuenta años para reconstruir el patrón de canal sinuoso del río Kissimmee en el estado de Florida, que ha restaurado más de 100 kilómetros cuadrados del ecosistema de la llanura aluvial del río (estudio de caso del río Kissimmee). Asimismo, restaurar la sinuosidad del canal y la conectividad de las llanuras aluviales a lo largo de tramos de varios ríos europeos ha aumentado la complejidad del hábitat y reducido las inundaciones río abajo (Kronvang et al. 1998).

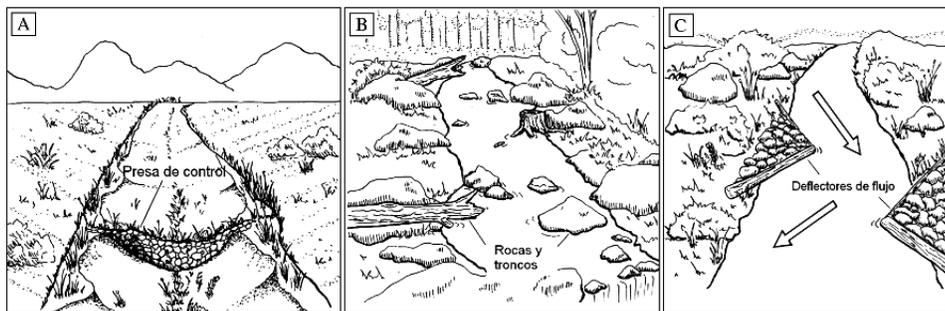


Figura 6. 7: Estructuras de restauración en la corriente de un río. (A) Represa de contención para reducir el caudal y canalizar el corte en un arroyo estacional. (B) Cantos rodados y troncos colocados en los ríos para reducir el flujo y aumentar la heterogeneidad del hábitat. (C) Deflectores de flujo para aumentar la sinuosidad de una corriente. Dibujos de M. Pastor.

A la fecha la mayoría de los proyectos de restauración de ríos se han centrado en reconfigurar el canal en tramos cortos del río (Palmer, Hondula y Koch 2014), muchos siguiendo el método de diseño de canales naturales de Rosgen (1998). Aunque estos métodos pueden mejorar las condiciones del hábitat local a corto plazo y, a menudo, son el único enfoque viable en las zonas urbanas (Riley 2016), no restauran los procesos hidrológicos ni las cargas de sedimentos. Por lo tanto, se han descrito como esfuerzos de “renaturalización” (Wohl, Lane y Wilcox 2015) que no han restaurado completamente la *biodiversidad* acuática (Palmer, Hondula y Koch 2014).

En ríos y arroyos más pequeños, se utiliza una variedad de estructuras internas para dirigir el flujo de agua (fig. 6.7B, C). En estos casos, se pueden instalar

cantos rodados, troncos o deflectores de flujo para dirigir el agua con el objetivo de estrechar y profundizar las vías de flujo, mejorar la protección de los bancos y crear refugio o criaderos para organismos acuáticos. Agregar grava es un enfoque temporal para mejorar el hábitat de desove de peces en la corriente en ríos con escasos sedimentos. Finalmente, muchos esfuerzos de restauración ribereña en arroyos más pequeños se enfocan en mejorar las prácticas de manejo de tierras adyacentes, como cercar el pastoreo de ganado, eliminar especies *invasoras* o revegetar con especies ribereñas que se sabe que estabilizan los bancos, reducen la erosión local, ralentizan el flujo y brindan sombra a lo largo de los arroyos. Si bien estas prácticas pueden beneficiar a un río o arroyo por sí solas, deben combinarse con esfuerzos para restaurar los flujos y la conectividad a escala de la cuenca siempre que sea posible.

LECTURA RECOMENDADA

- Craft, Christopher. 2015. *Creating and Restoring Wetlands: From Theory to Practice*. Amsterdam: Elsevier.

El Capítulo 2 ofrece una breve descripción general de la ecología de los humedales.

- Galatowitsch, Susan M., y Joy B. Zedler. 2014. "Wetland restoration." En *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*, editado por D. P. Batzer y R. R. Sharitz, 225–60. Berkeley: University of California Press.

Resume el proceso de planificación e implementación de proyectos de restauración de humedales.

- Palmer, Margaret A., Kelly L. Hondula, y Benjamin J. Koch. 2014. "Ecological restoration of streams and rivers: Shifting strategies and shifting goals." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45:247–69.

Revisa los enfoques pasados y actuales para la restauración de ríos.

- Roni, Philip, y Timothy Beechie. 2012. *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Oxford: Wiley.

Proporciona una guía completa sobre la ciencia básica, la planificación, la implementación y la evaluación de proyectos de restauración de arroyos a escala de cuencas hidrográficas.

- Whisenant, Steven G. 1999. *Repairing Damaged Wildlands: A Process-Oriented, Landscape Scale Approach*. Cambridge: Cambridge University Press.

Sirve como una guía integral para restaurar el ciclo del agua y los nutrientes y la vegetación en ecosistemas terrestres áridos y semiáridos mediante la construcción de procesos naturales.

7. CALIDAD DE SUELO Y AGUA

LOS cambios en el *relieve* y la *hidrología* afectan directa e indirectamente en la calidad del suelo y el agua, y el ciclo de nutrientes. Al utilizar maquinaria pesada, por ejemplo, para nivelar o excavar terrenos, se mueve la tierra e inevitablemente las capas del suelo se mezclan y alteran, afectando la *textura, compactación* y disponibilidad de nutrientes. Como se discutió en el capítulo 6, los cambios en la topografía, combinados con la compactación del suelo, a menudo conducen a la alteración de patrones de escorrentía, lo que a su vez, puede causar una mayor erosión junto con el movimiento de nutrientes hacia los cuerpos de agua cercanos, interfiriendo en el *ciclo de nutrientes* tanto en ecosistemas terrestres y como acuáticos. En este capítulo, brindo antecedentes y discuto distintos enfoques para restaurar la calidad del suelo y el agua, finalizando con un resumen de las estrategias para reducir la acidez y las sustancias tóxicas en los ecosistemas terrestres y acuáticos.

Los seres humanos han realizado cambios directos en los ciclos químicos globales y locales (Schlesinger y Bernhardt 2013). La cantidad de nitrógeno biológicamente disponible se ha duplicado con creces en el último siglo, y las entradas de fósforo han aumentado sustancialmente debido al uso generalizado de fertilizantes, emisiones de la quema de combustibles fósiles, y efluentes de aguas residuales, entre otras causas. En el caso del carbono, las concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera han aumentado drásticamente en las últimas décadas debido a las quema de combustibles fósiles y la conversión del uso de suelo, alterando de forma global el ciclo. Debido a causas antrópicas, también se han aumentado las concentraciones de muchas sustancias químicas tóxicas como metales pesados, dioxinas y materiales radiactivos, a niveles que son perjudiciales para nosotros mismos y para otros organismos en todo el mundo. Ciertas actividades humanas, como la minería, pueden exponer diferentes capas de rocas, aumentando la acidez del suelo y el agua y movilizand una variedad de sustancias tóxicas. Del mismo modo, las emisiones de óxido nítrico de las centrales eléctricas y las operaciones de fundición de metales han aumentado la acidez del suelo y el agua en algunas regiones.

Los esfuerzos exitosos para restaurar la calidad del suelo y el agua subyacen de dos principios generales. La primera prioridad es reducir los insumos químicos

y de nutrientes antes de tratar las consecuencias. En segundo lugar, la restauración de la calidad del agua en los sistemas acuáticos requiere la gestión y restauración adecuadas de los sistemas terrestres adyacentes. La restauración ecológica será cada vez menos posible mientras continúen los aportes químicos elevados a los sistemas terrestres o acuáticos. Así cualquier esfuerzo por restaurar el *ecosistema* requerirá un manejo intensivo continuo cada vez mayor.

BIOLOGÍA, QUÍMICA Y TEXTURA DEL SUELO

Los suelos constan de cuatro componentes principales: materiales minerales, *materia orgánica*, agua y aire. La mayoría de los sistemas terrestres no degradados han desarrollado una serie de capas de suelo debido a la *meteorización* física, química y biológica de las rocas, y la deposición de sedimentos y materia orgánica. La profundidad y la textura de las capas del suelo varían según la historia geológica y climática del sitio, pero las capas superiores suelen ser más fértiles y contienen más materia orgánica que las capas más profundas (fig. 7.1). La materia orgánica del suelo cumple un rol importante en el ciclo de nutrientes, la retención de agua y la aireación y unión del suelo para resistir la erosión; además de ser una reserva de carbono (Marin-Spiotta y Ostertag 2016). Cuando las actividades humanas alteran las capas del suelo, se producen una serie de efectos negativos: las capas del suelo se homogeneizan, los patrones de flujo de agua cambian y la materia orgánica se reduce.

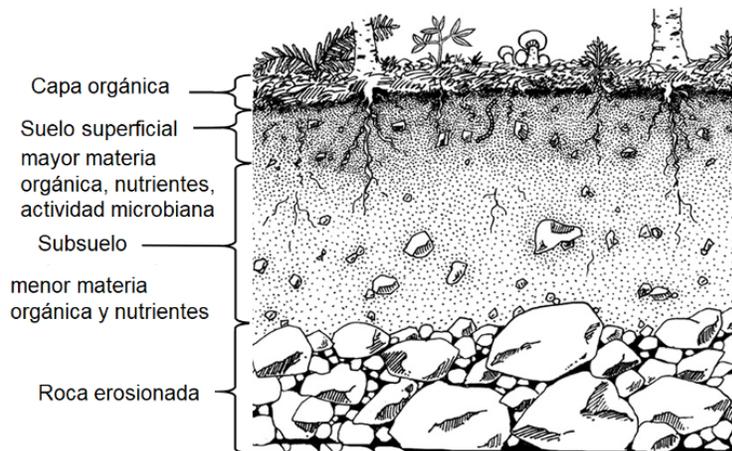


Figura 7. 1: Capas de suelo en un ecosistema intacto. La profundidad de las capas varía según el tipo de suelo, y cada capa general a menudo se divide en subcapas.

Las partículas del suelo se clasifican en tres categorías según el tamaño de su diámetro: arena (mayor que 0,02 milímetros), limo (de 0,02 a 0,002 milímetros) y

arcilla (menos de 0,002 milímetros). El porcentaje relativo de cada uno de los tres tamaños de partículas varía según el tipo de suelo y se denomina textura del suelo. La textura afecta fuertemente el movimiento del agua y el aire a través del suelo, la disponibilidad de nutrientes y la adherencia del suelo. Por su parte, los suelos arenosos generalmente drenan más rápido que otros suelos, mientras que los porcentajes más altos de arcilla y limo se asocian con una mayor fertilidad del suelo, dado que las partículas de arcilla más pequeñas se unen a los nutrientes. Si bien no existe una textura de suelo “correcta”, cada sitio de restauración tendrá un tipo de suelo histórico, así como vegetación y fauna que se adaptan a ese tipo de suelo. Las plantas dependen de una gran cantidad de nutrientes, incluidos el nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y azufre. El nitrógeno y el fósforo suelen limitar el crecimiento de las plantas. El nitrógeno (N_2), representa el 78 % de la atmósfera terrestre; sin embargo, de forma gaseosa no es aprovechable por las plantas. La mayor parte del nitrógeno que utilizan las plantas y los animales se encuentra en forma de amonio (NH_4^+) o nitrato (NO_3^-). La transformación de nitrógeno gaseoso en amonio es un proceso que consume mucha energía y es realizado por bacterias específicas que son de vida libre o forman *mutualismos* con ciertas plantas (fig. 7.1). Las *especies de plantas fijadoras de nitrógeno*, como por ejemplo las leguminosas, proporcionan energía a estas bacterias a cambio de nitrógeno. Del mismo modo, el fósforo y la mayoría de los otros nutrientes de las plantas se vuelven biológicamente disponibles a través de la meteorización de las rocas. A medida que las plantas mueren y su hojarasca se descompone, el nitrógeno, el fósforo y otros nutrientes quedan disponibles para las plantas. La acidez del suelo (discutida a continuación) afecta fuertemente la disponibilidad de nutrientes.

Por otro lado, los suelos albergan una *biota* diversa, incluida la fauna más grande (por ejemplo, lombrices de tierra, hormigas, larvas de moscas, milpiés, roedores excavadores), así como organismos microscópicos como protozoos, algas, hongos y bacterias. Juntos, los organismos del suelo juegan papeles importantes en la descomposición, el ciclo de nutrientes, el aumento de la porosidad del suelo, la aireación y la infiltración de agua; también la adhesión de las partículas del suelo, y en algunos sistemas, aumentando la producción primaria (Whisenant 1999). Por ejemplo, las *micorrizas* son hongos que forman una asociación mutualista con las plantas. Las micorrizas aumentan el área de superficie de las raíces y secretan enzimas que ayudan a movilizar los nutrientes del suelo, en particular el fósforo, así como a mejorar la absorción de agua. Las costras biológicas del suelo son colecciones de hongos, líquenes, cianobacterias, briófitas y algas en proporciones variables que forman una costra en la superficie del suelo en algunos ecosistemas áridos y pueden fijar nitrógeno y reducir la erosión. Perturbar las capas del suelo afecta negativamente a los organismos del suelo y, a su vez, a las diversas funciones que proporcionan.

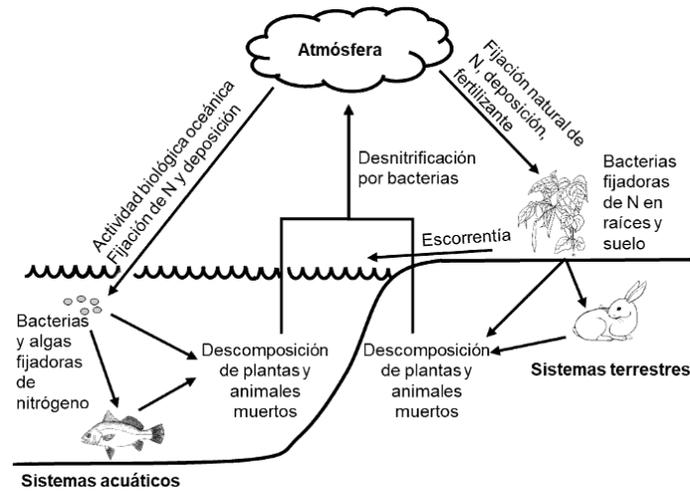


Figura 7. 2: Capas de suelo en un ecosistema intacto. La profundidad de las capas varía según el tipo de suelo, y cada capa general a menudo se divide en subcapas.

Restauración de la textura del suelo, ciclo de nutrientes y comunidades microbianas

La profundidad y el número de capas del suelo, la textura y la disponibilidad de nutrientes varían naturalmente entre los tipos de suelo. Es por esto que los esfuerzos de restauración deben considerar la intensidad y el tipo de perturbación antropogénica del sistema y enfocarse en hacer coincidir las características del tipo de suelo previo a la perturbación con la comunidad de vegetación deseada (Whisenant 1999). Por ejemplo, en sitios altamente degradados como las minas, los suelos están muy compactados y tienen pocos nutrientes, por lo que es necesario aumentar tanto la materia orgánica como los nutrientes antes de establecer la vegetación. Por el contrario, en paisajes agrícolas con una elevada fertilidad del suelo y abundancia de plantas invasoras que están bien adaptadas para aprovechar la alta disponibilidad de nutrientes (capítulo 8), los esfuerzos de restauración se centran en reducir los niveles de nutrientes.

Restaurar la textura adecuada del suelo es fundamental para restaurar los procesos de ciclo de nutrientes y, por lo tanto, para el éxito general de la restauración. Este punto está claramente ilustrado por un esfuerzo fallido de restauración de humedales en el sur de California (Boyer y Zedler 1998). La restauración tuvo como objetivo restaurar una gramínea perenne (*Spartina foliosa*) como hábitat para un ave en peligro de extinción, el rascón de Ridgway (*Rallus obsoletus*). Sin embargo, la altura del pasto resultante fue mucho menor a la que realmente necesita el hábitat del rascón. Después de una serie de experimentos, se descubrió que la textura del suelo que se había introducido para construir la marisma salada era demasiado áspera e infértil para que el pasto creciera alto, por lo que tras fertilizar, el crecimiento aumentó inmediatamente después de la aplicación debido a que el suelo

carecía de partículas finas para unir y retener los nutrientes a largo plazo.

La restauración, idealmente, debería apuntar a restaurar las capas y textura del suelo de manera similar a la condición previa a la perturbación para restaurar tanto el ciclo de nutrientes y procesos relevantes como la infiltración de agua. Sin embargo, es imposible separar las capas del suelo una vez que han sido mezcladas tras la perturbación, lo que dificulta enormemente la restauración de los sitios donde las capas han sido perturbadas. Cuando se pueden prever impactos humanos, como la minería, la mejor práctica es remover y *apilar* el suelo en capas. Luego, los suelos se reemplazan en el orden original después de la extracción. En otros casos, como en algunos proyectos de *mitigación* de humedales, el suelo se mueve directamente de un sitio que está siendo perturbado a otro sitio que está siendo restaurado. El apilamiento o el traslado directo de suelos tiene beneficios adicionales al reintroducir los microorganismos y semillas que ya se encuentran en los suelos que son trasladados (capítulo 9).

La duración del almacenamiento del suelo debe reducirse al mínimo debido a que la viabilidad de las semillas y la proliferación de microorganismos comienza a disminuir después de unos meses. El efecto trascendental de restaurar las capas del suelo con la textura correcta en la recuperación de la vegetación se puede ver después de la extracción de arena en un caso en Australia Occidental. En un sitio, las capas de suelo se extrajeron para la minería, llegando a alterarlo intensamente. Debido a esto, se desarrolló una capa de suelo de superficie dura y en donde se estableció una vegetación mínima (fig. 7.3A). Por el contrario, una comunidad diversa de matorrales costeros logró establecerse cuando las capas de suelo se almacenaron por separado y se reemplazaron en el orden correcto, lo que resultó en una mayor disponibilidad de nutrientes y un mejor drenaje (fig. 7.3B). Aunque el reemplazo de las capas del suelo mejora drásticamente la recuperación, se realiza solo en una pequeña cantidad de proyectos. En la mayoría de los casos, las capas del suelo fueron alteradas mucho antes de que se planificara el proyecto de restauración. Además, volver a extender las capas de suelo en el sitio a restaurar es costoso.

En suelos muy perturbados, es importante aumentar la materia orgánica para mejorar la capacidad de retención de agua y nutrientes, la aireación del suelo y el *almacenamiento de carbono*, así como para moderar las fluctuaciones de temperatura (Marin-Spiotta y Ostertag 2016). Muchas de las estrategias de control de la erosión enumeradas en el capítulo 6, como el uso de restos orgánicos como paja, la tela para el control de la erosión y los acolchados (*mulch*), también aumentan la materia orgánica del suelo. Estas técnicas atrapan las partículas finas del suelo y los nutrientes movidos por el viento y el agua, aumentando así la disponibilidad de nutrientes.

El compost, desechos de animales, la paja, el heno o los lodos cloacales se aplican con frecuencia a los suelos alterados para aumentar los niveles de materia orgánica y nutrientes (Bradshaw y Chadwick 1980). En el caso de lodos, deben analizarse para garantizar que no tengan concentraciones excesivas de sustancias

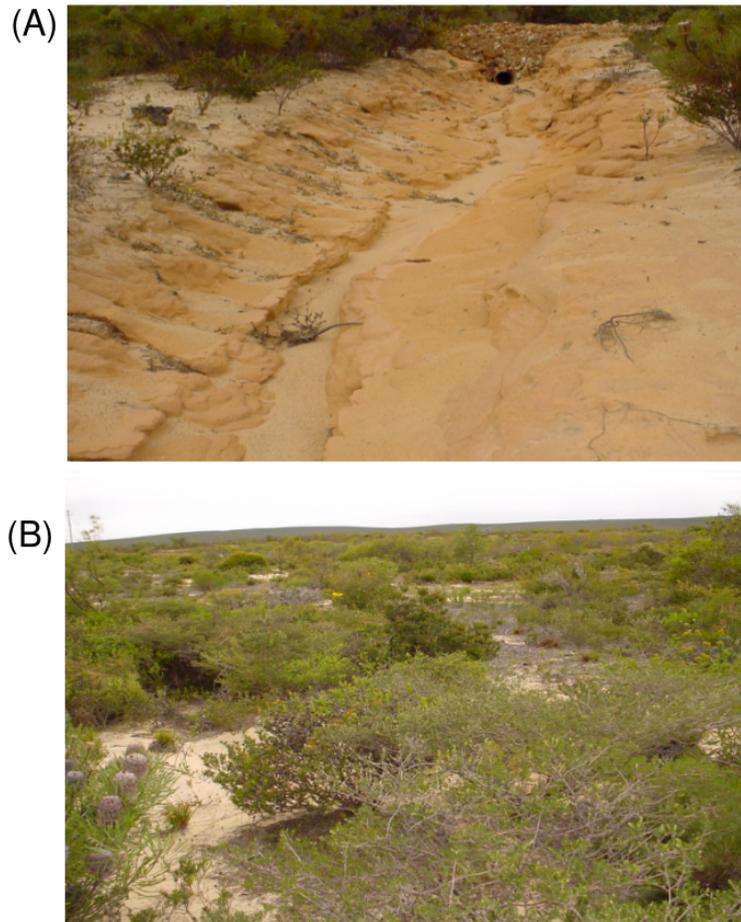


Figura 7. 3: Sitios de restauración de brezales de Kwongan en Australia Occidental. Ambas fotografías muestran sitios de doce años de antigüedad que fueron revegetados con una mezcla de especies similar después de la extracción de arena. (A) Un sitio donde las capas de suelo se mezclaron y se formó una capa dura (una capa densa de suelo que es en gran medida impermeable al agua) en la superficie, lo que impidió el establecimiento de la vegetación. (B) Un sitio donde las capas de suelo se almacenaron por separado y se reemplazaron en la secuencia original, lo que resultó en un establecimiento exitoso de la vegetación. Fotos de K. Holl.

tóxicas, como metales pesados o residuos farmacéuticos. Por otro lado, los fertilizantes, a menudo se aplican en el momento de la siembra o plantación para mejorar el establecimiento de la vegetación (capítulo 9), pero la aplicación repetida de fertilizantes consume muchos recursos, puede elevar la escorrentía de nutrien-

tes y tiende a favorecer a especies invasoras. Es común incluir plantas fijadoras de nitrógeno en la siembra en sitios con bajos nutrientes dado que aumentan la disponibilidad de nitrógeno mediante la hojarasca y biomasa (capítulo 9).

En sitios donde los niveles de nitrógeno o fósforo son elevados debido a los aportes agrícolas o la deposición atmosférica, el primer paso es reducir los aportes de nutrientes. La disminución de los niveles de nutrientes en el suelo es un desafío. El restablecimiento de la vegetación nativa en antiguas tierras agrícolas reduce gradualmente el nitrógeno y el fósforo disponible (Rosenzweig et al. 2016). Los experimentos a pequeña escala han demostrado que la aplicación repetida de materiales con una alta proporción de carbono a nitrógeno, como azúcar, aserrín o *mulch*, puede reducir las concentraciones de nitrógeno en el suelo, pero estos enfoques requieren muchos recursos y no son prácticos a gran escala (Baer 2016). Otros enfoques para reducir los niveles de nitrógeno y fósforo que han tenido un éxito variado incluyen la quema cuidadosamente programada, o la siega repetida, y la eliminación de biomasa en los pastizales (Baer 2016).

Restaurar el ciclo de nutrientes en tierras degradadas a largo plazo requiere restaurar las comunidades microbianas, pero se sabe muy poco sobre la recuperación de la fauna y microbios del suelo. A menudo se supone que las comunidades microbianas del suelo se recuperarán y colonizarán por sí mismas, lo que sucede en algunos casos (Scott, Baer y Blair 2017). Sin embargo, investigaciones sugieren que las comunidades microbianas de bosques y humedales, y los procesos de ciclo de nutrientes asociados no se recuperan por completo incluso después de varias décadas (Moreno-Mateos et al. 2012; Bonner et al. 2019). En ese sentido, la forma más efectiva de reintroducir comunidades microbianas en el suelo es reemplazar el suelo que se almacenó en el sitio antes de la perturbación o introducir pequeñas cantidades de suelo de hábitats intactos. Este enfoque ayuda a reintroducir microorganismos y fauna del suelo, y puede llegar a influir en la trayectoria de la sucesión de plantas (Wubs et al. 2016). Asimismo, la aplicación de mezclas de microorganismos elaborados a partir de costras del suelo dañadas mejora la recuperación de la costra del suelo en los ecosistemas áridos del suroeste de los Estados Unidos (Chiquoine, Abella y Bowker 2016).

Otro método para reintroducir comunidades microbianas es colocar una pequeña cantidad de tierra nativa u hongos micorrízicos en macetas a las plantas que están en vivero (Whisenant 1999). Middleton y Bever (2012) encontraron que agregar suelo nativo de una pradera a las plantas de vivero mejoró el éxito de las especies de sucesión tardía en un plan por restaurar la pradera en el medio oeste de Estados Unidos.

Aunque la reintroducción de comunidades microbianas tiene muchos beneficios potenciales, no todos los efectos de los microorganismos son positivos. Las diversas especies patógenas de hongos y bacterias pueden tener efectos perjudiciales en las plantas y los animales. Además, incluso en relaciones generalmente mutualistas, la interacción puede variar de negativa a positiva. Por ejemplo, Allen et al. (2003) encontraron que agregar suelo de bosque sucesional temprano a plántulas de árboles cultivadas en vivero mejoró su crecimiento cuando fueron plantadas

para restaurar bosques tropicales estacionales en México. Por el contrario, agregar suelo de sucesión tardía tuvo efectos variables y, en algunos casos, negativos en el crecimiento de las plántulas, lo que se atribuyó a la gran demanda de carbono de las especies de micorrizas presentes en la sucesión tardía. Nuestro conocimiento del papel de los efectos positivos y negativos de los microbios en la restauración ecológica es rudimentario y es un área importante para futuras investigaciones.

CALIDAD DEL AGUA

Por naturaleza, los ecosistemas acuáticos son abiertos, lo que significa que la mayoría de los sedimentos, nutrientes y sustancias tóxicas ingresan al sistema desde una fuente externa. Estas fuentes externas incluyen *fuentes puntuales* (una única fuente identificable de *contaminantes*, como una tubería emisora o una chimenea de fábrica) y fuentes no puntuales (variadas fuentes difusas, como la escorrentía de la tierra, las toxinas disueltas en la precipitación o la deposición atmosférica). Estos aportes se vuelven cada vez más problemáticos al descender a lo largo de una cuenca, y los efectos son más agudos en los lagos y estuarios donde éstos se acumulan.

Un problema particular en los lagos, así como en algunos ríos de movimiento lento y ecosistemas marinos cercanos a la costa, es la *eutrofización*. La eutrofización es un aumento en el suministro de materia orgánica a un ecosistema, a menudo causado por el enriquecimiento de nutrientes de las aguas, comúnmente fósforo, más allá de sus niveles naturales. Debido a que el fósforo suele ser un nutriente limitante en los sistemas acuáticos, los niveles elevados de fósforo aumentan rápidamente la biomasa de las plantas acuáticas y las cianobacterias (Gulati, Pires y van Donk 2012). A medida que las plantas mueren y se descomponen, el nivel de oxígeno disminuye, lo que en casos extremos puede provocar la muerte de los organismos acuáticos. La eutrofización tiene consecuencias ecológicas y económicas negativas. Bastante et al. (2003) estimaron el costo de la eutrofización en Inglaterra y Gales entre 105 millones y 160 millones por año debido a la reducción del valor de las propiedades, el tratamiento del agua potable y la pérdida del valor recreativo.

Un problema relacionado a esta situación es el aumento de los aportes de sedimentos a los cuerpos de agua. La *canalización* de los ríos y la destrucción de los humedales y junto con la vegetación *ribereña* aumentan la cantidad y el tamaño de los sedimentos transportados por los ríos (capítulo 6). Los sedimentos en suspensión disminuyen la turbidez del agua, lo que reduce la fotosíntesis de las plantas y daña a muchos organismos filtradores. Cuando los sedimentos se asientan en los ríos, alteran la textura del cauce, lo que afecta a los huevos y larvas de peces y otras especies acuáticas; de esta forma la deposición de sedimentos en los lagos reduce la profundidad del lago y el volumen del agua. Además, los nutrientes, la materia orgánica y algunos contaminantes se unen a los sedimentos finos y se transportan con ellos a través de la cuenca, lo que exacerba la eutrofización cuando los sedimentos se asientan en los sistemas acuáticos. Además, los metales pesados como

el cobre, el zinc y el plomo, con el tiempo pueden acumularse a niveles tóxicos en lagos y humedales cuando se arrastran con una mayor carga de sedimentos.

Restauración de la calidad del agua

La restauración exitosa de la calidad del agua depende casi por completo de (1) reducir las entradas de fuentes puntuales y no puntuales y, (2) mejorar las prácticas de gestión de la tierra y restaurar el hábitat terrestre y de humedales en toda la cuenca para retener nutrientes y sedimentos. Muchos países tienen políticas para regular los aportes de nutrientes de la agricultura, las aguas residuales y la quema de combustibles fósiles (capítulo 11; McCrackin et al. 2017). En algunos casos, la aplicación de estas leyes ha llevado a disminuciones drásticas en los niveles de nutrientes y aumentos en la transparencia del agua. Por ejemplo, el lago Washington, cerca de Seattle, sufrió una gran eutrofización en la década del 60 debido a las entradas de efluentes de varias plantas de tratamiento de desechos. Después de un referéndum público exitoso, el 99 % de los desechos fueron desviados o tratados, lo que a principios de la década de 1970 condujo a la reducción de la turbidez del agua y una reducción drástica de la proliferación de algas (Consejo Nacional de Investigación 1992). Por el contrario, una revisión reciente de la recuperación de ecosistemas marinos costeros y lacustres después de la reducción de nutrientes encontró que la mayoría de los 89 estudios de caso no se habían recuperado completamente a los niveles de referencia, lo que sugiere que la recuperación de la eutrofización es un proceso lento y no ocurre en todos los casos (McCrackin et al. 2017).

Los contaminantes de fuentes difusas son mucho más difíciles de controlar que las fuentes puntuales porque sus causas no son claras. Al igual que con la contaminación de fuentes puntuales, el primer paso es reducir las emisiones de la fuente a través de diversas estrategias, como mejorar las prácticas agrícolas, reducir las emisiones de dióxido de carbono, instalar medidas temporales de control de la erosión durante la construcción de las fuentes de emisión, usar detergentes con bajo contenido de fósforo o educar a las personas acerca de las prácticas adecuadas de eliminación de residuos. Por ejemplo, reducir la cantidad de fertilizantes aplicados a la agricultura y programarlos cuidadosamente, así como dejar los residuos de cultivos en los campos, puede reducir la escorrentía agrícola y, por lo tanto, los aportes de nutrientes a los cuerpos de agua cercanos. En una revisión de 60 estudios en el noroeste de Europa, Van Vooren et al. (2017) encontraron que los setos y las *franjas de protección de césped* en los campos agrícolas redujeron la escorrentía de nitrógeno y fósforo en dos tercios y atraparon el 90 % de los sedimentos en los flujos superficiales. En muchos lugares de Estados Unidos, extensas campañas educativas han trabajado para aumentar la conciencia de que los productos para el cuidado del césped y el jardín, el aceite de motor, los desechos de las mascotas y los productos químicos domésticos; si no se desechan adecuadamente, se escurren hacia los desagües pluviales y las masas de agua río abajo.

La restauración de humedales y una mejor gestión de los bosques ribereños re-

ducen los aportes de nutrientes y sedimentos a los cuerpos de agua cercanos (Roni y Beechie 2012; Baer 2016; Hansen et al. 2018). Tanto los humedales como los bosques ribereños reducen el flujo de agua (capítulo 6), lo que resulta en la deposición de sedimentos y nutrientes que se unen a éstos antes de que ingresen a cuerpos de agua cercanos. Además, el flujo de agua ralentizado entrega más tiempo a las plantas para que absorban los nutrientes y ocurra el ciclo de nutrientes a nivel microbiano (Baer 2016). Los humedales albergan una variedad de procesos llevados a cabo por bacterias que son beneficiosos, como la inmovilización de metales pesados y el apoyo de microorganismos que reducen las concentraciones de nitrato (Galatowitsch y Zedler 2014). Aunque los humedales pueden absorber grandes cantidades de nutrientes debido a su alta *productividad* y procesos microbianos, no tienen una capacidad ilimitada de absorción de nutrientes. Por esta razón, la restauración de humedales no debe verse como un sustituto de la reducción de los aportes de nutrientes y sedimentos en toda la cuenca.

Los estanques de retención son un método para capturar la escorrentía máxima de aguas pluviales, lo que permite que los sedimentos se asienten antes de liberarse lentamente en el agua. En este sentido, las mejores prácticas de manejo para las zonas ribereñas incluyen la *revegetación*, la instalación de *mulch* o tela para el control de la erosión después de la alteración del suelo hasta que la vegetación pueda establecerse, y la exclusión de ganado cerca de la orilla de cuerpos de agua (Roni y Beechie 2012). La eliminación y restauración de caminos madereros, junto con la mejora de las intersecciones entre caminos y arroyos (p. ej., instalación de alcantarillas y puentes), también reducen la entrada de sedimentos a los arroyos cercanos (Roni y Beechie 2012).

Para ello se utilizan varias técnicas para gestionar los aportes de nutrientes y sedimentos que se acumulan en los lagos (Consejo Nacional de Investigación 1992; Gulati, Pires y van Donk 2012; Cooke et al. 2016). Por ejemplo, el dragado elimina el exceso de sedimentos, pero también causa grandes daños a los organismos que habitan en los sedimentos. Las sales de calcio, hierro o aluminio se agregan a algunos lagos y embalses para precipitar el exceso de fósforo en una forma biológicamente no disponible. Además, algunos lagos y embalses altamente administrados pueden airearse artificialmente para aumentar el oxígeno, lo que ayuda a la absorción de nutrientes por parte de los microbios. Sin embargo, estos métodos son acciones de manejo costosas y de corto plazo que causan perturbaciones adicionales al sistema, no dan como resultado un sistema de automantenimiento con el tiempo y no abordan la causa raíz del problema, a saber, aportes excesivos del exterior del lago.

ACIDEZ

Ciertas actividades humanas aumentan la acidez, es decir, reducen el pH del suelo y del agua. En áreas aledañas a minas, la exposición y el desgaste de ciertas rocas aumenta la acidez del suelo en donde las rocas lixivian el drenaje ácido de la mina hacia los cuerpos de agua cercanos. Estos efectos son más dramáticos en

áreas con minería de metales pesados (cobre, zinc, níquel), como por ejemplo, en la región de Sudbury en Ontario, Canadá (Gunn 1995). Además del drenaje ácido de la mina, históricamente las fundiciones que procesan los metales emitían grandes cantidades de dióxido de azufre, lo que generaba lluvia ácida. La combinación del drenaje ácido de la mina junto con la lluvia ácida acabó con la vegetación en miles de hectáreas y causó graves daños a los lagos de hasta 30 kilómetros de las fundiciones en esta y otras regiones mineras.

La acumulación de emisiones humanas de compuestos de azufre y nitrógeno provenientes de la generación de electricidad (principalmente a partir del carbón), las fábricas, y los vehículos motorizados han gatillado eventos de lluvia ácida con un alcance de cientos de kilómetros, afectando tanto el suelo como las masas de agua cercanas. Estas emisiones han sido particularmente problemáticas en los lagos, que recogen agua de grandes áreas. Afortunadamente, las tecnologías mejoradas de las centrales eléctricas han reducido las emisiones nocivas en muchas regiones en las últimas décadas. Por otro lado, las continuas y extensas emisiones antropogénicas de dióxido de carbono están acidificando lentamente el agua de mar en todo el mundo. La acidificación oceánica no solo afecta negativamente a los organismos acuáticos directamente al matar la fauna acuática sensible y disolver arrecifes de coral de alta *biodiversidad*, sino que el aumento de la concentración de iones de hidrógeno (H^+) también afecta la movilidad de otros iones cargados positivamente (por ejemplo, potasio, calcio) y varios procesos microbianos (Baer 2016). Por esta razón, una mayor acidez del suelo reduce la disponibilidad de nutrientes y aumentando la lixiviación de metales cargados positivamente (p. ej., plomo, aluminio, hierro), lo que genera concentraciones potencialmente tóxicas.

Reducir la acidez

La forma principal de disminuir la acidez es reducir los insumos que causaron la acidificación. La restauración de los sitios mineros para minimizar la escorrentía del drenaje ácido de la mina en curso, la reducción del consumo de combustibles fósiles (particularmente el carbón) y el uso de las mejores tecnologías disponibles para limitar las emisiones de las centrales eléctricas son tres claves para reducir las concentraciones de compuestos acidificantes. La cal ($CaCO_3$), que reduce temporalmente la acidez, a menudo se aplica a suelos acidificados junto con fertilizantes para facilitar el establecimiento de plantas (Bradshaw y Chadwick 1980; Gunn 1995). La cal también se aplica en los lagos y se ha utilizado ampliamente en Suecia y Noruega como una solución temporal para reducir la acidez del lago, pero debe aplicarse de manera continua si no se reducen las emisiones (Gulati, Pires y van Donk 2012). Los sitios muy acidificados generalmente se reforestan con plantas tolerantes a los ácidos, un método que aumenta la materia orgánica y disminuye la erosión, lo que reduce la acidez del suelo y de los cuerpos de agua cercanos con el tiempo.

QUÍMICOS TÓXICOS

Las áreas perturbadas por la minería y las actividades industriales suelen estar contaminadas con una variedad de productos químicos tóxicos, incluidos los que se utilizan en la limpieza en seco, desechos radiactivos, pesticidas, metales pesados y petróleo. Un primer paso para restaurar tales áreas es limpiar los desechos tóxicos, un proceso difícil y costoso; cada año se gastan miles de millones de dólares a nivel mundial en esta tarea (Pilon-Smits y Freeman 2006). La limpieza puede ser complicada porque muchas sustancias tóxicas a menudo están presentes en un solo sitio, y rara vez se documentan bien las identidades de las sustancias químicas presentes.

Limpieza de tóxicos

Aunque una discusión detallada de la limpieza de desechos tóxicos está mucho más allá del alcance de este libro, se puede señalar un breve resumen de algunos de los enfoques generales (Pilon-Smits y Freeman 2006). Los métodos utilizados dependen de los productos químicos específicos presentes. En casos extremos, los suelos altamente contaminados pueden taparse o retirarse y almacenarse en una estructura de contención permanente. En otros casos, los productos químicos tóxicos se tratan *in situ*. Algunos productos químicos se pueden eliminar lavando o ventilando el suelo o extrayendo el producto químico con un solvente. Otros compuestos pueden transformarse en compuestos menos dañinos a través de reacciones químicas. La biorremediación es el empleo de microorganismos o plantas para eliminar, degradar o inmovilizar sustancias químicas tóxicas en el suelo, el agua o el aire a través de una variedad de mecanismos (Pilon-Smits y Freeman 2006). Plantar especies que sean tolerantes a los químicos tóxicos en un sitio puede estabilizar los suelos y minimizar la lixiviación de contaminantes. Algunas plantas terrestres y acuáticas concentran ciertos metales pesados. El material vegetal cargado de toxinas se puede cosechar y eliminar, lo cual es más económico y menos dañino que eliminar el suelo contaminado. Además, las plantas y los microbios pueden facilitar la descomposición de ciertos compuestos a base de carbono. Por ejemplo, los derrames de petróleo se pueden limpiar introduciendo activamente microorganismos o agregando nutrientes u oxígeno para mejorar el crecimiento microbiano y, por lo tanto, aumentar la tasa de mineralización del petróleo (Leahy y Colwell 1990).

La limpieza de desechos tóxicos es extremadamente costosa, particularmente cuando hay múltiples productos químicos en un sitio. Si los productos químicos se eliminan mediante la extracción de biomasa, surge la cuestión de dónde desechar los productos químicos. Dado lo anterior, la limpieza de toxinas es solo la primera etapa de la restauración; las condiciones abióticas y bióticas deberán restaurarse después de la limpieza.

LECTURA RECOMENDADA

- Baer, Sara G. 2016. "Nutrient dynamics as determinants and outcomes of restoration." En *Foundations of Restoration Ecology*, 2da ed., editado por Margaret A. Palmer, Joy B. Zedler, y Donald A. Falk, 333–64. Washington, DC: Island Press.
Proporciona una revisión exhaustiva de la ecología y la restauración del ciclo de nutrientes en los sistemas terrestres.
- Gulati, Rumati D., L. Miguel D. Pires, and Ellen van Donk. 2012. "Restoration of freshwater lakes." En *Restoration Ecology*, editado por Jelte Van Andel y James Aronson, 233–47. Malden, MA: Blackwell.
Revisa diferentes métodos para restaurar la calidad del agua en los lagos.
- National Research Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems*. Washington, DC: National Academy Press.
Revisa la restauración de los ecosistemas de humedales, ríos y lagos y describe muchos estudios de casos.
- Pilon-Smits, E. A., and J. L. Freeman. 2006. "Environmental cleanup using plants: Biotechnological advances and ecological considerations." *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:203–10.
Proporciona una descripción sucinta de los diferentes métodos de limpieza de desechos tóxicos.

8. ESPECIES INVASORAS

DURANTE milenios, la expansión de especies de plantas y animales estuvo limitada por su capacidad de dispersión, ya que los humanos pasaban la mayor parte de sus vidas en un mismo lugar. Recientemente, los viajes globales han alterado radicalmente los patrones de distribución de especies a través del movimiento accidental e intencional de especies a áreas que históricamente no habitaban.

Se utilizan varios términos para las especies que se encuentran fuera de su rango histórico, incluidas las no nativas, exóticas e introducidas. La *restauración ecológica* generalmente tiene como objetivo restaurar especies *nativas*, o especies que han evolucionado en un lugar específico, pero el conflicto de saber cuánto tiempo debe haber habitado o evolucionado una especie en un lugar determinado para ser considerada nativa es subjetivo. ¿Una especie es exótica si fue introducida por humanos en los últimos cien, doscientos o quinientos años? Cuanto antes se trasladó una especie, es menos probable que haya registros de su distribución exacta antes de su transporte.

Es importante aclarar la distinción entre especies exóticas y especies invasoras. Las especies invasoras son aquellas que dominan los ecosistemas nativos después de la introducción, causando daño a las especies nativas y alterando procesos del ecosistema. Las especies invasoras son una barrera biótica importante para la recuperación de los ecosistemas, por lo que su control es el foco de muchos esfuerzos de restauración. Aunque muchas especies han sido trasladadas a nuevos lugares por los seres humanos y, por lo tanto, se consideran exóticas, solo una pequeña proporción de ellas se propaga y afecta negativamente a los ecosistemas que colonizan. Solo este subconjunto de especies exóticas introducidas se considera invasor.

Además, existe un reconocimiento cada vez mayor de las especies “invasoras” nativas (Carey et al. 2012), cuyas poblaciones han crecido sustancialmente dentro de su área de distribución nativa debido a las actividades humanas y que tienen impactos perjudiciales en otras especies nativas y procesos ecosistémicos. Las invasoras nativas pueden ser especies que están bien adaptadas a la perturbación humana, como el canguro gris occidental (*Macropus fuliginosus*), que se ha beneficiado del control de depredadores en Australia, o diversas especies de totora (*Typha* spp.) que dominan los humedales perturbados en numerosas regiones del mundo, reduciendo la diversidad nativa y alterando el ciclo de nutrientes (Carey

et al. 2012). En otros casos, las especies invasoras nativas son el resultado de actividades humanas intencionales para aumentar el tamaño de sus poblaciones, como el relleno de lagos y embalses con especies de pesca recreativa. Cuando estas especies son lo suficientemente abundantes como para ser un desafío para restaurar un ecosistema nativo, pueden ser el foco de los esfuerzos de control.

Este capítulo comienza discutiendo cómo se propagan las especies invasoras y por qué son un problema para la restauración. Luego se revisan enfoques para *erradicar* (eliminar por completo) o controlar diferentes tipos de especies invasoras, tanto nativas como exóticas, como parte de los esfuerzos de restauración. Se finaliza discutiendo brevemente las controversias sobre el control de especies invasoras. Es importante mencionar que se utiliza el término especie invasora para referirse al impacto de una especie en el ecosistema independientemente de su origen (nativo vs. exótico) y uso los modificadores nativo y exótico cuando sea apropiado.

CÓMO SE PROPAGAN LAS ESPECIES INVASORAS

Los seres humanos han trasladado especies de plantas y animales de una región a otra por diversas razones. Las personas han transportado intencionalmente especies que se valoran en nuevos lugares, como en el caso de las plantas de cultivo y jardinería, los árboles para la silvicultura, el ganado y las mascotas. En otros casos, se introdujeron plantas no autóctonas para el control de la erosión, como el caso del carrizo (*Ammophila arenaria*), especie que se plantó extensamente a lo largo de las dunas costeras en el oeste de América del Norte para estabilizar el movimiento de arenas.

Otras especies exóticas invasoras se introdujeron accidentalmente. Por ejemplo, varias enfermedades comunes de árboles y arbustos se han extendido a los hábitats naturales a través del comercio de viveros y madera. Asimismo, los barcos que se desplazan por vías navegables (p. ej., el Canal de Panamá, que conecta los océanos Atlántico y Pacífico) han transportado varias especies acuáticas invasoras, ya sea al ir adheridas a los barcos o al ser transportadas en el agua de lastre que los barcos toman o descargan en sus viajes. Una de las razones por las que las poblaciones exóticas invasoras aumentan rápidamente en nuevos hábitats es que hay menos depredadores o patógenos que han evolucionado para controlar sus poblaciones.

RASGOS DE ESPECIES INVASORAS Y ECOSISTEMAS PROPENSOS A LA INVASIÓN

Una serie de rasgos son comunes en las especies invasoras, aunque no todas las especies invasoras los tienen siempre. Normalmente, las especies invasoras tienen buenas habilidades de dispersión o se propagan vegetativamente. Las especies acuáticas invasoras, en particular aquellas que son muy móviles en forma adulta o larvaria, pueden propagarse rápidamente con el movimiento del agua y los barcos. Las especies invasoras a menudo toleran una amplia gama de condiciones de

hábitat y crecen y se reproducen rápidamente, particularmente cuando la luz, el agua, los nutrientes y las fuentes de alimentos son abundantes. Las especies que se vuelven invasoras en un hábitat determinado generalmente provienen de un ecosistema similar en otra parte del mundo, lo que puede ayudar a identificar potenciales invasores. Por ejemplo, muchas especies invasoras que son comunes en la costa de California provienen de otras regiones climáticas mediterráneas (p. ej., Australia, Sudáfrica y la cuenca del Mediterráneo) y viceversa: la amapola de California (*Eschscholzia californica*), una hierba de pastizal, es invasora en otras regiones mediterráneas.

Para manejar un ecosistema con el objetivo de reducir la invasibilidad, también es importante reconocer las características de los ecosistemas que los hacen susceptibles a la invasión. Los hábitats muy fragmentados y perturbados son más susceptibles a las especies invasoras debido a que la mayoría de estas especies están mejor adaptadas que las especies nativas para utilizar rápidamente los recursos disponibles. Por lo anterior, los ecosistemas nativos integrados en paisajes agrícolas con altos aportes de nutrientes y agua corren un mayor riesgo de invasión que aquellos en paisajes con mínima perturbación antropogénica. Asimismo, las condiciones de mucha luz en el borde de los parches de bosque y a lo largo de los senderos, combinadas con una mayor dispersión de semillas mediante los zapatos y vehículos motorizados, facilitan la colonización y el establecimiento de especies invasoras. Por ejemplo, un obstáculo importante para restaurar los remanentes de bosque degradado en el bosque atlántico en Brasil son las enredaderas nativas invasoras que proliferan bajo condiciones de mucha luz en los bordes del bosque y en los claros del dosel, cubriendo los árboles restantes y reduciendo el crecimiento de los árboles y el reclutamiento de plántulas (César et al. 2016).

Las especies terrestres invasoras exóticas tienden a ser particularmente problemáticas en las islas, donde los animales y las plantas han estado aislados de los depredadores o *competidores* durante millones de años, y no han desarrollado mecanismos de defensa. Por ejemplo, muchas aves que habitan en islas han evolucionado para no volar y han perdido el miedo a los depredadores, lo que las hace particularmente vulnerables a los depredadores invasores exóticos como serpientes y mamíferos. Del mismo modo, las plantas de las islas a menudo carecen de mecanismos de defensa, como espinas o productos químicos para disuadir a los herbívoros, por lo que son susceptibles a los herbívoros exóticos como cabras y conejos (estudio de caso de tortuga de Galápagos)

POR QUÉ LAS ESPECIES INVASORAS CAUSAN PROBLEMAS A LAS ESPECIES NATIVAS Y A LOS ECOSISTEMAS

Las plantas, animales y patógenos invasores afectan negativamente a las especies nativas y a la recuperación del ecosistema de muchas maneras (tabla 8.1). En algunos casos, las especies invasoras exóticas superan directamente a las especies nativas y detienen el proceso natural de sucesión. Los depredadores invasores y salvajes, como gatos, zorros, serpientes y grandes peces de lago, también

destruyen las poblaciones de animales nativos a través de la depredación directa. Las enfermedades invasoras han llevado a la *extinción* total o casi total de varias especies nativas de importancia ecológica y económica. A veces las especies invasoras exóticas se hibridan con las nativas, lo que resulta en la pérdida de ecotipos adaptados localmente (subpoblaciones genéticamente distintas de una especie). Finalmente, estas especies también cambian con frecuencia las condiciones abióticas o los patrones de perturbación en los hábitats nativos. Estas nuevas condiciones *abióticas* a menudo favorecen a invasores adicionales (D'Antonio, August-Schmidt y Fernández-Going 2016).

En muchos casos, las especies invasoras afectan negativamente el hábitat nativo a través de varios mecanismos. Por ejemplo, las acacias fijadoras de nitrógeno (*Acacia* spp.) de Australia se han extendido ampliamente en otras regiones climáticas mediterráneas, como Chile, España, California y Sudáfrica. Estos árboles aumentan la severidad de los incendios debido a su alta biomasa, alteran las comunidades microbianas del suelo, reducen la disponibilidad de agua como resultado de las altas tasas de transpiración y superan a las especies de plantas nativas (Le Maitre et al. 2011). Como otro ejemplo, la borraza (*Spartina alterniflora*), originaria del este de Estados Unidos, se introdujo como parte de un proyecto de restauración experimental en la Bahía de San Francisco. Este pasto se extendió ampliamente y se hibridizó con la borraza de California (*Spartina foliosa*). El híbrido resultante tolera una amplia variedad de condiciones de hábitat y ha tenido múltiples efectos negativos, en los que se incluyen: superar a varias especies de plantas raras, reducir el área de marismas que las aves playeras usan para anidar y alimentarse, y alterar la hidrología al obstruir los canales de drenaje (Kerr et al. 2016). El pez león es una especie invasora (*Pterois* spp.) que destruye las poblaciones de peces de arrecife nativos, algunos de los cuales comen algas; la pérdida de peces de arrecife puede provocar un crecimiento excesivo de algas, lo que termina dañando los arrecifes de coral.

Las especies invasoras son motivo de preocupación para quienes administran los recursos naturales y otros tomadores de decisión debido a sus enormes impactos económicos. Los mejillones cebra (*Dreissena polymorpha*), nativos de Rusia y Ucrania y ampliamente introducidos en los cuerpos de agua de América del Norte, obstruyen regularmente los sistemas de entrada de las torres de enfriamiento a las centrales eléctricas. Una estimación sugiere que se gastan 500 millones USD al año en la eliminación de estos mejillones y en la prevención de su propagación (Hoddle n.d.). También los insectos, patógenos y plantas invasoras pueden causar enormes pérdidas económicas a la producción agrícola (Pimentel, Zúñiga y Morrison 2005).

Etapas de la Invasión y Control de Especies Invasoras La forma más efectiva de controlar las especies exóticas invasoras es evitar que se propaguen más allá de su área de distribución (fig. 8.1). Hacerlo significa hacer cumplir una legislación estricta con respecto al transporte de cualquier especie con capacidad invasiva conocida o potencial. Gracias a varios esfuerzos globales, regionales y específicos en

Tabla 8. 1: Ejemplos de los efectos negativos de especies invasoras

Especies	Lugar	Efecto negativo	Cita
Caña de azúcar silvestre (<i>Saccharum spontaneum</i>)	Latino America	Supera a las especies nativas e impide la sucesión en tierras deforestadas abandonadas	Hammond 1999
Ratas negras y café (<i>Rattus</i> spp.)	Isla Galápagos, Ecuador	Se alimenta de tortugas gigantes juveniles (<i>Chelonides nigra</i>)	Estudio de caso de tortuga de Galápagos
Perca del Nilo (<i>Lates niloticus</i>)	Lago Victoria, África Oriental	Se alimenta de especies de peces nativos	Ogutu-Ohwayo 1990
Oomycetes (<i>Phytophthora</i> spp.)	Australia, Nueva Zelanda, Europa, América del Norte	Enfermedades que han causado disminuciones dramáticas de muchas especies de plantas y especies de fauna que comen esas plantas. Causa pérdidas económicas a la industria maderera y aumenta los costos de manejo de incendios debido a la mayor carga de combustible	Sims et al. 2019
Carpa herbívora (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	Cuerpos de agua dulce en los Estados Unidos	Altera el ambiente abiótico en lagos y ríos al remover sedimentos que reducen la calidad del agua y el éxito reproductivo de otras especies de peces.	Pípalová 2006
Tamariscos (<i>Tamarix</i> spp.)	Ríos y arroyos del suroeste de EE. UU.	Altera el ambiente abiótico reduciendo el nivel freático y aumentando la salinidad, lo que inhibe la recuperación de la vegetación nativa	Estudio de caso de eliminación de tamariscos
Trucha café (<i>Salmo trutta</i>)	Ríos en la cuenca del Adriático de Europa	Supera e hibridiza con la trucha jaspeada nativa (<i>Salmo marmorotus</i>)	Crivelli 1995

varios países, se han promulgado leyes para restringir que los grandes buques de transporte intercambien agua de lastre cerca de la costa para reducir la probabilidad de que las larvas acuáticas invasoras se establezcan en las bahías costeras (Firestone y Corbett 2005). Nueva Zelanda tiene algunas de las leyes más estrictas para prevenir invasiones (Boonstra 2010), lo que lleva a un alto nivel de coordinación entre las agencias para prevenir y detectar rápidamente las invasiones. La mayoría de los países tiene una “lista sucia” de invasores conocidos cuya entrada está prohibida, pero debido a que esta lista incluye especies que ya están bien establecidas en el país, es demasiado tarde para prevenir la invasión (ver fig. 8.1). En

contraste, Nueva Zelanda tiene una “lista limpia” de todas las especies encontradas en el país en 1998, cuando se aprobó la legislación. Cualquier especie que no esté en esa lista debe ser examinada por la Autoridad de Gestión de Riesgos Ambientales del gobierno para evaluar su riesgo potencial antes de permitir la entrada (Boonstra 2010).

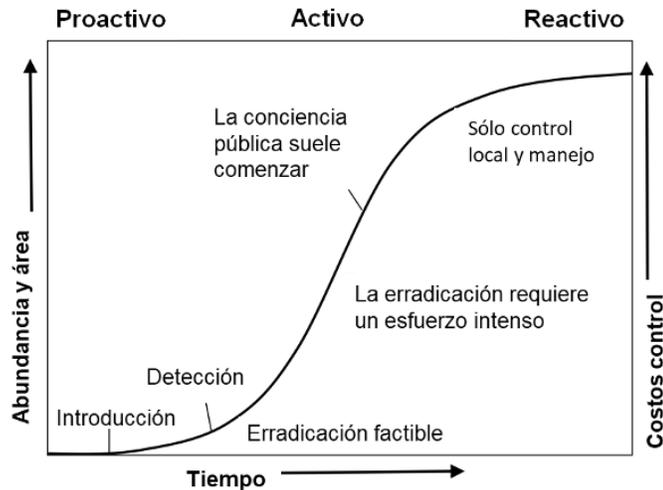


Figura 8. 1: Etapas de propagación y control de especies invasoras. Revisada de Hobbs y Humphries 1995.

La prevención de la propagación de especies invasoras exóticas requiere un programa coordinado de control y detección temprana. Por ejemplo, el Sistema de Mapeo de Detección Temprana y Distribución es una herramienta de mapeo de plantas invasoras en línea utilizada por cuarenta estados de EE.UU. y cuatro provincias canadienses (Centro de Especies Invasoras y Salud del Ecosistema n.d.). Este recurso sirve para alertar a los administradores del territorio sobre plantas invasoras en su área, y ayudarlos a priorizar los esfuerzos de eliminación de aquellas especies que aún se encuentran en una etapa temprana de invasión, cuando la erradicación aún puede ser posible.

La educación y la divulgación son herramientas importantes para controlar la propagación de especies invasoras. Muchas personas no conocen las identidades o los efectos negativos de estas especies y, a menudo, las propagan accidentalmente. Por ejemplo, las semillas de plantas invasoras se esparcen en las botas y las ruedas de los excursionistas y ciclistas. Algunas especies invasoras acuáticas se han introducido mediante el vertido de especies de acuarios en sistemas de alcantarillado o vías fluviales, y los patógenos de los árboles a menudo se propagan a través del transporte de leña infestada. La educación a la comunidad y las restricciones de venta y el transporte de especies invasoras pueden ayudar a reducir su propaga-

ción.

Seguir las mejores prácticas de gestión para controlar los patógenos durante las actividades de restauración también ayuda a limitar su propagación. Sims et al. (2019) encontraron que las prácticas de saneamiento de los viveros de plantas fueron altamente efectivas para eliminar la infección por *Phytophthora* spp., un género de patógenos de plantas que ha tenido un efecto devastador en las especies nativas en varias regiones mediterráneas (ver tabla 8.1). Estas prácticas incluyen esterilizar la tierra para macetas, no permitir la acumulación de agua estancada y limpiar todos los zapatos, vehículos y herramientas que ingresan al vivero.

A medida que aumenta la abundancia de una especie exótica invasora, la erradicación se vuelve más intensiva en términos de recursos (ver fig. 8.1). Dados los recursos y el compromiso a largo plazo necesarios para controlar la mayoría de las especies, es necesario priorizarlas para los esfuerzos de control (D'Antonio, August-Schmidt y Fernández-Going 2016). Los criterios que deben considerarse incluyen:

1. ¿Qué tan factible es el control y la erradicación? ¿La especie está muy extendida? ¿Es apta para persistir en los bancos de semillas de larga vida o es probable que genere un malestar público si se elimina?
2. ¿Qué tan severos son los impactos ecológicos y económicos de la especie? Por lo general, hay más recursos disponibles para aquellas especies que tienen claros impactos económicos negativos.
3. Si se elimina la especie, ¿es probable que el ecosistema se recupere sin más intervención, o se necesitan acciones adicionales, como plantar especies nativas?

Una vez que una especie exótica invasora ha alcanzado cierta abundancia, o si la especie es nativa invasora, la erradicación no es factible. Por lo que la única opción es mantenerla en un nivel que permita la recuperación de las especies nativas o los procesos que son el objetivo de la restauración (ver fig. 8.1). Antes de comenzar a erradicar o manejar las especies invasoras, es importante considerar qué restauración adicional, si se requiere, será necesaria para prevenir la reinvasión y asegurar que las especies nativas y los ecosistemas se recuperen. Comúnmente, las especies invasoras vuelven a invadir o sus poblaciones se recuperan después de los esfuerzos de control. En ese sentido, si los esfuerzos de erradicación se dirigen a un área pequeña y hay poblaciones fuente cercanas, entonces la probabilidad de reinvasión es alta. Además una o varias especies invasoras pueden colonizar inmediatamente el área en su lugar (D'Antonio, August-Schmidt y Fernández-Going 2016).

En algunos casos las especies invasoras han transformado tan sustancialmente el ecosistema que es poco probable que se recupere a menos que también se manipulen las condiciones abióticas luego de la eliminación de la especie invasora (D'Antonio, August-Schmidt y Fernández-Going 2016). Por ejemplo, el control del *Tamarix* spp. (árbol invasor) en áreas *riberañas* del suroeste de los Estados Unidos

no ha logra una recuperación de especies nativas ribereñas en áreas donde la disponibilidad de agua es baja, los suelos son salinos y además no existen fuentes de semillas nativas cercanas (estudio de caso de eliminación de tamariscos). Si los *propágulos* de especies nativas no están en el sitio, y es poco probable que se dispersen de una población cercana, la remoción de invasoras debe combinarse con la *reintroducción* de especies nativas. D'Antonio, August-Schmidt y Fernández-Going (2016) sugieren introducir especies nativas que tengan rasgos similares a los invasores, como por ejemplo un crecimiento rápido y buenas habilidades competitivas, para que puedan superar con éxito a las especies invasoras. Otra consideración antes de emprender esfuerzos de control invasivo es la necesidad de un compromiso a largo plazo con el *monitoreo* y la gestión. De lo contrario se pueden gastar muchos recursos en el control de estas especies con poco impacto a largo plazo. Van Wilgen et al. (2012) encontraron que a pesar de que el gobierno sudafricano gastó 457 millones USD entre 1995 y 2010 para remover árboles invasores, la cobertura total de esas especies aumentó, en parte debido a un monitoreo y seguimiento deficientes de los esfuerzos de remoción. Para erradicar verdaderamente una especie invasora, no sólo se deben eliminar todos los individuos a la vez, sino que también se debe eliminar cualquier individuo que vuelva a invadir o resurgir. Algunas plantas invasoras tienen bancos de semillas que duran cincuenta años o más, como del retamo francés (*Genista monsspesulana*), un arbusto invasor común en los ecosistemas de tipo mediterráneo. En estos casos los esfuerzos de remoción durante unos pocos años son insuficientes y se necesitarán mantenimiento y monitoreo a largo plazo durante décadas.

MÉTODOS DE ERRADICACIÓN Y CONTROL DE ESPECIES INVASORAS

Los métodos utilizados para erradicar y controlar las especies invasoras varían según la biología de la especie, el tamaño de la invasión y la disponibilidad de recursos. Puede ser factible eliminar manualmente una planta invasora en un área pequeña cuando hay una base extensa de voluntarios, pero es poco probable que este enfoque sea práctico para invasoras generalizadas o cuando los recursos son limitados.

El método utilizado para la eliminación de estas especies también depende de las limitaciones del sitio. Por ejemplo, el uso de quemas controladas está restringido cerca de áreas urbanas debido a preocupaciones sobre la propagación accidental a la infraestructura humana y los efectos sobre la calidad del aire. Dado lo anterior también es importante considerar las consecuencias negativas de los métodos de control. Los herbicidas de amplio espectro pueden afectar negativamente a las especies que no son el objetivo o generar preocupaciones sobre la contaminación del agua. Del mismo modo ocurre con la fauna, en donde al eliminar ciertos animales, se pueden afectar también otras especies. Los esfuerzos de control de especies invasoras más exitosos utilizan un enfoque de manejo integrado de plagas, el que se enfoca en el control a largo plazo de las especies invasoras o su daño a través de una combinación bien planificada de remoción física, control biológico y ma-

nipulación del hábitat, cuando sea posible. Por ejemplo, los métodos de control químico se usan solo después de una cuidadosa consideración de otros métodos. Además de los enfoques más comunes que se analizan a continuación, también se han desarrollado muchas técnicas de control invasivas especializadas para especies focales.

Eliminación física

Se utilizan varias técnicas de remoción física para controlar plantas y animales invasores, es por esto que profesionales de la restauración han desarrollado herramientas y métodos mecánicos especializados para acelerar el trabajo (Holloran et al. 2004). Algunas especies de plantas invasoras se eliminan cortando manualmente. César et al. (2016) encontraron que cortar enredaderas nativas invasoras en remanentes de bosques tropicales degradados en Brasil aumentó el crecimiento de una diversidad de plántulas, árboles y arbustos nativos, lo que facilitó la recuperación del bosque. Algunos animales invasores han sido controlados mediante trampas, caza o pesca, tales esfuerzos han sido particularmente efectivos en islas donde las reinvasiones son más fáciles de controlar (Jones et al. 2016). En estanques o lagos, se han utilizado electrochoques para aturdir y luego eliminar físicamente especies de peces invasoras cuando los tratamientos químicos a gran escala son demasiado extremos o dañinos (Britton, Gozlan y Copp 2011).

Control químico

Numerosos herbicidas, pesticidas y fungicidas se utilizan para controlar plantas, animales y patógenos invasores. En algunos casos, los productos químicos se aplican en grandes áreas, como en la fumigación aérea de híbridos invasivos de borraza en grandes áreas de la Bahía de San Francisco (Kerr et al. 2016). En estos casos es preferible aplicar productos químicos localmente, primero cortar las especies leñosas invasoras y luego aplicar herbicidas directamente sobre los tocones para evitar que vuelvan a rebrotar (Holloran et al. 2004). De la misma forma, cebos envenenados se utilizan para controlar la fauna invasora, como las ratas.

Aunque el control químico suele ser el método de control más rentable, deben evaluarse las ventajas y desventajas de este método junto con posibles controles alternativos. Por ejemplo, algunos municipios restringen el uso de ciertos, o la totalidad, productos químicos. Además, las especies pueden desarrollar resistencia a los productos químicos después de un uso repetido y generalizado. Es por esto que los herbicidas, pesticidas y fungicidas deben aplicarse de manera tal que se minimicen los riesgos para la salud humana, para aquellos organismos que no son el foco del control, y para la calidad del suelo y el agua.

Control biológico

En algunos casos, los agentes de control biológico se han utilizado con éxito para controlar especies invasoras. Por ejemplo, la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*) se ha introducido en los lagos para consumir una variedad de plantas acuáticas invasoras siendo más rentable que los métodos de eliminación físicos o químicos (Consejo de Recursos Naturales 1992). Los escarabajos de pino salado (*Diorhabda* spp.) han reducido la cobertura de especies invasoras de *Tamarix* spp. en gran parte del suroeste de los Estados Unidos (estudio de caso de eliminación de tamariscos). Los agentes de control biológico deben probarse exhaustivamente antes de su liberación generalizada con el fin de evaluar sus efectos en las especies que no son focales. En algunos casos, los agentes de control biológico de insectos y enfermedades se han extendido más allá que sobre las especies previstas, han reducido drásticamente poblaciones de especies nativas (Louda y O'Brien 2002). Por ejemplo, la mangosta (*Herpestes auropunctatus*), un pequeño mamífero carnívoro de Asia, se introdujo en Hawái para controlar las ratas en las plantaciones de caña de azúcar de Hawái. Sin embargo, debido a que la mangosta está activa durante el día y las ratas son nocturnas, la mangosta se comió los huevos de las aves nativas y en desmedro de las poblaciones de aves nativas.

Manejo del ecosistema para favorecer las especies nativas

El manejo del régimen de perturbaciones (capítulo 5) puede reducir la abundancia de especies invasoras en algunos ecosistemas y cambiar el equilibrio hacia las especies nativas deseadas. Por ejemplo, el pastoreo adecuado de ganado o alces reduce la cobertura de pastos invasivos de gran estatura y, por lo tanto, mejora el éxito de las flores silvestres anuales nativas de baja estatura en las praderas de California (Stahlheber y D'Antonio 2013). Asimismo, restaurar un régimen de inundación natural en humedales o sistemas ribereños a menudo favorece a las especies nativas (Stromberg 2001). El éxito de los esfuerzos para manejar las especies invasoras alterando los regímenes de perturbación depende del momento de la perturbación, así como de las adaptaciones de las especies nativas invasoras y focales a la perturbación. Debido a que las especies exóticas invasoras provienen comúnmente de hábitats con regímenes de perturbación similares, pueden estar igual o mejor adaptadas a un régimen de perturbación (por ejemplo, fuego y muchos pastos invasores; D'Antonio y Vitousek 1992) que de otro modo beneficia a las especies nativas.

Las especies invasoras a menudo tienen éxito porque pueden aprovechar la alta disponibilidad de luz, nutrientes, agua y alimentos, por lo que algunos esfuerzos de restauración se enfocan en reducir estos recursos para favorecer a las especies nativas que compiten mejor en condiciones de bajos nutrientes. La eliminación repetida de biomasa aérea durante algunos años antes de la restauración puede reducir los niveles elevados de nitrógeno en el suelo (capítulo 7; Baer 2016), aunque este enfoque requiere muchos recursos. El drenaje de fuentes de agua artificiales, como estanques para ganado, ha reducido las poblaciones de algunas

ranas y sapos depredadores invasores que se alimentan de salamandras nativas, ranas más pequeñas y otros animales pequeños.

Como se discutió anteriormente, combinar la eliminación de especies invasoras junto con la introducción de especies nativas reduce la reinvasión (D'Antonio, August-Schmidt y Fernández-Going 2016). La plantación de vegetación autóctona para evitar la reinvasión ha sido clave para la restauración exitosa del hábitat ribereño en lugares donde escarabajos han matado o eliminado árboles de tamarisco invasores (estudio de caso de eliminación de tamariscos).

CONTROVERSIAS SOBRE EL MANEJO DE ESPECIES INVASORAS

A pesar de los claros beneficios ecológicos y económicos asociados con el control de la mayoría de las especies invasoras, tales esfuerzos de restauración pueden ser controvertidos por muchas razones. En primer lugar, algunas especies invasoras son muy apreciadas por los seres humanos por motivos culturales y económicos. Por ejemplo, el búfalo asiático de pantano (*Bubalus bubalis*), el que se introdujo en el norte de Australia en el siglo XIX, causa un daño considerable a los ecosistemas de agua dulce y además transmite enfermedades que son una amenaza para la industria ganadera; sin embargo, son una fuente de alimentos e ingresos para la población indígena a través de la venta de carne y cuero, lo que hace que su erradicación sea controvertida (Collier et al. 2011). Además, los activistas por los derechos de los animales a menudo expresan su preocupación por los esfuerzos de erradicación de la fauna invasora, particularmente si los métodos utilizados se consideran inhumanos, como en el caso del intento de eliminación de las ardillas grises invasoras mediante trampas y eutanasia en Italia (Perry y Perry 2008).

Algunas especies invasoras tienen efectos positivos en los ecosistemas y especies nativas, como mediante el aumento de almacenamiento de carbono y la facilitación del establecimiento de especies nativas en sitios altamente perturbados (Norton 2009; Schlaepfer, Sax y Olden 2011). Tablado et al. (2010) encontraron que el cangrejo de río exótico invasor (*Procambarus clarkii*) provocó una disminución de cangrejos de río, anfibios e invertebrados nativos en las marismas del suroeste de España, pero también condujo a un aumento en la abundancia de aves depredadoras nativas que comen este tipo de cangrejos. En ecosistemas muy alterados donde las especies nativas, como las grandes aves que dispersan semillas, se han extinguido, las especies exóticas pueden llegar a cumplir esos roles.

Estos efectos complejos de las especies exóticas invasoras sobre las especies nativas y los ecosistemas, han dado lugar a debates acalorados y continuos tanto en la comunidad profesional como en la académica. Por ejemplo, el control de *Tamarix* spp a lo largo de las áreas ribereñas en el suroeste de los Estados Unidos ha sido controvertido dado que *Tamarix* proporciona un hábitat para el papamoscas saucero del suroeste (*Empidonax traillii extimus*), ave en peligro de extinción (estudio de caso de eliminación de tamariscos; Dudley y Bean 2012). Algunos investigadores (p. ej., Davis et al. 2011; Schlaepfer, Sax y Olden 2011) han argumentado que una vez que las especies invasoras están bien establecidas, tanto sus impactos ne-

gativos como positivos en la biodiversidad nativa, los servicios de los ecosistemas y la salud humana deben sopesar cuidadosamente antes la asignación de recursos para el control de estas especies. Otros investigadores (p. ej., Vitule et al. 2012) argumentan que las especies exóticas invasoras tienen impactos negativos netos en los ecosistemas nativos y que es difícil calcular sus riesgos, particularmente a largo plazo. La discusión sobre cómo manejar a los invasores nativos es igualmente acalorada porque las decisiones de manejo necesariamente requieren priorizar ciertas especies nativas sobre otras (Carey et al. 2012). En primer lugar, prevenir las introducciones es claramente el enfoque más eficaz y menos controvertido para controlar las especies invasoras. Si las especies exóticas se introducen activamente para el control biológico o para cumplir el papel de una especie nativa extinta, entonces los riesgos deben tomarse cuidadosamente y probarse a pequeña escala antes de la implementación.

Una vez que las especies exóticas invasoras están bien establecidas, no hay respuestas fáciles sobre cuándo y cómo controlarlas y, a menudo, hay desacuerdo entre las partes interesadas sobre el mejor enfoque. En cada caso, se deben considerar los objetivos del proyecto, las opciones y restricciones de restauración, el alcance de la invasión y los factores ecológicos, socioeconómicos y culturales para determinar cuánto esfuerzo invertir para tratar de controlar una especie y seleccionarla, o si será un o varios conjuntos de métodos para hacerlo.

Consultar con diversas partes interesadas durante la fase de planificación e informarles sobre la justificación del enfoque seleccionado puede minimizar las controversias y garantizar una implementación exitosa (capítulo 3; Crowley, Hinchliffe y McDonald 2017). También es importante coordinar los esfuerzos de control entre quienes administran los recursos naturales en un área para evitar una reinvasión rápida de las poblaciones fuentes cercanas.

LECTURA RECOMENDADA

- Carey, Michael P., Beth L. Sanderson, Katie A. Barnas, y Julian D. Olden. 2012. "Native invaders—Challenges for science, management, policy, and society." *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:373–81.

Discute el tema de las especies invasoras nativas y los desafíos para el manejo.

- D'Antonio, Carla M., Elizabeth August-Schmidt, y Barbara Fernandez-Going. 2016. "Invasive species and restoration challenges." En *Foundations of Restoration Ecology*, 2nd ed., editado por M. A. Palmer, J. B. Zedler y D. A. Falk, 216–44. Washington, DC: Island Press.

Proporciona una descripción general de los conceptos ecológicos relacionados con las especies invasoras y la restauración.

- Holloran, Pete, Andrea Mackenzie, Sharon Farrell, y Doug Johnson. 2004. *The Weed Workers' Handbook*. Richmond, CA: California Invasive Plant Council.

Sirve como una guía práctica para liderar proyectos voluntarios de remoción de plantas invasoras, con descripciones detalladas de métodos y herramientas.

- Schlaepfer, M. A., D. F. Sax, y J. D. Olden. 2011. "The potential conservation value of nonnative species." *Conservation Biology* 25:428–37.

Debate los impactos positivos y negativos de las especies no nativas y las implicaciones para su manejo.

- Vitule, J. R. S., C. A. Freire, D. P. Vazquez, M. A. Nuñez, y D. Simberloff. 2012. "Revisiting the potential conservation value of nonnative species." *Conservation Biology* 26:1153–55.

9. REVEGETACIÓN

LA restauración de los ecosistemas terrestres generalmente se enfoca en recuperar las comunidades de plantas, que brindan servicios ecosistémicos importantes como el ciclo de nutrientes y el control de la erosión, y además son el hábitat de las comunidades de fauna. Asimismo, la recuperación de algas marinas, pastos marinos y varias plantas de humedales es clave para la restauración de muchos ecosistemas acuáticos. Este capítulo comienza discutiendo cuándo *reintroducir* activamente la vegetación como parte de los esfuerzos de restauración. Luego se analizan las consideraciones para seleccionar especies de plantas y material genético, así como opciones sobre cómo propagar plantas. Finalmente, se describen métodos para mejorar la supervivencia de las plantas en proyectos de restauración.

ADAPTACIÓN DE LA ESTRATEGIA DE REVEGETACIÓN AL SITIO

Un paso importante en el proceso de planificación (capítulo 3) es considerar las metas del proyecto, los recursos disponibles y la resiliencia natural del ecosistema para determinar la forma más apropiada y efectiva de facilitar la recuperación de la vegetación (fig. 9.1). Frecuentemente, la gente asume que la vegetación debe reintroducirse activamente para restaurar un sitio, pero ese no suele ser el caso. De hecho, la *regeneración natural* puede ser una opción rentable para la recuperación, particularmente en sitios que están levemente *degradados* y tienen fuentes de semillas cercanas. De esta forma, se puede evaluar la tasa probable de recuperación natural de un ecosistema revisando sitios similares en la región o esperando algunos años para observar la tasa de regeneración natural en el área a restaurar (capítulo 5). Si la regeneración natural ocurre con demasiada lentitud para cumplir con los objetivos del proyecto, se deben considerar otros métodos para ayudar a la regeneración y así mejorar la tasa natural de recuperación de la vegetación.

Como se discutió en el capítulo 5, restablecer los *regímenes de perturbación*, como inundaciones o incendios, puede facilitar el establecimiento de vegetación en ecosistemas adaptados a esas perturbaciones. Asimismo, restaurar las condiciones abióticas (capítulos 6 y 7) o controlar las especies invasoras (capítulo 8) a menudo mejora el establecimiento de la vegetación nativa. Una forma de aumentar la

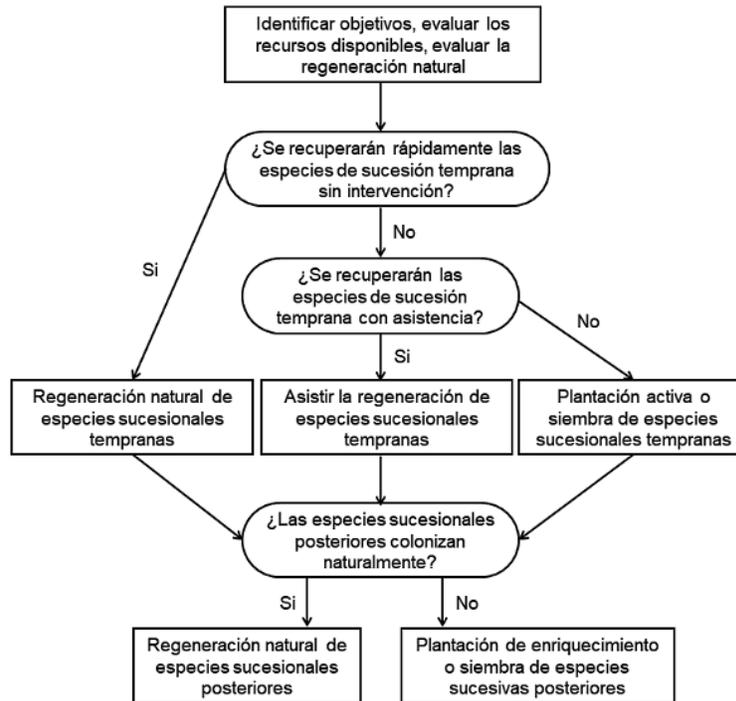


Figura 9. 1: Árbol de decisiones para planificar cómo y cuándo intervenir para restaurar la vegetación. Figura revisada de Holl 2012.

tasa de regeneración natural es crear *micrositios* que faciliten el establecimiento de plántulas (capítulo 6; Whisenant 1999). Por ejemplo, Tongway y Ludwig (1996) introdujeron montones de ramas muertas en matorrales degradados en el este de Australia, que captaron *materia orgánica* y semillas. Así, se proporcionó un hábitat para mamíferos dispersores de semillas y además se moderaron las condiciones microclimáticas, lo que resultó en un mejor establecimiento de plántulas y un aumento de la *heterogeneidad espacial*.

Asistir los procesos de regeneración natural a menudo requiere menos esfuerzo para restaurar una comunidad vegetacional diversa que *reintroducir* activamente todas las especies. Sin embargo, en ecosistemas altamente degradados, la regeneración asistida puede no resultar en la tasa de recuperación o composición de especies deseada. Si la regeneración natural o asistida no cumple con los objetivos del proyecto, entonces se necesitará una restauración activa (p. ej., plantación o siembra) para reintroducir las especies de plantas focales del proyecto (ver fig. 9.1). Los profesionales deben decidir en qué medida y cuándo plantar durante el proceso de recuperación. Muchos proyectos reforestan activamente todo el sitio del proyecto, particularmente cuando el suelo está desnudo. Otro enfoque es in-

roducir pequeños parches o grupos de vegetación (Rey Benayas, Bullock y Newton 2008; Corbin y Holl 2012) que sirven como plantas nodrizas para *facilitar* el establecimiento de otras especies de plantas y animales.

Durante la recuperación de ecosistemas forestales, ciertos grupos de árboles atraen aves que dispersan semillas y dan sombra a los pastos que demandan luz, lo que mejora el reclutamiento de plántulas de un conjunto diverso de especies y a la vez aumentando la cobertura de copas de los árboles (Corbin y Holl 2012). En sitios áridos y semiáridos con condiciones abióticas estresantes, los arbustos actúan como plantas nodrizas al atrapar semillas, aumentar materia orgánica y nutrientes del suelo y además de reducir la temperatura del suelo y del aire (Gomez-Aparicio 2009). Dado todo lo anterior, establecer parches de vegetación es menos costoso que plantar o sembrar un sitio completo y proporciona una mayor heterogeneidad espacial.

Por otro lado, en los ecosistemas en los que las especies sucesionales tempranas se regeneran rápidamente de forma natural, un método potencial para acelerar el establecimiento de especies sucesionales posteriores es la *plantación de enriquecimiento*. Una vez que los colonizadores iniciales han establecido y creado condiciones favorables para las especies de sucesión posterior (p. ej., un dosel que proporciona sombra en los sistemas boscosos), los profesionales pueden introducir especies que colonizarían lentamente, o no colonizarían en absoluto, sin intervención. La plantación de enriquecimiento se ha utilizado en ecosistemas que van desde praderas en el medio oeste de los Estados Unidos (Greene y Curtis 1953) hasta bosques tropicales (Rodrigues et al. 2009) para garantizar que se establezcan las especies deseadas de sucesión posterior.

SELECCIÓN DE ESPECIES PARA PLANTAR

Las especies elegidas para la revegetación dependen de los objetivos del proyecto y de los recursos disponibles. Algunos proyectos concentran esfuerzos intensivos en la reintroducción de una o unas pocas especies de interés, mientras que los proyectos destinados a restaurar los ecosistemas y sus procesos suelen reintroducir varias especies de plantas. Otros proyectos de restauración, ambiciosos y bien financiados, como la recuperación de minas de aluminio en Australia (Koch 2007) y el bosque atlántico en Brasil (Rodrigues et al. 2009), pretenden reintroducir más de 100 especies, pero son casos excepcionales. El enfoque más común es revegetar con un subconjunto de especies que facilitará el establecimiento de otros organismos. Por ejemplo, el método de “especies marco” (*framework species*) implica plantar de diez a cuarenta especies que atraen a la fauna y representan diferentes tasas de crecimiento y etapas de sucesión para la restauración de bosques tropicales (Goosem y Tucker 2013).

La selección de especies de plantas para un proyecto de restauración requiere considerar varios criterios ecológicos y sociales distintos (tabla 9.1; Meli et al. 2014; Chechina y Hamann 2015). Por lo general algunas especies plantadas toleran las condiciones abióticas estresantes típicas de los sitios perturbados. Las especies *fija-*

Tabla 9. 1: Características potenciales a considerar en la selección de especies de plantas para la restauración

Característica	Descripción y justificación
Tasas de crecimiento	La rápida cobertura del suelo con especies herbáceas puede evitar la erosión. También genera una rápida ganancia de biomasa para el almacenamiento de carbono. La copa de los árboles que se forma, sirve para sombrear la vegetación de sucesión temprana que demanda luz. Es útil plantar especies con tasas de crecimiento variables, de esta forma algunas se establecen rápidamente y otras viven más tiempo
Forma de crecimiento: por ejemplo, hierba, arbusto, árbol	Las formas de crecimiento seleccionadas afectarán la estructura y diversidad de la vegetación
Tolerancia a suelos bajos en nutrientes y fijación de N	Capaz de crecer y mejorar las condiciones del suelo en sitios degradados
Tolerancia a la acidez, salinidad y sustancias tóxicas	Adaptación a la química específica del suelo en un sitio degradado y al régimen de salinidad en los sistemas costeros
Tolerancia a condiciones climáticas estresantes y cambiantes.	Tolerancia a condiciones variables de temperatura y humedad para poder establecerse en sitios degradados y sobrevivir en un clima cambiante
Rasgos que atraen a la fauna	Frutos que atraen fauna dispersadora de semillas. Fuentes de néctar o especies que proporcionan una estructura de hábitat para la fauna
Preocupación por el estado de conservación de la especie (amenaza)	Especies que son raras y son el foco de los esfuerzos de conservación
Probabilidad de establecerse naturalmente	Especies de plantas que es poco probable que colonicen naturalmente
Factible de recolectar y propagar	Aumenta la rentabilidad y la facilidad de restauración
Interés como madera, productos forestales no maderables, o por otras razones económicas o culturales	Proporciona ingresos, alimentos u otros productos, lo que aumenta el incentivo para que los propietarios de tierras planten y mantengan la vegetación.

doras de nitrógeno (capítulo 6) a menudo se incluyen en suelos pobres en nutrientes, como así también las especies sucesionales tempranas de crecimiento rápido aumentan la cubierta vegetal rápidamente y superando a las especies invasoras. De la misma forma, estas especies deberían facilitar el establecimiento de otra flora y fauna a largo plazo en lugar de inhibir la recuperación del sitio.

Eventualmente, si es improbable que las especies sucesionales posteriores colonicen de forma natural, entonces la planificación de plantación debe incluir estas especies o bien la plantación de enriquecimiento debe hacerse más tarde (ver

fig. 9.1). Si bien los esfuerzos de restauración forestal generalmente se enfocan en plantar árboles, también deben incluir una variedad de formas de crecimiento (por ejemplo, especies de sotobosque, epífitas, enredaderas), ya que no hay garantía de que todas colonicen naturalmente. Por defecto, las especies que son comunes y más fáciles de propagar tienden a dominar el conjunto de especies plantadas (Branca-lion et al. 2018; Lesage, Howard y Holl 2018). Otro criterio importante a considerar es si las especies tienen valor cultural o económico para las partes interesadas, lo que aumenta el compromiso de la comunidad con los esfuerzos de restauración (Meli et al. 2014).

La inclusión de *especies exóticas* que no son invasoras como parte de la planificación de plantación inicial es muy controvertida. En ecosistemas altamente degradados, las especies exóticas pueden mejorar las condiciones abióticas degradadas (Whisenant 1999; D'Antonio, August-Schmidt y Fernández-Going 2016). La cebada estéril a menudo se siembra enmarcada en los esfuerzos de restauración ribereña en California ya que proporciona una cobertura del suelo rápida y además controla la erosión, pero no vuelve a rebrotar (Rein et al. 2007).

En la restauración forestal, la plantación de árboles exóticos que brindan una cubierta de dosel rápida también pueden dar sombra a los pastos invasores y otras especies cercanas al suelo que demandan luz, atraer animales que dispersan semillas y proporcionar leña, madera o frutas a los propietarios de tierras (Feyera, Beck, y Lüttge 2002). Sin embargo, antes de que se incluyan especies exóticas en la planificación de plantación, se debe considerar seriamente su potencial de propagación y efectos a largo plazo en el ecosistema, como alterar el ciclo de nutrientes, reducir la disponibilidad de agua o inhibir el establecimiento de especies nativas de sucesión posterior (D'Antonio, August-Schmidt y fernandez-Going 2016).

PAUTAS PARA LA RECOLECCIÓN DE VEGETACIÓN

Las semillas y plántulas de especies más comunes a menudo están disponibles en viveros locales; sin embargo, obtener el conjunto completo de especies o ecotipo deseado (es decir, la subpoblación de una especie adaptada localmente) a menudo requiere que los profesionales recolecten semillas u otro material vegetativo de fuentes locales. La tabla 9.2 resume las recomendaciones para la recolección de semillas o plantas para mantener la diversidad genética y minimizar los efectos de la recolección de semillas en las poblaciones fuente de aquellas especies raras (Vitt et al. 2010; Maschinski y Haskins 2012). Las recomendaciones incluyen recolectar múltiples plantas a través de gradientes ambientales, de diferentes tamaños y durante múltiples días de floración, así como etiquetar claramente las colecciones con toda la información relevante.

Puede ser necesario obtener un permiso de recolección de semillas, según la rareza de la especie y el propietario de las poblaciones de origen. Después de la recolección, la semilla debe almacenarse adecuadamente: protegida de depredadores de semillas y hongos, a baja temperatura y humedad para reducir la actividad

Tabla 9. 2: Recomendaciones para recolectar semillas u otro material vegetal con fines de restauración¹.

- Recolectar un mínimo de 50 plantas para capturar el 95 % de la diversidad genética
- Recolectar a través de gradientes ambientales propios de la especie
- Recolectar tanto del interior del centro de densidad de población como de la periferia, con el fin de asegurar la mayor diversidad genética
- Recolectar incluso las plantas más pequeñas ya que pueden contener variaciones de características que facilitarían el establecimiento en sitios alternativos
- Recolectar material genético en el clímax de madurez de la semilla, o bien recolectar durante varios días
- Recolectar material genético desde el interior de la flor y la rama floral
- No recopilar más del 10–20 % de las semillas disponibles en un día determinado
- Las colecciones individuales deben almacenarse por separado con información detallada de la colección, incluido el nombre de los recolectores, la fecha de la recolección, la información de la localidad (coordenadas GPS) y la información que podría ayudar con la comparación de hábitats, como el tipo de suelo, el terreno y la abundancia de especies de plantas asociadas

¹ Fuente: resumido a partir de Vitt et al. 2010 y Maschinski & Haskins 2012.

biológica y con una etiqueta informativa.

Una pregunta que se ha discutido durante mucho tiempo en la literatura y entre los profesionales de la restauración ecológica es cómo recolectar semillas localmente (Havens et al. 2015). En el pasado, la práctica típica era recolectar semillas lo más localmente posible porque los estudios han demostrado que muchas especies se adaptan a las condiciones del sitio local; por lo tanto, tienen mayores tasas de crecimiento y supervivencia cuando se recolectan en sitios cercanos o en áreas con condiciones abióticas similares (Montalvo y Ellstrand 2000). Sin embargo, determinar cómo recolectar localmente no es una decisión fácil; depende de la biología reproductiva de una especie determinada, las fuentes de semillas disponibles y los objetivos del proyecto. Algunas coníferas pueden dispersar el polen a lo largo de cientos de kilómetros y, por lo tanto, tener una composición genética similar en un amplio rango geográfico, mientras que muchas plantas herbáceas pequeñas solo pueden intercambiar polen o dispersar semillas dentro de los cien metros de una población determinada. Las pautas para las zonas de recolección de semillas están disponibles para algunas especies ampliamente distribuidas o económicamente valiosas (Bower, St. Clair y Erickson 2014), pero quienes administran los recursos naturales generalmente deciden dónde recolectar semillas basándose en gran parte en el juicio profesional y la viabilidad. Si no hay suficientes fuentes de semillas cercanas, entonces recolectan semillas de un área más amplia. Cuando un proyecto tiene como objetivo restaurar una especie rara, y se utilizan poblaciones diferentes, es importante mantener separados los materiales vegetales de esas poblaciones para evitar una mezcla genética.

La cuestión de cómo recolectar localmente semillas y otros materiales vegetales se ha complicado aún más debido al cambio climático. La selección de ecotipos que puedan soportar temperaturas más cálidas, precipitaciones alteradas y patrones de inundación cambiantes será cada vez más importante para asegurar el éxito en el largo plazo. Investigadores y profesionales debaten si recolectar semillas, especies o ecotipos lo más localmente posible, con más probabilidades de adaptarse a las condiciones climáticas futuras, o utilizar una diversidad de especies y ecotipos y dejar que las condiciones del sitio determinen cuáles se adaptan mejor (Breed et al., 2012). 2013; Havens et al. 2015; Prober et al. 2019). Un enfoque cada vez más común es aumentar la capacidad de adaptación "mediante la introducción de plantas de un conjunto diverso de fuentes de semillas para aumentar la probabilidad de que algunas sobrevivan, independientemente de las condiciones abióticas al comienzo del proyecto de restauración y en el futuro (Prober et al. 2019). Otros proyectos tratan de seleccionar material genético que coincida con las condiciones futuras previstas, pero eso puede ser un desafío dada la incertidumbre en los modelos climáticos. Raza et al. (2013) proporcionan un árbol de decisiones sobre cómo obtener material vegetativo en función de la disponibilidad de modelos climáticos e información biológica sobre las especies objetivo, pero sigue siendo difícil dar a quienes administran los recursos naturales reglas generales sobre cómo recolectar localmente.

MÉTODOS DE PROPAGACIÓN DE PLANTAS

Las plantas se pueden introducir en un sitio de varias maneras: como semillas en la capa superior del suelo, a través de esquejes vegetativos o como plantas de diferentes tamaños cultivadas en viveros o silvestres. La elección entre los métodos de propagación depende de la comprensión de la biología reproductiva de las especies objetivo, así como de la escala y los recursos disponibles para el proyecto. Rieger, Stanley y Traynor (2014) brindan una discusión detallada de las ventajas y consideraciones de cada enfoque, que se resumen brevemente en la tabla 9.3. Independientemente de la fuente de material vegetal, los profesionales deben comenzar a planificar proyectos de revegetación con un año o más de anticipación para garantizar que haya suficientes semillas o plantas disponibles de proveedores comerciales o para recolectar y cultivar plantas para un proyecto.

Semillas

La introducción de vegetación mediante siembra directa puede ser rentable porque no requiere instalaciones de vivero ni mano de obra intensiva para cultivar y plantar plántulas. Sin embargo, los inconvenientes en relación a la depredación de semillas, la baja germinación y la mortalidad de plántulas recién germinadas debido a la desecación y la herbivoría pueden resultar en un bajo reclutamiento. Por ejemplo, Holl (2002a) encontró que solo el 0,2 % de las semillas en pastos tropicales abandonados sobreviven para convertirse en plántulas de dieciocho meses.

Por lo tanto, restaurar utilizando semillas requiere grandes cantidades de germoplasma en relación con el número de plantas deseadas. No obstante, la siembra directa generalmente cuesta menos que la revegetación con plantas cultivadas en viveros. En el centro de Brasil, se pueden sembrar mecánicamente hasta 30 hectáreas de bosque tropical cada día a un costo mucho menor que sembrar plántulas (Durigan, Guerin y da Costa 2013).

Las semillas pueden comprarse comercialmente o recolectarse específicamente para un proyecto determinado. Si bien la compra de semillas es logísticamente más fácil, puede ser difícil obtener semillas de todas las especies deseadas y de ecotipos recolectados localmente (Rieger, Stanley y Traynor 2014). Ladouceur et al. (2018) encontraron que sólo el 39 % de las especies de interés para restaurar los pastizales europeos estaban disponibles comercialmente, y este porcentaje es ciertamente mucho más bajo para ecosistemas con iniciativas de restauración que no están tan desarrolladas. El proceso de recolección manual de semillas y limpieza para eliminar la pulpa de la fruta u otras partes que no sean semillas (como vainas o conos) puede llevar mucho tiempo. Además, la cantidad recolectada localmente puede verse limitada por el tamaño de las poblaciones de origen, especialmente en el caso de especies raras. En ese sentido, la cantidad de semillas puede incrementarse cultivando y luego cosechando las colecciones iniciales de una especie en un "invernadero". A medida que la restauración se vuelve más común, crece la cantidad y variedad de semillas disponibles en el mercado. Por ejemplo, en el bosque atlántico de Brasil, la capacitación de una red de recolectores para proporcionar suficientes semillas ha sido esencial para aumentar la escala espacial y la diversidad de árboles de los proyectos de restauración (estudio de caso del bosque atlántico; Brancalion, Viani, Aronson, et al. 2012).

Por otro lado, también es importante conocer la *viabilidad* (potencial de germinación) de las semillas de las especies utilizadas en el proyecto de restauración. Esta información debe proporcionarse para las semillas compradas en el comercio, pero debe probarse si las semillas son recolectadas por el personal del proyecto. La tasa de siembra ideal es altamente específica del sitio y la especie. También debe determinarse en función de la viabilidad de las semillas, y estudios piloto o proyectos de restauración previos en el ecosistema focal. La semilla debe mantenerse lo más pura posible para evitar la introducción de semillas de especies invasoras.

La información sobre la biología de las semillas y las formas de germinación es crucial para seleccionar métodos que maximicen el éxito de la revegetación. La mayoría de las semillas de los sistemas terrestres templados pueden secarse a menos del 5 % de su peso fresco y además pueden almacenarse durante muchos años sin perder su viabilidad. Algunas especies germinan fácilmente, pero otras han desarrollado mecanismos de latencia para asegurar que no germinen cuando las condiciones ambientales son desfavorables. Tales especies a menudo requieren formas de germinación complejas para romper su letargo. Muchas especies de zonas templadas han evolucionado para germinar en primavera y, por lo tanto, deben *estratificarse* (exponerse a un período de temperaturas frías) antes de que

Tabla 9. 3: Ventajas y consideraciones para diferentes tipos de propagación

Técnica	Ventajas	Consideraciones
Siembra directa	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Costo-efectiva, se puede realizar en grandes superficies ▪ Costos menores de propagación y transporte ▪ Las semillas pueden permanecer latentes hasta que las condiciones sean apropiadas ▪ Las poblaciones primarias generalmente incluyen más individuos y diversidad genética ▪ Menor probabilidad de que se propaguen fitopatógenos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Potencial de establecimiento bajo debido a herbivoría de semillas, erosión o baja germinación ▪ Se establecen y crecen más lentamente que las plántulas ▪ Se necesitan una gran cantidad de semillas ▪ Se necesita un gran número de semillas ▪ Se debe tener cuidado al no introducir semillas de malezas
Propagación a partir de plántulas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alta tasa de establecimiento ▪ Se pueden inocular micorrizas en el vivero ▪ Si el establecimiento es mayor, más probable es que las plántulas superen a las especies invasoras 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Se requiere de un invernadero/vivero para cultivar plántulas ▪ Más caro ▪ Las plántulas cultivadas en invernadero pueden experimentar una alteración tras el trasplante, especialmente si se trasplantan a un sitio con condiciones abióticas estresantes ▪ Las plantas bien fertilizadas pueden experimentar una alta herbivoría
Propagación vegetativa (esquejes)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Puede ser de menor costo, dependiendo de los métodos de propagación ▪ En algunos casos, no se necesita de invernadero ▪ Algunas especies se pueden recolectar e inmediatamente trasplantar 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Solo funciona para las especies que echan raíces fácilmente a partir de esquejes; y además, es posible que se requieran de fitohormonas de enraizamiento ▪ A menudo poseen baja diversidad genética ▪ No siempre hay suficiente material de origen y puede causar daños a las plantas
Remediación vegetativa y de suelos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hacer uso del suelo y la vegetación que podrían haber sido destruidos ▪ La recuperación del suelo introduce al ecosistema una comunidad microbiana diversa y un banco de semillas 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A menudo, no hay una fuente de material cercana sin dañar otros ecosistemas ▪ El suelo puede introducir especies no deseadas ▪ Las plantas generalmente requieren riego inmediato

ocurra la germinación. Los primeros trabajos sobre restauración de praderas en el Arboretum de la Universidad de Wisconsin encontraron que la estratificación era necesaria para la germinación del 39 % de las especies y mejoró las tasas de germinación de un 34 % adicional de especies (Greene y Curtis 1950). La duración del día

(es decir, un ciclo de condiciones de luz y oscuridad) y la exposición a la luz solar directa son factores desencadenantes importantes para la germinación de algunas especies. Otras, tienen cubiertas de semillas gruesas y duras, lo que les permite resistir la dispersión en los estómagos de los animales o permitirles persistir en el *banco de semillas del suelo* durante muchos años. A modo de ejemplo, algunas especies de dunas tienen cubiertas de semillas duras que impiden la germinación hasta que se desgastan con el movimiento de la arena. Estas especies necesitan ser *escarificadas*, lo que significa que sus cubiertas de semillas deben desgastarse por medios químicos (por ejemplo, ácido) o mecánicos (por ejemplo, papel de lija) para que puedan absorber agua y germinar. Para las semillas que han evolucionado bajo un régimen de fuego, la exposición a períodos cortos de alta temperatura o los productos químicos del humo de la madera pueden estimular la germinación.

Por el contrario, algunas plantas tienen semillas con alto contenido de humedad (más del 50 %) las que pierden viabilidad si se secan y almacenan. Estas plantas se encuentran a menudo en bosques tropicales húmedos y ambientes acuáticos donde la humedad no es una fuerte restricción para el establecimiento y las semillas germinan fácilmente pero no se pueden almacenar para uso futuro. Dado que muchas plantas no producen semillas todos los años, puede ser un desafío obtener un suministro suficiente de semillas para un proyecto de restauración. Algunos viveros forestales en los trópicos siembran la especie en un suelo bajo en nutrientes y en condiciones de sombra, reduciendo su crecimiento y creando un banco de plántulas para usar en el futuro.

Para distribuir semillas en un sitio de restauración, se utilizan varios métodos. Las semillas pequeñas se pueden dispersar mecánicamente en grandes áreas mediante *hidrosiembra* o siembra con sembradora. Por un lado, la hidrosiembra implica mezclar semillas, nutrientes, mulch y agua y luego rociar la mezcla; la técnica es particularmente útil en terrenos irregulares. En el caso de la siembra con sembradoras, se utilizan tractores con accesorios especializados o sembradoras manuales, en donde se entierra las semillas justo debajo de la superficie del suelo, lo que mejora el contacto entre las semillas y el suelo y, a su vez, reduce la desecación y la pérdida de semillas por erosión o depredación. Las máquinas sembradoras de semillas utilizadas en la producción de cultivos se pueden adaptar para la siembra directa en proyectos de restauración (Durigan, Guerin y da Costa 2013). Cuando las semillas se esparcen directamente sobre la superficie del suelo, a menudo germinan fácilmente, pero existe un mayor potencial de pérdidas por depredación y desecación de las semillas. En casos raros, helicópteros o aviones han dispersado semillas y fertilizantes sobre grandes áreas o paisajes remotos y de difícil acceso (Elliott 2016).

Propagación vegetativa

Algunas especies están adaptadas para rebrotar después de una perturbación o para propagarse vegetativamente. En estas situaciones, la *propagación vegetativa*, es decir, cultivar nuevas plantas cortando ramas, tallos o raíces de otras plantas, es

una buena estrategia. Por ejemplo, varias especies utilizadas para revegetar minas de aluminio a lo largo de la costa occidental de Australia sólo pueden propagarse a través de esquejes o cultivando plantas a partir de tejidos en el laboratorio (Koch 2007). En algunos casos, el material vegetativo se planta directamente en los sitios de restauración y, en otros casos, los esquejes se colocan en un invernadero hasta que desarrollan su sistema radicular. Para ello, es común tomar una pequeña sección de tallo y hojas de pastos o juncos de humedales y luego trasplantar inmediatamente la sección a un sitio restaurado donde las condiciones de alta humedad favorecen el crecimiento de nuevas raíces. En regiones tropicales donde las especies han evolucionado para rebrotar después de huracanes e inundaciones, algunas especies arbóreas se pueden propagar cortando una rama de 1 a 2 metros de un árbol y colocando la rama directamente en el suelo, donde echará raíces y crecerá. Se utiliza un enfoque similar para los sauces (*Salix* spp.) en los bosques ribereños templados, aunque solo algunas especies de árboles pueden desarrollar nuevas raíces y establecerse de esta manera. Dado que el material vegetativo produce clones, es importante tomar esquejes de suficientes plantas para garantizar una alta diversidad genética y minimizar el daño a las plantas individuales.

Plantas cultivadas en viveros

Es común cultivar plantas en un invernadero o comprar plántulas de vivero cultivadas comercialmente y trasplantarlas en el sitio de restauración. Este enfoque reduce las pérdidas por depredación de semillas y la desecación de plántulas recién establecidas, y además optimiza el uso de semillas recolectadas, que pueden ser demasiado costosas o difíciles de obtener en cantidades suficientes para la siembra directa. Las plántulas cultivadas en viveros se pueden producir a partir de semillas recolectadas, esquejes de plantas o plántulas recolectadas en el campo, para luego mantenerlas temporalmente en un invernadero para que se aclimaten a las altas condiciones de alta lumínica típicas de los sitios de restauración.

Las instalaciones de los invernaderos varían desde invernaderos climatizados hasta instalaciones rudimentarias al aire libre que sólo brindan sombra y agua para las plántulas. Cuando las plántulas se cultivan en invernaderos con control de temperatura, sombra, riego regular y fertilización, el *endurecimiento* de las plántulas antes de la siembra puede disminuir el impacto del trasplante y aumentar las posibilidades de supervivencia en el campo. El endurecimiento es el proceso de preparación de las plantas para el estrés del entorno natural al someterlas gradualmente a niveles de luz solar, humedad y temperatura cada vez más realistas en el campo antes de ser trasplantadas.

Cultivar y plantar plántulas generalmente cuesta más que sembrar, pero da como resultado una supervivencia de plantas y una diversidad de especies mucho mayores porque muchas no se establecen bien a partir de semillas en condiciones de campo. Las plantas más grandes tienen una mayor supervivencia, pero son más costosas de cultivar y trasplantar, por lo que se debe usar el tamaño más pequeño posible para que sobreviva en el campo (Rieger, Stanley y Traynor 2014).

Trasplante de suelo o plantas

La recolección de tierra vegetal, plántulas o heno del hábitat existente es otra fuente potencial de material vegetal. El método más deseable para adquirir dicho material es rescatar suelo o plantas de un área antes de la perturbación (p. ej., minería) o de un sitio cercano que está programado para ser despejado (p. ej., un sitio de construcción). Los profesionales de la restauración sólo deben eliminar una pequeña cantidad de suelo o plantas de los ecosistemas intactos y considerar cuidadosamente el efecto en el sitio de origen.

La tierra vegetal puede ser una fuente de semillas de especies nativas, así como de comunidades microbianas. Por ejemplo, al menos 28 especies de plantas se introdujeron con éxito en minas de aluminio recuperadas en Australia mediante la translocación o el almacenamiento y reemplazo del suelo (capítulo 7; Koch 2007). Ferren et al. (1998) informan sobre un esfuerzo exitoso para reintroducir comunidades de plantas y microbios a través de la translocación de pequeñas cantidades de suelo entre humedales remanentes y vanales restaurados en Santa Bárbara, California.

En algunos sistemas forestales, se establecen más plántulas de árboles debajo de un sólo árbol madre de las que sobrevivirán. Estas plántulas y árboles jóvenes se pueden recolectar y trasplantar a sitios de restauración. Sin embargo, pueden sufrir una alta mortalidad si se trasplantan inmediatamente de un sotobosque sombreado a un área abierta con mucha luz y condiciones de temperatura, por lo que deben endurecerse en un vivero antes de plantarse. En los pastizales y prados húmedos europeos dominados por especies nativas, el heno se corta, recolecta y transfiere a los sitios de restauración como fuente de semillas (Klimkowska et al. 2010) y puede servir para reintroducir microorganismos. Cuando se usa heno o tierra para revegetar un área, es fundamental considerar si se transferirán plantas, animales o microorganismos indeseables junto con los organismos focales.

MEJORAR LA SUPERVIVENCIA Y EL CRECIMIENTO DE LAS PLANTAS

La preparación cuidadosa del sitio antes de plantar, con el objetivo de superar las limitaciones del sitio, como los nutrientes, la humedad del suelo y la competencia con especies invasoras, mejora el éxito de la revegetación. Asimismo, la gestión del sitio durante un período prolongado después de la implementación del proyecto aumenta la probabilidad de lograr los *objetivos* del proyecto. Los métodos utilizados para mejorar la supervivencia y el crecimiento de la vegetación son específicos del ecosistema y del sitio. Por ejemplo, en marismas o sistemas de pastos marinos, puede ser necesario asegurar las plantas para que no sean arrastradas por las olas. A continuación analizo brevemente una serie de enfoques comunes.

Preparación del sitio y control de malezas

Donde el relieve y los suelos han sido muy alterados, es poco probable que los esfuerzos de revegetación tengan éxito hasta que se restablezca la *topografía* y el régimen *hidrológico* del sitio (capítulo 6). En sitios dominados por especies invasoras o indeseables que probablemente superen a las especies nativas deseadas, es fundamental implementar métodos de control mucho antes de sembrar o plantar. Se utilizan varios métodos, como herbicidas, siega o recorte y aplicación de *mulch* o cartón para inhibir la germinación del banco de semillas (capítulo 8).

Adaptación de la combinación de especies a las condiciones heterogéneas del sitio

La misma combinación de especies de plantas a menudo se siembra o planta en todo un sitio. Sin embargo, el éxito de la plantación es mayor cuando los profesionales de la restauración realizan evaluaciones detalladas del sitio para caracterizar mejor la variación a pequeña escala en el tipo y la profundidad del suelo, la profundidad del agua subterránea y la posición topográfica antes de desarrollar planes detallados de revegetación. Dichas evaluaciones les permiten elegir las especies que mejor se adaptan a las condiciones locales y aumentar la heterogeneidad del hábitat. En los humedales, eso significa seleccionar las especies plantadas para que coincidan con su posición topográfica y tolerancia a las inundaciones. A lo largo del río Sacramento, por ejemplo, los administradores de tierras plantan pastos y arbustos en suelos arenosos poco profundos y árboles de bosques ribereños donde hay suelos más profundos para sustentarlos (estudio de caso del río Sacramento). Por esta razón, adaptar la combinación de especies de plantación a las condiciones del micrositio no solo aumenta la supervivencia de las plantas, sino que también mejora la restauración de los procesos del ecosistema, como el ciclo hidrológico y de nutrientes (McCallum et al. 2018).

Momento de la revegetación

Para aumentar la probabilidad de éxito del proyecto, los esfuerzos de revegetación idealmente deben programarse para que coincidan con el establecimiento natural y el ciclo de crecimiento de un ecosistema determinado.

En la mayoría de los ecosistemas, esto significa sembrar al comienzo de la temporada de lluvias, lo que reduce la necesidad de riego en ecosistemas en los que las semillas se han adaptado para germinar después de un período de frío invernal, y la siembra en otoño permite que las semillas se estratifiquen naturalmente, mejorando la germinación en primavera. En los sistemas ribereños, las plantas deben sembrarse o plantarse con tiempo suficiente para que se establezcan antes de la temporada de inundaciones, reduciendo así la probabilidad de que sean arrasadas río abajo.

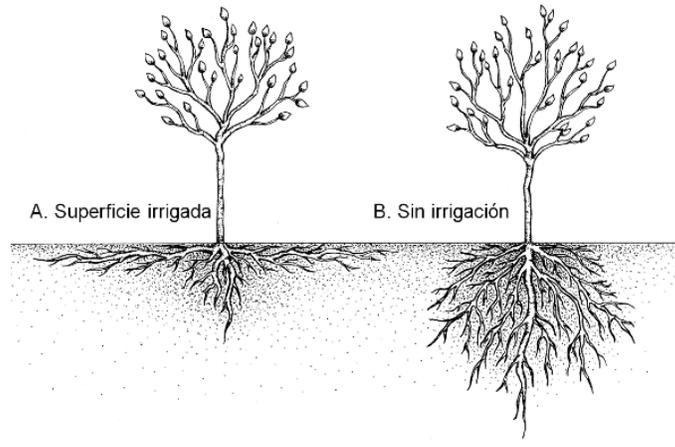


Figura 9. 2: Efecto del riego superficial sobre el crecimiento radicular. (A) Un árbol pequeño que fue irrigado superficialmente, estimulando el crecimiento de raíces cerca de la superficie del suelo. (B) Un pequeño árbol con raíces más profundas típicas de las plantas que no se riegan o se riegan bajo tierra, lo que les permite llegar a fuentes de agua más profundas y sobrevivir períodos secos. Dibujo de A. M. Baca.

Disponibilidad de agua

En sistemas áridos y áreas con precipitaciones estacionales, la disponibilidad de agua suele ser un factor importante que influye en la supervivencia y el crecimiento de las plántulas. El riego durante el primer o primeros años a menudo aumenta la supervivencia de las plantas en proyectos de restauración donde el agua es limitada y la financiación del proyecto es acotado, pero también aumenta los costos de restauración y requiriendo una fuente de agua cercana. Además, el riego debe realizarse con prudencia para que las plantas regadas desarrollen sistemas radiculares profundos los que son necesarios para acceder a las aguas subterráneas a largo plazo (fig. 9.2). Por otro lado, las plántulas de árboles que reciben riego superficial extensivo tienen menos probabilidades de sobrevivir en condiciones secas y son más susceptibles a ser derribadas por el viento. Muchas otras estrategias se utilizan en sistemas áridos para aumentar la humedad del suelo y mejorar la supervivencia de las plantas (Bainbridge 2012). Diferentes tipos de mulch ayudan a mantener la humedad del suelo, la siembra de plántulas en Microcapturas aumenta la humedad del suelo localizada, y los geles sintéticos absorben y luego liberan lentamente la humedad después de las lluvias (Hüttermann, Orikiriza y Agaba 2009). En algunos desiertos y tierras secas, las plantas se cultivan en macetas altas y se plantan en hoyos profundos para fomentar el crecimiento de raíces profundas (Bainbridge 2012).

Disponibilidad de nutrientes e introducción de microorganismos beneficiosos

Los sitios altamente degradados a menudo tienen poca materia orgánica y nutrientes del suelo (capítulo 7), por lo que fertilizar las plantas en el momento de la siembra o una vez que hayan vuelto a crecer las raíces finas que se dañaron durante el trasplante puede mejorar la supervivencia y el crecimiento de las plantas. Los fertilizantes de liberación lenta proporcionan nutrientes a las plantas durante unas pocas semanas o meses y minimizan la escorrentía del exceso de nutrientes. En la mayoría de los casos, los aportes continuos de nutrientes no son recomendables porque la fertilización aumenta los costos y además la fertilización de plantas en suelos naturalmente bajos en nutrientes favorece a las especies invasoras que se aprovechan más rápidamente de los nutrientes adicionales. A su vez las concentraciones elevadas de nutrientes en las hojas de las plantas pueden aumentar la herbivoría.

La reintroducción de microorganismos mutualistas puede mejorar la disponibilidad de nutrientes (capítulo 7). Las micorrizas a menudo colonizan los sitios de restauración de forma natural y mejoran el crecimiento de las plantas al ayudar con la absorción de agua y nutrientes. Para algunas especies de plantas que dependen de las asociaciones de micorrizas, la reintroducción activa de las micorrizas puede ser fundamental para el establecimiento exitoso de las plantas. Las micorrizas y otros microbios pueden introducirse en el suelo de plantas individuales cultivadas en viveros o directamente en el sitio de restauración.

Herbivoría

La depredación de semillas y la herbivoría de plantas pueden ser factores importantes que limitan el establecimiento de plantas, particularmente en sistemas donde los depredadores naturales están ausentes y, por lo tanto, no controlan las poblaciones de insectos o herbívoros vertebrados. La reintroducción de depredadores naturales para regular las poblaciones de herbívoros es la solución más sostenible a largo plazo, pero puede que no sea posible (p. ej., la reintroducción de depredadores mamíferos nativos en áreas urbanas para controlar conejos). Las especies que tienen defensas físicas o químicas naturales contra la herbivoría deben plantarse preferentemente donde la herbivoría es un problema. Otros enfoques incluyen cercar sitios completos y enjaular plantas individuales para excluir a los herbívoros vertebrados. También los insecticidas se pueden usar para reducir la herbivoría, pero tienen efectos negativos potenciales sobre otros organismos en el ecosistema y los seres humanos y, por lo tanto, pueden prohibirse. Donde la depredación de semillas es alta, cubrir las semillas con una capa delgada de tierra o sembrar lo más cerca posible del momento de la germinación puede reducir la depredación.

Manejo adaptativo continuo

El manejo adaptativo mejora la supervivencia y el crecimiento de la vegetación plantada y facilita el establecimiento de otras especies; además, puede tomar la forma de fertilización o riego a corto plazo. Por lo general, incluye alguna forma de control de plantas competitivas y no deseadas a través de cualquiera de los muchos métodos discutidos previamente (capítulo 8), como la eliminación manual, el uso específico de herbicidas o la restauración de un régimen de perturbación que favorece a las especies deseadas. Estas acciones de gestión pueden ser necesarias durante algunos años después de la plantación o pueden ser necesarias de forma continua durante muchos años. También es importante monitorear si se están cumpliendo los objetivos de restauración y luego ajustar las acciones de manejo en curso en consecuencia (capítulo 3).

LECTURA RECOMENDADA

- Bainbridge, David A. 2012. *A Guide for Desert and Dryland Restoration: New Hope for Arid Lands*. Washington, DC: Island Press.
Describe métodos detallados para restaurar tierras áridas.
- Havens, Kayri, Pati Vitt, Shannon Still, Andrea T. Kramer, Jeremie B. Fant, y Katherine Schatz. 2015. "Seed sourcing for restoration in an era of climate change." *Natural Areas Journal* 35:122–33.
Proporciona un resumen reflexivo de las opciones para obtener material vegetal en un clima cambiante.
- Maschinski, Joyce y Kristin E. Haskins. 2012. *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Washington, DC: Island Press.
Revisa proyectos y prácticas de reintroducción de plantas raras, así como lecciones aprendidas para reintroducciones para preservar especies amenazadas por el cambio climático.
- Rieger, John, John Stanley, and Ray Traynor. 2014. *Project Planning and Management for Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.
Discute a fondo las muchas decisiones detalladas que se requieren para planificar e implementar un proyecto de restauración terrestre.
- Rodrigues, Ricardo R., Renato A. F. Lima, Sergius Gandolfi y André G. Nave. 2009. "On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest." *Biological Conservation* 142:1242–51.
Describe métodos detallados para restaurar una comunidad vegetal diversa en el bosque atlántico brasileño.

10. FAUNA

MUCHOS proyectos de restauración ecológica se enfocan en restaurar las condiciones *abióticas*, los *servicios ecosistémicos* y la *composición* de la comunidad vegetal, dejando de lado el importante papel que desempeña una amplia diversidad de fauna en el proceso de recuperación. A menudo, los esfuerzos de conservación y restauración de la fauna se enfocan en especies o grupos de vertebrados grandes y carismáticos, como aves, mamíferos, peces o anfibios. Existen, sin embargo, millones de especies de invertebrados, como insectos, arañas, moluscos, crustáceos y una gran cantidad de fauna del suelo que desempeña importantes funciones ecológicas.

Las interacciones planta-animal influyen fuertemente en el éxito o fracaso de los esfuerzos de restauración (McAlpine et al. 2016). Hay fauna que cumple un rol importante como dispersores de semillas y polinizadores y, por lo tanto, son críticos para el establecimiento y la reproducción de una diversidad de plantas. Por ejemplo, la reintroducción de tortugas gigantes en la isla Española en Galápagos reinició la dispersión de semillas y el reclutamiento de plántulas de un cactus arbóreo en *peligro de extinción* (*Opuntia megasperma* var. *megasperma*; estudio de caso de tortuga de Galápagos). Kaiser-Bunbury et al. (2017) encontraron que la eliminación de arbustos invasores en la República de Seychelles aumentó la riqueza de polinizadores y la interacción de éstos con varias plantas endémicas, lo que a su vez aumentó la producción de frutos. La fauna del suelo, como las lombrices de tierra y los colémbolos, junto con los mamíferos excavadores, mejoran la estructura del suelo y aumentan la infiltración del agua (capítulo 6). Como ejemplo en el mar, los arrecifes de coral forman pólipos (pequeños animales invertebrados relacionados con las anémonas de mar) que forman grandes colonias de coral que sirven de hábitat a muchos otros organismos marinos. Los pólipos a su vez, establecen una relación de mutualismo con las *zooxantelas* (organismos unicelulares que realizan la fotosíntesis).

Algunos proyectos de restauración de fauna se enfocan sólo en una especie individual de interés para la conservación, como por ejemplo un vertebrado carismático, mientras que otros proyectos se concentran en restaurar las características del hábitat para los grupos de fauna objetivo. En ese sentido, los esfuerzos de restauración de fauna generalmente utilizan uno o más de los tres enfoques generales,

que se analizarán en este capítulo: (1) reducir los impulsores específicos de la disminución de la población de fauna; (2) mejorar la cantidad y calidad del hábitat, o (3) reintroducir especies de animales individuales. Las dos primeras estrategias deben emplearse antes de reintroducir especies, pero eso a menudo no sucede.

REDUCCIÓN DE LOS IMPULSORES DE LA DISMINUCIÓN DE LA FAUNA

Un primer paso para restaurar un ecosistema y la fauna que allí habita, es identificar y remover, o al menos reducir, la causa de *degradación inicial* (capítulo 1). En algunos casos este paso por sí solo es suficiente para impulsar la recuperación del tamaño de la población de fauna. Si bien el cambio de uso del suelo es una de las principales causas de la disminución de la fauna, también existen otras, como la sobreexplotación, la depredación y la competencia con especies invasoras, y los productos químicos tóxicos.

La caza furtiva y la pesca excesiva han provocado una disminución importante de numerosas especies de fauna en todo el mundo. Aunque muchas especies continúan siendo sobreexplotadas, hay algunas historias de éxito donde el manejo ha permitido que las poblaciones se recuperen. En el oeste de Groenlandia, las poblaciones de eider común (*Somateria mollissima*), un gran pato marino, aumentaron en un 212 % durante siete años después de que se redujera la duración de la temporada de pesca (Merkel 2010). Por otro lado, en los últimos años se ha establecido un número cada vez mayor de áreas marinas protegidas y zonas de veda para la pesca, lo que ha ayudado en la recuperación de especies y mejorando la conservación de las poblaciones de peces a largo plazo. Thaman et al. (2017) compilaron el conocimiento ecológico tradicional de las distribuciones históricas de especies junto con estudios recientes de campo en Fiji, para demostrar que después del establecimiento de un área protegida marina que fue administrada localmente, más de 300 especies de moluscos fueron vistas por primera vez en cuarenta años o registraron un aumento en su tamaño poblacional.

Otra causa frecuente de mortalidad de fauna, particularmente en las islas, son los depredadores *invasores no nativos* (capítulo 8). Por ejemplo, la introducción de la serpiente arbórea marrón (*Boiga irregularis*) tuvo un papel fundamental en la extinción y drástica disminución de la población de muchas especies de aves pequeñas, mamíferos y lagartijas en Guam y otras islas del Pacífico (Fritts y Rodda 1998). Si bien luego de la extinción de ciertas especies, la eliminación de los depredadores no nativos no revertirá la tendencia, varios ejemplos muestran que las poblaciones de las especies objetivo se recuperan después de la *erradicación* o reducción de las especies depredadoras. Por ejemplo, la organización no gubernamental Island Conservation ha eliminado gatos, zorros, cabras y otros animales exóticos invasores de más de 60 islas en todo el mundo, lo que ha beneficiado a las poblaciones de numerosas aves marinas, lagartijas, plantas y pequeños mamíferos *nativos* (Island Conservación 2017). De la misma forma, la eliminación de depredadores invasores de los lagos mediante la pesca o estrategias químicas ha beneficiado a especies de peces nativos. A modo de ejemplo, la intensa pesca de la invasora perca del Nilo

(*Lates niloticus*) en el lago Victoria en África ha permitido aumentos en la población de algunas de las cientos de especies de peces que sufrieron disminuciones drásticas tras la introducción de este pez (Witte et al. 2000).

Por otro lado, los productos químicos tóxicos en el medio ambiente afectan negativamente tanto a la fauna terrestre como acuática. Cuando los contaminantes son un factor importante en la disminución de la población de fauna, el primer paso para restaurar estos hábitats es reducir el uso de estos químicos (capítulo 7). Por ejemplo, la reducción de las emisiones de sulfato en Noruega redujo las concentraciones de aluminio como así también la acidez de los ríos. Esto mejoró la calidad del agua, y en consecuencia, provocó aumentos en las poblaciones sensibles de invertebrados acuáticos (Raddum, Fjellheim y Skjelkvåle 2001). En el subcontinente indio, las poblaciones de buitres se redujeron en un 99,9 % entre 1992 y 2007 debido al diclofenaco, un fármaco antiinflamatorio utilizado por los veterinarios, que envenena a los buitres cuando consumen cadáveres de animales tratados con este fármaco (Cuthbert et al. 2014). Debido a esto, la disminución de buitres condujo a una acumulación de cadáveres de animales, particularmente de los 65 millones de vacas que mueren cada año en la India pero que no son consumidos por humanos por motivos religiosos, junto con un explosivo aumento de las poblaciones de ratas. Desde entonces, el diclofenaco ha sido prohibido en India, Nepal, Bangladesh y Pakistán, lo que ha ayudado a estabilizar las poblaciones de buitres en algunas regiones, sin embargo el fármaco aún se distribuye ilegalmente.

RESTAURACIÓN DE LA ESTRUCTURA DEL HÁBITAT

La estrategia más común de restauración de fauna es restaurar la calidad del hábitat, para alentar a especies o grupos de fauna específicos a recolonizar un sitio. Este enfoque, que ha tenido un éxito variable, asume que si se restauran ciertas características del hábitat (tabla 10.1), la fauna recolonizará el lugar. Las fallas de esta estrategia se derivan en parte del escaso conocimiento de las complejas necesidades de hábitat de las especies individuales y los grupos de fauna, así como de factores a escala del paisaje, como el tamaño pequeño del parche de hábitat y la falta de conectividad con las poblaciones de origen (capítulo 5).

Restaurar el hábitat requiere proporcionar todos los recursos y condiciones abióticas que necesita un organismo. Muchas especies necesitan un hábitat heterogéneo que proporcione diferentes recursos, según la época del año o la etapa de su ciclo de vida (Morrison 2009). En el caso de las mariposas, éstas necesitan plantas anfitrionas para su estadio larval, así como fuentes de néctar y áreas abiertas para la termorregulación de los adultos.

La culebra de agua nómada del norte de México (*Thamnophis eques megalops*) usa el hábitat del borde de los humedales durante la época cálida del año, pero pasa más tiempo en hábitats de tierras altas rocosas durante el invierno cuando es menos activa (Sprague y Bateman 2018).

Tabla 10. 1: Necesidades de hábitat para grupos de fauna específicos¹

Variable del hábitat	Mamíferos	Aves	Reptiles	Insectos	Fauna edáfica	Peces	Invertebrados acuáticos
ABIÓTICA							
Temperatura del suelo, aire o del agua	■	■	■	■	■	■	■
Sombra dada por rocas	■		■		■		
Calidad del suelo o del agua - nutrientes, tóxicos, pH	■	■	■	■	■	■	■
Textura del suelo, compactación, materia orgánica.					■		
Humedad del suelo			■	■	■		
Salinidad del agua	A ²	A				■	■
Turbidez del agua	A	A	■			■	■
Nivel de agua/tasa de flujo	A	A	■	■		■	■
Sustrato del cauce			■			■	■
VEGETACIÓN							
Cobertura del dosel - árbol o arbusto	■	■	■	■	■	■	■
Cobertura del suelo - herbácea o hojarasca	■	■	■	■	■		
Fuentes de alimento - frutas, hojas, néctar.	■	■	■	■	■	■	■
Especies de plantas hospedantes individuales				■			
Acumulación de restos orgánicos (terrestres), grandes desechos leñosos (ríos) para sombra y hábitat de nidación	■	■	■			■	
INTERACCIONES DE ESPECIES							
Disponibilidad de presas	■	■	■	■	■	■	■
Control de especies invasoras - depredación o competencia	■	■	■	■		■	■
Control de Enfermedades	■	■	■			■	
Presencia de especies mutualistas	■	■	■	■	■	■	■
PAISAJE							
Presencia de fuentes de agua.	■	■	■	■		■	■
Hábitat de anidación/desove	■	■	■	■		■	
Conectividad/proximidad a la población de origen	■	■	■	■	■	■	■
Tamaño del parche de hábitat - rango de hogar suficiente y tamaño de la población	■	■	■			■	
Heterogeneidad del hábitat - múltiples tipos de hábitat para diferentes etapas de vida o usos.	■	■	■	■	■	■	■

¹ La lista incluye las variables más importantes para diferentes grupos.² A = sólo para especies acuáticas.

Muchos organismos acuáticos utilizan diferentes hábitats para las etapas juvenil y adulta de su ciclo de vida. Si bien los esfuerzos de restauración tienden a centrarse en restaurar el hábitat que necesita una parte del ciclo de vida de una especie de fauna, también se necesitan esfuerzos coordinados para restaurar aquellos hábitats que cubran todas las etapas de la historia de vida de una especie.

La mayoría de las veces, los proyectos de restauración se enfocan en restaurar características específicas del hábitat consideradas importantes para grupos o especies particulares (ver tabla 10.1). Por ejemplo, una estructura vertical y horizontal compleja de árboles y arbustos proporciona un hábitat para un conjunto diverso de aves, mientras que muchos insectos necesitan plantas hospedadoras específicas.

La restauración de ríos a menudo se enfoca en mejorar el hábitat de los peces eliminando barreras al movimiento, creando estanques como refugios frente a las altas temperaturas y restaurando la vegetación ribereña. La instalación de troncos y desechos leñosos en los sistemas terrestres y acuáticos proporciona sombra y áreas protegidas para la anidación de muchas especies. En el caso de los ecosistemas de arrecifes costeros, se pueden colocar varias estructuras (por ejemplo, bloques de cemento, valvas de ostras, rocas) para mejorar la cantidad de sustrato firme disponible para el asentamiento de larvas de ostras y pólipos de coral (Ferrario et al. 2014).

Mientras que la mayoría de los esfuerzos centrados en el hábitat tienen como objetivo restaurar grupos de fauna (p. ej., aves frugívoras, peces anádromos), algunos proyectos tienen como objetivo restaurar la calidad del hábitat para especies individuales. Existe mucha investigación que se ha centrado en restaurar el hábitat del pájaro carpintero de cresta roja (*Picoides borealis*) en los bosques de pinos de hoja larga en el sureste de los Estados Unidos. Los métodos incluyen la restauración de una estructura vegetativa adecuada mediante el adelgazamiento de la vegetación o el restablecimiento del régimen de incendios, así como la creación de cavidades para nidos y su protección para que otras especies de pájaros carpinteros no los agranden (Conner, Rudolph y Walters 2001). Mientras que estos esfuerzos se centran en el pájaro carpintero de cresta roja, también se benefician a otras especies de pastizales de pino, así como a algunas aves migratorias neotropicales (Wilson, Masters y Buckenhofer 1995). En otro ejemplo, el número de crías de alca rinoceronte (*Cerorhinca monocerata*), un ave marina que vive en pequeñas islas frente a la costa oeste de América del Norte, aumentó cuando se instalaron estructuras de nidificación de cerámica para proteger sus nidos subterráneos del pisoteo de los leones marinos (*Zalophus californianus*) (Beck et al. 2015; ver [el sitio web de Oikonus Ecosystem Knowledge para materiales gráficos](#)). La restauración de la calidad de hábitat es un enfoque necesario pero insuficiente para restaurar la fauna ya que ésta sólo colonizará un sitio de restauración si no hay barreras para la dispersión y si existe una población de origen dentro de la distancia de dispersión de la especie.

Las estrategias para mejorar el movimiento de la fauna incluyen la ubicación de sitios de restauración cerca de las poblaciones de origen, la restauración de *corredores ecológicos*, y el manejo de las coberturas de suelo para aumentar la conec-

tividad del paisaje (capítulo 5; Morrison 2009; McAlpine et al. 2016). Por ejemplo, las lagartijas de collar del este (*Crotaphytus collaris collaris*) tienen una estructura de metapoblación y viven en un hábitat rocoso abierto distribuido irregularmente entre una matriz boscosa en el noreste de Ozarks, Missouri. Sin embargo, las poblaciones translocadas no colonizaron un hábitat adecuado a aproximadamente 50 metros de distancia, ya que la supresión de incendios en la zona dio como resultado un sotobosque denso y boscoso (Templeton, Brazeal y Neuwald 2011). Después de que se habilitaron claros de bosque mediante quemadas controladas, las lagartijas se movieron entre los diferentes parches de hábitat, reconectando a la población. Como era de esperar, la restauración del hábitat para el mosquero saucero del suroeste (*Empidonax traillii extimus*), un ave en peligro de extinción nativa del suroeste de los Estados Unidos, ha tenido más éxito en sitios más cercanos a las poblaciones de origen (estudio de caso de eliminación de tamariscos).

Si no se pueden eliminar las barreras al movimiento de la población, los esfuerzos de restauración deben apuntar a proporcionar rutas alternativas. Por ejemplo, las “escaleras” para peces y canales de derivación pueden permitir que las especies de peces que migran río arriba pasen por las presas para desovar. En los ecosistemas terrestres, se han instalado pasos subterráneos y en elevación para permitir que la fauna silvestre cruce las calles de manera segura (Taylor y Goldingay 2012; consulte el sitio web del libro para ver fotos de estructuras que mejoran el movimiento de la fauna).

En el caso de las especies de fauna más grandes, éstas necesitan un área de hábitat lo suficientemente grande para asegurar poblaciones viables (capítulo 5). Para las especies que tienen una área de distribución extensa o para las que un solo sitio de restauración no proporciona parte de sus necesidades de hábitat, la restauración y el manejo del uso del suelo deben coordinarse entre múltiples propietarios para tener éxito. A modo de ejemplo, a lo largo de la costa sur de Oregon, la Coos Watershed Association ha coordinado la investigación y restauración entre propietarios privados, agencias gubernamentales y la academia, a lo largo de 2.800 hectáreas y 88 kilómetros de arroyos para mejorar la calidad del hábitat de varias especies de peces de preocupación por su estado de conservación (Wright y Souder 2018). De manera similar, el Servicio de Conservación de Recursos Naturales de los EE. UU. ha trabajado de manera proactiva con más de 1.300 predios en más de 5 millones de hectáreas (un área del tamaño de Costa Rica) en el oeste de los Estados Unidos para mejorar el hábitat del urogallo de las artemisas (*Centrocercus* spp.) a través del manejo del fuego, el control de especies invasoras y la restauración del hábitat, en un esfuerzo por evitar que dos especies de urogallos puedan estar en peligro de extinción (Departamento de Agricultura de EE.UU. 2016).

La fauna con grandes áreas de distribución a menudo cruzan fronteras de países, por lo que la restauración exitosa requiere también de la coordinación conjunta a través de las fronteras políticas, lo que en la práctica es difícil (Kark et al. 2015). Socios gubernamentales y no gubernamentales en India y Nepal han estado trabajando en una estrategia a gran escala para conservar y restaurar la conectividad del paisaje para las poblaciones de tigres (*Panthera tigris*) que cruzan sus fronteras

(Wikramanayake et al. 2010). La restauración de especies migratorias de larga distancia es un desafío particular porque sus hábitats de origen son distantes entre sí. Setenta y siete países y la Unión Europea forman parte del Acuerdo sobre la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias de África y Eurasia, cuyo objetivo es coordinar los esfuerzos para proteger y restaurar el hábitat de 255 aves migratorias que dependen de los humedales (Kark et al. 2015).

REINTRODUCCIONES DE UNA SOLA ESPECIE

Otro enfoque común para la restauración de la fauna, tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos, es la *reintroducción* o translocación de especies individuales para mejorar su estado de conservación o promover procesos para la recuperación del ecosistema, también conocida como *rewilding* (Seddon et al. 2014; Swan et al. 2016). En la mayoría de los casos, son especies en peligro de extinción o animales grandes, carismáticos, que tienen un impacto sustancial en la cadena alimentaria u otros procesos ecológicos clave. Por ejemplo, la reintroducción del lobo gris (*Canis lupus*) en el gran ecosistema de Yellowstone en el noroeste de los Estados Unidos ha tenido efectos complejos en varias poblaciones de fauna, la dinámica vegetacional y la morfología de los ríos. En este caso los lobos redujeron el pastoreo de alces en arbustos y árboles ribereños (Beschta y Ripple 2016; East 2017), y el rebrote de la vegetación favoreció a las poblaciones de castores, que alteran el cauce del río que va serpenteando a través de la construcción de la presa.

Algunos animales se reintroducen a partir de esfuerzos en cautiverio, en donde los individuos se crían en cautiverio, junto a su camada, antes de su liberación (Morrison 2009). Este enfoque requiere un amplio conocimiento sobre las técnicas de cría de fauna. También implica entrenar a los animales en los comportamientos necesarios, como la caza y evitar a los depredadores. Por ejemplo, el entrenamiento para emitir una llamada de alerta en respuesta a los depredadores previo a la liberación de perritos de la pradera de cola negra (*Cynomys ludovicianus*) juveniles criados en cautiverio, aumentó su supervivencia posterior a la liberación (Shier y Owings 2006).

En otros casos, las especies se traslocan o trasladan desde poblaciones existentes a nuevos sitios, lo que tiende a ser más exitoso que la reintroducción de crías en cautiverio, ya que los animales han aprendido los comportamientos necesarios para sobrevivir en la naturaleza. A modo de ejemplo, entre 1997 y 2006, se gastaron 3,5 millones USD en la translocación de 218 lince canadienses (*Lynx canadensis*), una especie de felino de tamaño mediano, desde poblaciones en Canadá y el norte de Wyoming a Colorado, EEUU. En 2013, se estimó que la población de Colorado era de 200 a 300 individuos, los que incluían lince de tercer linaje. Es por esto la relevancia de considerar los efectos de eliminar individuos de la población donante. Otra preocupación es alejar a los animales lo suficiente para que no regresen a sus poblaciones de origen (Destro, De Marco y Terribile 2018).

En algunos casos, los animales se liberan en la naturaleza sin el apoyo humano posterior (liberación dura), pero con mayor frecuencia se utiliza la liberación sua-

ve. En las liberaciones suaves, los animales reciben comida durante un tiempo limitado para permitirles la transición, lo que ha demostrado que aumenta el éxito de los esfuerzos de reintroducción (Fischer y Lindenmayer 2000). En otros casos, los animales que fueron recuperados del comercio ilegal de mascotas, como primates, loros y reptiles, son reintroducidos, particularmente si originalmente fueron criados en la naturaleza y se conoce el área de donde fueron recolectados (Banes, Galdikas, y Vigilant 2016).

Por lo general los esfuerzos de reintroducción se llevan a cabo una vez que las poblaciones ya son bastante pequeñas, por lo que es importante considerar cómo establecer una población con suficiente diversidad genética para minimizar la depresión endogámica y mantener una población viable a largo plazo (capítulo 5; Galápagos estudio de caso de tortuga). Algunos esfuerzos de translocación tienen como objetivo aumentar el tamaño de la población o la diversidad genética de las poblaciones existentes en lugar de establecer nuevas poblaciones (Corlett 2016). Por ejemplo, varias hembras de puma de Texas (*Puma concolor stanleyana*) fueron trasladadas a Florida para aumentar la variación genética y reducir la depresión endogámica en la pantera de Florida (*Puma concolor coryi*), la que se encuentra en peligro crítico de extinción (Hedrick y Fredrickson 2010).

Los esfuerzos de reintroducción de fauna suelen ser bastante costosos. Es usual que los costos oscilen entre los 10.000 y los 20.000 USD por animal, como en el ejemplo anterior del lince de Canadá. No obstante, muchos esfuerzos de reintroducción no han tenido éxito por varias razones (Fischer y Lindenmayer 2000; Destro, De Marco y Terribile 2018).

En primer lugar, en casos como en el de los buitres asiáticos, los impulsores de la disminución de la población original no se han resuelto por completo (Fischer y Lindenmayer 2000; Destro, De Marco y Terribile 2018) o bien los animales se reintroducen en lugares con baja calidad de hábitat. Por ejemplo, los esfuerzos para trasladar al weta gigante (*Deinacrida mahoeuui*), un grillo no volador que es nativo de Nueva Zelanda y crece hasta 10 centímetros de largo, han tenido resultados mixtos (Watts y Thornburrow 2009).

El éxito se ha determinado en gran medida por si los roedores depredadores invasivos fueron erradicados antes de la reintroducción del grillo, dado que los depredadores invasivos son la causa principal de la disminución de la población. En Canadá, Estados Unidos y varios países europeos, se restauraron grandes poblaciones de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) mediante la reintroducción de aves criadas en cautiverio. Particularmente, estos esfuerzos tuvieron éxito porque se eliminó la causa principal de la disminución poblacional: debido a que los halcones peregrinos pueden vivir en paisajes urbanos donde anidan en los techos de edificios altos y debajo de los puentes, los pesticidas reducían el grosor de la cáscara del huevo.

En segundo lugar, muchos esfuerzos de reintroducción de fauna fallan debido al conocimiento insuficiente sobre la biología de las especies focales. En los primeros intentos de reintroducir el gallo de la pradera de Attwater (*Tympanuchus cupido*

Tabla 10. 2: Factores que aumentan el éxito de los esfuerzos de reintroducción de fauna¹

- Eliminación o reducción de la causa de disminución de la población
- Mayor número de individuos introducidos
- Proporción sexual adecuada de los animales introducidos
- Población de origen silvestre en lugar de criada en cautiverio
- Los lanzamientos suaves más exitosos que los lanzamientos duros
- Liberación en el área central de la población
- Los herbívoros tienen más éxito que los carnívoros
- Compromiso a largo plazo con el esfuerzo de reintroducción
- Lanzamientos en varios años
- Supervisión y gestión continua

¹ Fischer & Lindenmayer 2000, Morrison 2009, Destro et al. 2018.

attwateri), el cual se encuentra en peligro de extinción en Texas, las aves se morían de hambre a pesar de la disponibilidad suficiente de alimentos. Solo entonces investigadores se dieron cuenta de que los gallos de la pradera habían sido criados con granos y no habían desarrollado el complemento completo de microbios necesarios para digerir su dieta típica de vegetación, semillas e insectos (Griffin 1998). Debido a esto, es importante incluir la investigación y el monitoreo como parte de los proyectos de reintroducción de fauna.

Revisiones sistemáticas han resaltado otros varios factores que aumentan el éxito de la reintroducción de la fauna, como la reintroducción en el núcleo en lugar de la periferia del rango de una especie, la translocación de especies de una población silvestre en lugar de la reintroducción de la cría en cautiverio, y la consideración de manejo a largo plazo (tabla 10.2; Fischer y Lindenmayer 2000; Morrison 2009). La reintroducción de fauna, particularmente de depredadores de distribución extensa, puede ser controvertida debido al temor de dañar tanto a las personas como a animales domésticos. Por esto, un componente crítico de tales esfuerzos es comprender el conocimiento y las opiniones locales sobre los animales (p. ej., Maheshwari, Midha y Cherukupalli 2014; Lopes-Fernandes, Espírito-Santo y Frazão-Moreira 2018) para que el diseño de los programas educativos y de otro tipo se desarrollen para aumentar la aceptación pública. Por ejemplo, varios programas de reintroducción de carnívoros ofrecen compensación financiera o material a los ganaderos que pierden ganado a causa de los depredadores; Sin embargo, estos programas han tenido un éxito mixto y deben adaptarse a las comunidades locales (Maheshwari, Midha y Cherukupalli 2014).

Mejorar los esfuerzos de restauración de la fauna. A pesar de los fuertes vínculos entre la recuperación de fauna y plantas, la integración de la restauración de animales y plantas es la excepción y no la regla (McAlpine et al. 2016), lo cual es una preocupación dada las numerosas interacciones planta-animal que afectan la recuperación del ecosistema. En el futuro, los planes de restauración deben considerar las interacciones entre las condiciones abióticas, los microbios, las plantas y los animales a una escala suficiente para todas las especies a fin de mejorar la probabilidad de éxito de la restauración (McAlpine et al. 2016; Hale et al. 2019).

Monitorear el éxito de la restauración de la fauna es un desafío. En primer lugar, los animales son móviles y, a menudo, reservados, por lo que puede ser necesaria una observación exhaustiva para determinar si están utilizando un hábitat restaurado. En segundo lugar, se necesitan observaciones detalladas para determinar cómo utilizan los animales el hábitat restaurado. ¿Viven principalmente en hábitats adyacentes y simplemente pasan rápidamente por el sitio, o los sitios restaurados les brindan todos los recursos necesarios para que se reproduzcan y establezcan una población viable a largo plazo? Hal et al. (2019) informan que solo el 11 % de los estudios de restauración de fauna miden parámetros relacionados con la aptitud (p. ej., actividades de reproducción, reproducción o supervivencia). Por otro lado, una gran preocupación es que los sitios restaurados puedan servir como una trampa ecológica donde la fauna se siente atraída por el hábitat pero donde la calidad general del hábitat es deficiente, lo que reduce la aptitud de la población. Por ejemplo, la instalación de estructuras para posarse para lagartijas puede aumentar su riesgo de depredación por parte de depredadores aviares (Hawlena et al. 2010). Aunque los ejemplos demostrados de hábitats restaurados que reducen la viabilidad de la población son pocos, se necesita un seguimiento a largo plazo y más observaciones del comportamiento animal junto con la reproducción en los sitios restaurados para evaluar mejor la calidad del hábitat e identificar los recursos críticos para mejorar los esfuerzos futuros de restauración de la fauna (Lindell 2008; Hale et al. 2019).

Otra diferencia entre la restauración animal y vegetal es la sociabilidad animal, que puede influir fuertemente en el éxito de la restauración. En el caso de los perritos de las praderas de cola negra, éstos son muy sociables y viven en grupos familiares. Aunque la mayoría de las translocaciones de perros de las praderas no han tenido éxito, la translocación de perros de las praderas en grupos familiares aumentó la supervivencia cinco veces (Shier 2006). Una colonia de aves marinas de más de trescientos araos comunes (*Uria aalge*) fue extirpada de un afloramiento rocoso a lo largo de la costa norte de California luego de un derrame de petróleo a principios de la década de 1980, y por tanto los araos no recolonizaron el área durante más de una década. En 1996, se colocaron señuelos de arao en la isla y sus vocalizaciones se escucharon en voz alta desde los parlantes; las aves marinas regresaron a la roca el mismo día y se han quedado desde entonces (US fish and Wildlife Service 2012). Estos ejemplos ilustran la importancia de considerar las interacciones sociales de la fauna para diseñar estrategias exitosas de restauración de la fauna.

LECTURA RECOMENDADA

- Corlett, Richard T. 2016. "Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world." *Trends in Ecology and Evolution* 31:453–62.
Revisa las controversias sobre la reintroducción de poblaciones de fauna que viven actualmente y que se han extinguido anteriormente.
- Lindell, Catherine A. 2008. "The value of animal behavior in evaluations of restoration success." *Restoration Ecology* 16:197–203.
Discute por qué es importante monitorear el comportamiento animal y el uso del hábitat en los proyectos de restauración.
- Morrison, Michael J. 2009. *Restoring Wildlife*. Washington, DC: Island Press.
Proporciona una revisión exhaustiva de cómo restaurar y monitorear el hábitat para la vida silvestre.

11. LEGISLACIÓN

INDEPENDIEMENTE de las diversas motivaciones para emprender iniciativas de restauración ecológica (capítulo 2), la mayoría de los proyectos se llevan a cabo dentro de un contexto regulatorio complejo. La regulación incluye leyes que exigen la restauración después de ciertas acciones degradativas para el medio ambiente, así como incentivos para la restauración voluntaria y acuerdos internacionales (Mansourian 2017), los cuales no sólo proporcionan un motor y una guía para la restauración, sino que también institucionalizan la obligación de compensar la *degradación* ambiental como norma social (Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017). Las políticas regulatorias se aplican a muchos actores y en una variedad de contextos; algunas se aplican sólo a actores gubernamentales, otras responsabilizan a corporaciones e individuos por actividades que causan daños ambientales, e incluso los individuos o miembros de organizaciones no gubernamentales que voluntariamente realizan actividades de restauración a menudo están sujetos a regulaciones.

Estas reglamentaciones no sólo exigen llevar a cabo acciones restaurativas, sino que también restringen cómo se lleva a cabo la restauración. Por ejemplo, los proyectos de restauración de ríos en los Estados Unidos casi siempre requieren permisos del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EE.UU (US Army Corps) debido a la Ley de Agua Limpia de 1972. Los proyectos de restauración deben considerar los posibles impactos ambientales negativos, al igual cuando proyectos de obras civiles quieren construir viviendas y carreteras. A modo de ejemplo, en la costa de California se eliminó una pequeña represa para restaurar el caudal y permitir el paso de la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), una especie en peligro de extinción. Sin embargo, la remoción destruyó humedales detrás de la represa que eran el hábitat de la rana de patas rojas de California (*Rana draytonii*), otra especie protegida por la Ley de Especies en Peligro de los Estados Unidos. Este conflicto requirió la creación de un hábitat sustituto para la rana, lo que complicó enormemente el proyecto. Es por esto que es importante que los profesionales de la restauración conozcan bien los requisitos legales para la restauración de especies y ecosistemas en su región, así como los permisos asociados necesarios para emprender actividades restaurativas (capítulo 3).

Si bien aquí se discute brevemente los tipos de acuerdos internacionales y le-

Tabla 11. 1: Ejemplos de acuerdos internacionales que mencionan la restauración de ecosistemas¹

Acuerdo	Año ²	Requerimiento
Convención de Ramsar	1971	Proteger y restaurar humedales de importancia internacional
Convención del Patrimonio Mundial	1972	Proteger y restaurar el hábitat dentro de las reservas de biosfera
Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales	1979	Restaurar el hábitat de animales migratorios
Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación	1994	Rehabilitar tierras áridas
Convención de Diversidad Biológica	1992	Rehabilitar y restaurar el 15 % de los hábitats degradados para 2020. Más adelante se establecerán Metas Aichi más específicas
Alianza Mundial sobre Restauración de Bosques y Paisajes y Desafío de Bonn	2011	Restaurar 150 millones de hectáreas de bosques en todo el mundo para 2020 y 350 millones de hectáreas para 2030

¹ Estos acuerdos internacionales y muchos más se describen en detalle en Telesetsky et al. (2017)

² El año indicado es el primer año en que se estableció el acuerdo. En algunos casos, los acuerdos se han actualizado y ampliado.

gislación estadounidense relevante para la restauración ecológica, no se proporciona una discusión extensa sobre regulaciones de tipo particular, dado que las leyes específicas y su aplicación varían según el país y el municipio. También destaco algunos desafíos para legislar las acciones de restauración, notando dónde los enfoques han sido más o menos efectivos junto con sugerencias de cómo se podría mejorar la legislación.

CONTEXTO

Los primeros acuerdos internacionales (tabla 11.1) y leyes estadounidenses (tabla 11.2) que pedían la restauración de ecosistemas dañados se instituyeron hace aproximadamente cincuenta años, y el número ha aumentado dramáticamente desde entonces. A nivel internacional, estos acuerdos generalmente no son vinculantes, y la definición de restauración suele ser vaga (Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017), por lo que sirven más como un marco aspiracional que como un conjunto de objetivos exigibles. Sin embargo, esos acuerdos pueden proporcionar orientación e incentivos para la legislación nacional. Por ejemplo, la Convención sobre la Diversidad Biológica (CDB), que surgió de la Cumbre de Río en 1992, pe-

día ampliamente la *rehabilitación* y restauración de los hábitats degradados. Luego, en el 2010 le siguieron las metas Aichi, cuyo objetivo es la restauración del 15% de los hábitats degradados para 2020, las que se han incorporado a algunos planes nacionales de restauración (Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017). Los mecanismos de aplicación de estos acuerdos a nivel internacional son limitados, por lo que, en última instancia, las leyes se aplican a nivel regional (en el caso de algunas iniciativas de la Unión Europea), nacional, estatal o local; no obstante, el grado de aplicación varía. En el caso de las leyes, las que a menudo se establecen a nivel nacional, tienen requisitos específicos y el cumplimiento varía según el estado o la provincia. Por ejemplo, el estado de São Paulo, en Brasil, ha definido estándares claros de recuperación de la vegetación para evaluar el cumplimiento de los agricultores con la Ley Nacional de Protección de la Vegetación Nativa; sin embargo, los otros 26 estados del país aún no han establecido estándares mínimos (Chaves et al. 2015).

La mayoría de la legislación vinculada a la restauración establece requisitos para restaurar tipos de hábitats específicos, como bosques, humedales o sistemas áridos (véanse las tablas 11.1 y 11.2). A modo de ejemplo, la Convención Internacional de Ramsar y la Ley de Agua Limpia de los EE.UU. protegen los humedales debido a su alto valor de hábitat y los múltiples servicios ecosistémicos que brindan a los humanos, como la purificación del agua y el control de inundaciones. Algunas leyes, como la Directiva de Aves de la Unión Europea y aquellas sobre especies en peligro de extinción en varios países (ver tabla 11.2), se enfocan en restaurar el hábitat y las poblaciones de especies específicas de interés. En otros casos, las regulaciones se enfocan en establecer la responsabilidad por la restauración luego de ciertas actividades ambientalmente degradativas como la minería o los derrames de petróleo (ver tabla 11.2).

Un problema recurrente con la legislación sobre restauración ecológica es que la definición y los objetivos específicos de la restauración a menudo están mal articulados (Palmer y Ruhl 2015; Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017). Los proyectos de restauración de ecosistemas comúnmente se enfocan más en restaurar servicios específicos, como el control de inundaciones y el almacenamiento de carbono, en lugar de restaurar la composición de la comunidad (Palmer y Ruhl 2015). Además, el término restauración se ha utilizado para referirse a una variedad de actividades, desde la revegetación de áreas erosionadas con una consideración mínima para la cual se plantan especies, hasta los esfuerzos que apuntan a restaurar el conjunto completo de especies que estaban presentes antes de la perturbación (capítulo 2). Por lo tanto, es fundamental definir claramente cómo se utilizan los términos en la legislación y cómo se evaluará el éxito de proyectos específicos.

TIPOS DE LEGISLACIÓN

A continuación, se describen diferentes enfoques para legislar sobre restauración ecológica, que incluyen la prevención del daño ambiental, exigir a la parte responsable que restaure un sitio determinado, o emprender otras acciones para

compensar la destrucción del hábitat y proporcionar fondos para la restauración. Cada uno de ellos es ilustrado con ejemplos.

Legislación preventiva

Aunque no cae estrictamente bajo la rúbrica de restauración, el enfoque más efectivo para conservar los ecosistemas es, en primer lugar, protegerlos. Este enfoque se basa en el principio de precaución, que exige no emprender una acción o evaluar cuidadosamente las alternativas si existe un daño potencial para la salud humana o el medio ambiente. Por ejemplo, muchos países regulan la importación y el transporte de especies que tienen el potencial de volverse invasoras porque está claro que los esfuerzos para prevenir el establecimiento de especies invasoras son los más rentables (capítulo 8). Dados los múltiples problemas que han tenido Australia y Nueva Zelanda con especies invasoras, estos países ahora tienen leyes preventivas particularmente estrictas (capítulo 8; Boonstra 2010; eschen et al. 2015).

Asimismo, en Estados Unidos, la Ley de Agua Limpia de 1972 regula las descargas de contaminantes en las vías fluviales “para mantener la integridad química, física y biológica de las aguas de la nación”. Como resultado, los proyectos de restauración que aumentan temporalmente la erosión durante las actividades de movimiento de tierras deben obtener permisos de descarga y tomar medidas para minimizar la entrada de sedimentos en las vías fluviales, como realizar trabajos durante la estación seca y usar acolchados (*mulch*) o geotextil para el control de la erosión.

Establecimiento de obligaciones de restauración

Muchas leyes establecen una obligación, para el estado o para las partes interesadas, como empresas privadas o propietarios, de llevar a cabo la restauración u otra mitigación compensatoria (discutida más adelante) para revertir o minimizar el efecto de las actividades que han dañado los ecosistemas o especies. Estas leyes tienen como objetivo garantizar que la responsabilidad y los costos de restauración sean asumidos por quién degrada, siguiendo el principio estándar en la legislación ambiental de “quien contamina paga” o en este caso, “quien degrada paga” (Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017). Esta obligación se puede aplicar por impactos ambientales pasados (p. ej., fugas en tanques de almacenamiento de productos químicos que contaminan los ríos), acciones anticipadas (p. ej., minería, construcción) o posibles daños futuros (p. ej., derrames de petróleo).

Del mismo modo, numerosas leyes establecen requisitos para la restauración de tipos de hábitats específicos. Por ejemplo, la Ley de Protección de la Vegetación Nativa de Brasil de 2012 (siguiendo leyes anteriores de 1934 y 1965) requiere que los propietarios privados mantengan del 20 al 80% (según el tipo de vegetación y la región) de sus tierras con vegetación nativa y mantengan fajas de amortiguamiento, con el mismo tipo de vegetación, a lo largo de vías fluviales (estudio de caso

Tabla 11. 2: Ejemplos¹ de diferentes tipos de leyes nacionales o regionales² que requieren restauración

Ley	Año	País	Requerimientos relacionados con restauración
Ley de Bioseguridad	1993	Nueva Zelanda	Mandatos de protección y mejora del estado de los ecosistemas acuáticos
Ley para el Fomento de la Restauración de la Naturaleza	2002	Japón	Pide una base científica sólida y la participación de las partes interesadas en los proyectos de restauración
Ley de Conservación de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres	1992	Japón	Preserva las especies en peligro de extinción de la fauna y la flora silvestres, así como el entorno natural del que dependen esas especies
Ley de protección de especies en peligro de extinción	1992	Australia	Promueve la recuperación de especies y comunidades ecológicas en peligro o vulnerables
Ley de Protección de la Vegetación Nativa	2012	Brasil	Requiere que los propietarios de tierras conserven o restauren un cierto porcentaje de bosque en sus tierras y mantengan zonas de amortiguamiento forestal a lo largo de las vías fluviales
Directiva Marco del Agua	2000	Unión Europea	Mandatos de protección y mejora del estado de los ecosistemas acuáticos
Ley Federal Alemana de Conservación de la Naturaleza	1976	Alemania	Requiere que el contaminador que causa un impacto inevitable en el paisaje minimice el impacto y luego compense los efectos restantes
Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos	2012	Colombia	Mejora la evaluación de impactos ambientales, la recuperación de pasivos ambientales y las compensaciones ambientales por pérdida de biodiversidad vinculadas a proyectos ambientalmente licenciables
Ley de Recuperación y Control de Minería de Superficie	1977	Estados Unidos	Requiere el desarrollo de un plan de recuperación antes de la extracción de carbón a cielo abierto y la publicación de un bono de garantía ambiental que se devuelve cuando el plan de recuperación se ha completado con éxito
Ley de Control de la Contaminación por Petróleo	2000	Estados Unidos	Asigna la responsabilidad por la limpieza después de los derrames de petróleo

¹ Nótese que muchos países tienen tipos similares de legislación² Para la Unión Europea.

del bosque atlántico; Brancalion et al. 2016). En el caso que la cobertura de los ecosistemas nativos haya descendido por debajo de los requisitos mínimos, los propietarios deben restaurar ecosistemas de bosques, sabanas o pastizales nativos en un plazo de veinte años. En el caso de Europa, la Directiva de Hábitats de la Unión Europea de 1992 exige la restauración del hábitat para la flora y la fauna con un enfoque en sitios dentro de la red Natura 2000 de áreas protegidas en la UE (Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017).

Muchos países también cuentan con legislación que exige la rehabilitación del hábitat después de proyectos mineros, de vertederos u otras actividades degradativas severas. Estos esfuerzos se conocen comúnmente como remediación, porque generalmente se enfocan en recuperar los servicios del ecosistema, como controlar la erosión y mejorar la calidad del agua, en lugar de restaurar completamente el hábitat. Sin embargo, ocasionalmente, los proyectos de remediación en minas tienen como objetivo restaurar un conjunto diverso de especies nativas. A las empresas mineras a menudo se les exige que describan un plan de recuperación detallado antes de dar inicio al proyecto. Para algunos tipos de minería en Estados Unidos, las empresas deben depositar un bono de garantía ambiental, que es dinero que se retiene durante el proyecto y sólo se libera después de que se completa el plan de recuperación y éste se considera exitoso (Gerard 2000). Esta fianza ayuda a garantizar que la restauración se complete realmente porque una parte o la totalidad de la fianza se puede retener si la recuperación se considera inadecuada.

Mitigación compensatoria

Muchos países tienen leyes que requieren que los propietarios evalúen y compensen (lo que se conoce como mitigación compensatoria o compensaciones) los efectos de los proyectos que destruyen hábitats, especies o procesos deespecíficos de los ecosistemas (Maron et al. 2016; Cliquet 2017). Estas compensaciones a menudo consisten en acciones para restaurar hábitats o mejorar poblaciones de especies de interés, que es el enfoque de los ejemplos que se detallarán a continuación, aunque también existen otros tipos de compensaciones.

La mitigación es el término más amplio, y se refiere a una secuencia de acciones que apuntan a reducir los impactos ambientales de un proyecto. La secuencia de mitigación incluye evitar el daño ambiental en la mayor medida que se considere posible, minimizar los impactos del proyecto y compensar o contrarrestar los impactos que no se pueden evitar, ya sea en el mismo sitio o en otro diferente. Por ejemplo, la Ley de Política Ambiental Nacional de EE.UU de 1970 supone que todos los impactos deben evitarse o minimizarse antes de que la creación o restauración del hábitat se considere una compensación por los impactos. La Directiva de Hábitats de la Unión Europea requiere que la figura a cargo del desarrollo de un proyecto demuestre el interés público primordial del propósito específico de dicho proyecto; esto antes de iniciar tanto el proyecto como las medidas de compensación asociadas (Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017).

En la mayoría de los casos, estas leyes priorizan la restauración del hábitat o la

adopción de otras medidas para mejorar las poblaciones de especies de interés en el sitio donde tiene lugar la acción degradativa. Un enfoque alternativo es el banco de mitigación (también conocido como banco de hábitat), mediante el cual la parte responsable de causar la degradación ambiental le paga a un tercero para que lleve a cabo acciones de protección, manejo o restauración del hábitat en otro sitio (Marsh, Porter y Slaveson 1996). El banco de mitigación tiene el potencial de resultar en proyectos de restauración de hábitats más grandes que son implementados por grupos con mayor experiencia (Galatowitsch y Zedler 2014). En la práctica, sin embargo, la “acumulación de mitigación” a menudo resulta en una pérdida neta de área de hábitat cuando se permite la protección del hábitat existente como compensación por la destrucción del hábitat o cuando fallan los proyectos de restauración (Brown y Lant 1999; National Research Council 2001). Además, los bancos de mitigación pueden estar ubicados lejos del sitio de degradación ambiental, por lo que las poblaciones humanas, florales y faunísticas directamente impactadas por el daño pueden no recibir beneficios directos (BenDor, Sholtes y Doyle 2009). La Convención Internacional Ramsar (ver tabla 11.1) requiere un enfoque de tres pasos para evitar daños a los humedales: mitigar en el sitio y luego, como última opción para conservar los humedales, mitigar fuera del sitio.

Diversos autores han cuestionado si restaurar el hábitat para compensar las pérdidas que tienen lugar en otros lugares proporciona los mismos valores de hábitat y procesos y servicios ecosistémicos que el hábitat original (p. ej., Maron et al. 2016; Schoukens y Cliquet 2016; May et al. 2017). A la fecha, la mayoría de los estudios respaldan la conclusión de que la mitigación compensatoria no está funcionando. A modo de ejemplo, la Sección 404 de la Ley de Agua Limpia de EE.UU y el Memorando de Entendimiento posterior, exigen la mitigación de cualquier humedal que se degrade o destruya. Una revisión de estos proyectos mostró que, en promedio, los esfuerzos de mitigación sólo compensaron aproximadamente el 20% de los procesos del ecosistema que fueron destruidos (Consejo Nacional de Investigación 2001) debido a una combinación de proyectos que no se implementaron, proyectos fallidos y la falta de seguimiento de los resultados. De manera similar, May, Hobbs y Valentine (2017) encontraron que pocos proyectos de compensación de rehabilitación y restauración en Australia Occidental demostraron los resultados deseados. No obstante, dada la necesidad de equilibrar la demanda de usos humanos y los esfuerzos para conservar ecosistemas y especies, las políticas de mitigación compensatorias están muy extendidas. Las futuras políticas de mitigación compensatoria deben establecer objetivos claros, monitorear el éxito e incluir planes de contingencia para acciones correctivas si no se logran los objetivos (capítulo 4; May, Hobbs y Valentine 2017) para que los proyectos realmente proporcionen los servicios ecosistémicos previstos.

Proporcionar fondos para la restauración

Muchas leyes de restauración a nivel nacional, estatal o provincial y municipal comprometen fondos públicos para la restauración del hábitat y detalles sobre có-

mo se gastará el dinero (capítulo 12). Por ejemplo, la Ley de Planificación, Protección y Restauración de Humedales Costeros de EE.UU, aprobada inicialmente en 1990 y renovada y ampliada desde entonces, requiere que el estado de Luisiana priorice e implemente proyectos de restauración en humedales costeros y asigne fondos federales y estatales para estos esfuerzos. Si las leyes proporcionan financiación pública para un determinado tipo de hábitat en una región, entonces se deben evaluar los costos y beneficios relativos de los diferentes proyectos para utilizar de manera más eficiente los fondos de restauración, los cuales son limitados (capítulo 12).

DESAFÍOS PARA LEGISLAR LA RESTAURACIÓN

Diseñar una legislación adecuada, eficaz y aplicable es un desafío. En primer lugar, las leyes deben establecer objetivos específicos que se requieren para su cumplimiento (capítulo 4). No obstante, como se analiza en el capítulo 5, los ecosistemas naturalmente muestran una alta variabilidad en sus tasas de recuperación.

Por otro lado, la elección de un ecosistema de referencia es compleja; más aún la elección de un “punto final” apropiado para las condiciones futuras debido al rápido cambio de las condiciones climáticas (capítulo 3). El desafío es crear leyes que tengan objetivos claros y requieran un cierto nivel de restauración, al mismo tiempo que reconozcan la variabilidad natural de los ecosistemas, permitiendo flexibilidad para adaptar los esfuerzos de restauración a las condiciones locales.

Un segundo desafío son las metas en conflicto (capítulo 3). Como se señaló anteriormente, la legislación sobre especies en peligro de extinción en muchos países tiene como objetivo restaurar las poblaciones y los hábitats de las especies de interés, lo que puede estar en conflicto con los mandatos para restaurar ciertos tipos de ecosistemas. Por ejemplo, en el río Colorado, las descargas controladas de agua de la represa Glen Canyon apuntan a restaurar los patrones de deposición de sedimentos y el hábitat para la vegetación nativa y de peces. Estas liberaciones se gestionan de forma adaptativa para minimizar los efectos negativos sobre el caracol ámbar de Kanab (*Oxyloma haydeni kanabensis*) (especie en peligro de extinción), y otras especies de preocupación las que viven debajo de la presa y que podrían verse perjudicadas por los altos caudales (Meretsky, Wegner y Stevens 2000).

En tercer lugar, el marco político temporal es mucho más corto que el tiempo que la mayoría de los ecosistemas necesitan para recuperarse, lo que incentiva el éxito a corto plazo. Por ejemplo, el éxito de la recuperación de una mina de carbón a cielo abierto en el sureste de los Estados Unidos generalmente se evalúa después de cinco años sobre la base del porcentaje de cobertura vegetal y la densidad de los árboles. El bosque de esta región, sin embargo, tarda décadas en recuperarse. Por esta razón, plantar especies de gramíneas de rápido crecimiento, junto con una o unas pocas especies de árboles con altas tasas de supervivencia, con el objetivo de cumplir con los requisitos, puede inhibir la recuperación a largo plazo de la vegetación de sucesión posterior (capítulo 9; Holl 2002b). Idealmente, la legislación debería exigir el establecimiento de objetivos de proyecto específicos que se eva-

lúen a intervalos predefinidos a lo largo del proceso de recuperación y que además se extiendan en el futuro.

Un cuarto desafío para regular la restauración es la propiedad de la tierra, que afecta fuertemente el éxito y la longevidad de los proyectos de restauración (Mansourian 2017). Es más fácil responsabilizar a los terratenientes públicos o privados por sus acciones a través de la legislación cuando la propiedad es evidente que cuando no lo es. Es decir, en los casos en que la propiedad de la tierra es comunal o poco clara, es difícil identificar a una parte responsable del daño ecológico y responsabilizar a esa parte por la restauración.

La aplicación de la restauración es otra preocupación importante con respecto a la legislación. Aunque las leyes de restauración y conservación casi siempre tienen buenas intenciones, la pregunta clave es qué tan bien se aplican. Las revisiones sistemáticas sobre la efectividad de la restauración exigida por ley muestran algunos éxitos, pero más a menudo, la evidencia indica que los esfuerzos de restauración están muy por debajo de los objetivos. A modo de ejemplo, se encuentra la ambiciosa restauración de la vegetación nativa exigida por los diversos Códigos forestales brasileños se ha aplicado débilmente en la mayor parte de Brasil (Brançalion et al. 2016).

En muchos casos, no se conoce bien el grado de cumplimiento de las leyes individuales, dados los problemas crónicos relacionados con el monitoreo, la presentación de informes y el mantenimiento de registros deficientes. Debido a esto, para que las leyes sean efectivas, las sanciones por incumplimiento deben ser lo suficientemente grandes como para proporcionar un incentivo a la parte responsable para cumplir, y esas sanciones deban hacerse cumplir.

MEJORANDO LA LEGISLACIÓN DE RESTAURACIÓN FUTURA

Claramente, hay mucho margen de mejora en la forma en que se diseñan las leyes y políticas de restauración, así como en la forma en que se implementan y hacen cumplir. La evaluación de un amplio conjunto de legislación sugiere algunos pasos clave para mejorar los resultados en el futuro. En primer lugar, como se señaló anteriormente, es fundamental definir claramente cómo se utilizan los términos específicos y qué metas y objetivos medibles pretende lograr la legislación. En segundo lugar, para aumentar el éxito y minimizar los efectos secundarios no deseados, la legislación debe incorporar la mejor información disponible basada tanto en estudios científicos como en proyectos de restauración anteriores. Este objetivo se puede lograr consultando tanto a investigadores e investigadores, como a expertos en restauración al desarrollar la legislación, y además exigir la revisión por pares de los planes del proyecto como parte de la legislación. También, se debe exigir a quienes administran los recursos naturales que resuman y compartan públicamente los resultados de sus esfuerzos de restauración, tanto para garantizar la rendición de cuentas como para mejorar los futuros esfuerzos de restauración.

La legislación también debe exigir un seguimiento para evaluar si se han logrado los objetivos e incentivos para garantizar que se tomen medidas correctivas

si no se cumplen, con el objetivo de completar el ciclo de gestión adaptativa (capítulo 4; May, Hobbs y Valentine 2017). Idealmente, el monitoreo debe ser realizado por un tercero independiente, pagado por la institucionalidad ambiental a cargo y no por el grupo responsable de la restauración. Esto aumenta la probabilidad de una evaluación rigurosa del cumplimiento de los objetivos, ya que la persona que supervisa el proyecto no tiene un interés personal en si el proyecto se considera exitoso. Finalmente, los sitios restaurados deben protegerse a perpetuidad. Muchas leyes y acuerdos internacionales establecen objetivos sobre la cantidad de tierra que se debe restaurar, pero no aseguran si esos ecosistemas permanecerán a largo plazo. Reid et al. (2019) encontraron que el 50 % del área forestal en recuperación en Costa Rica se volvió a despejar en 20 años, lo que destaca la importancia de la protección y el monitoreo a largo plazo de los ecosistemas restaurados para garantizar que brinden los valores de conservación y los servicios ecosistémicos, como el suministro de agua y almacenamiento de carbono, lo que motivan su restauración.

LECTURA RECOMENDADA

- Cliquet, An. 2017. "International law and policy on restoration." En *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, editado por S. K. Allison y S. D. Murphy, 381–400. London: Routledge.
Resume las leyes y políticas internacionales relacionadas con la restauración ecológica.
- Mansourian, Stephanie. 2017. "Governance and restoration." En *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, editado por S. K. Allison y S. D. Murphy, 401–13. London: Routledge.
Revisa los problemas de gobernanza relacionados con la restauración ecológica.
- Telesetsky, Anastasia, An Cliquet, y Afshin Akhtar-Khavari. 2017. *Ecological Restoration in International Environmental Law*. London: Routledge.
Proporciona una discusión detallada de las leyes y acuerdos ambientales internacionales relacionados con la restauración ecológica.

12. PAGAR POR LA RESTAURACIÓN

AUNQUE existen muchas barreras biofísicas y sociales para la *restauración ecológica* (capítulo 2), el financiamiento insuficiente es una limitante importante ya que la restauración suele ser cara. La restauración del río Kissimmee (caso de estudio) costó casi 5 millones USD por kilómetro de río. Bayraktarov et al. (2016) informaron que el costo medio para la restauración costera marina fue de aproximadamente 80.000 USD por hectárea (en dólares de 2010), aunque el costo de los proyectos individuales varió mucho según el país y el tipo de ecosistema (p. ej., manglares frente a arrecifes de coral). Otros proyectos de restauración son considerablemente más baratos, particularmente cuando hay menos ingeniería inicial, preparación del sitio y más dependencia de los voluntariados. Sin embargo, incluso para los métodos de restauración más baratos, los costos aumentan rápidamente dada la gran escala de restauración propuesta en algunos proyectos, especialmente los que subyacen a partir de acuerdos internacionales (capítulo 11). Pistorius y Freiberg (2014) estiman que cumplir con las metas Aichi de restaurar el 15 % de los hábitats degradados en todo el mundo, costaría entre 45.000 millones USD y 75.000 millones USD. Incluso en el escenario de más bajo costo, éste varía entre 500 a 1.500 USD por hectárea. No obstante, en la mayoría de los casos, los ecosistemas restaurados brindan beneficios a los humanos que superan con creces los costos de la restauración (De Groot et al. 2013).

La restauración incurre en una gran cantidad de gastos, incluidos los salarios de quienes participan en la planificación, la coordinación de las *partes interesadas* y la gestión del proyecto; equipo, materiales, transporte y dotación de personal para la preparación y construcción del sitio; adquisición e introducción de plantas o animales; y *mantenimiento y monitoreo* del sitio. A menudo es necesario comprar tierras o compensar a los propietarios por los ingresos perdidos por el uso de sus tierras para otras actividades generadoras de ingresos. Los costos de monitoreo deben incluirse en los presupuestos del proyecto, junto con el financiamiento para contingencias cuando la restauración no se desarrolla de acuerdo con el plan, aunque rara vez se dispone de este tipo de gasto (Bayraktarov et al. 2016; Iftekhar et al. 2017).

En este capítulo se analiza, en primer lugar, la justificación para invertir sumas sustanciales de dinero en restauración. Luego me dirijo a las posibles fuentes de

financiamiento y termino discutiendo varias estrategias para recaudar y asignar fondos para la restauración de manera más efectiva.

BENEFICIOS DE INVERTIR EN RESTAURACIÓN

Aunque los proyectos de restauración suelen ser costosos, pueden proporcionar enormes beneficios a los seres humanos. Muchos esfuerzos de restauración a gran escala, en particular aquellos con financiamiento público, se justifican en función de los servicios ecosistémicos que brindan a la sociedad, como el control de inundaciones, el almacenamiento de carbono y la reducción del riesgo de peligros costeros (Aronson, Milton y Blignaut 2007; De Groot et al. 2013; Ferrario et al. 2014). Asimismo, el financiamiento para el control de especies invasoras se ha centrado en la eliminación de especies que tienen claras consecuencias económicas negativas, como plantas e insectos que reducen la productividad agrícola u organismos acuáticos que obstruyen los sistemas de toma de agua de las centrales eléctricas.

Cada vez más el financiamiento de la restauración se justifica dado que los ecosistemas restaurados brindan ciertos *servicios ecosistémicos* a los humanos de manera más económica que las alternativas de ingeniería. Por ejemplo, Ferrario et al. (2014) informan que el costo medio de instalar rompeolas para reducir los peligros costeros en las regiones tropicales es de 21.000 USD por metro, mientras que restaurar los arrecifes de coral para brindar un servicio similar cuesta un orden de magnitud menor (1.300 USD por metro). La restauración de bosques tropicales se ha sugerido repetidamente como uno de los enfoques más rentables para el secuestro de carbono, aunque el financiamiento disponible ha sido mucho menor de lo previsto (Brancalion et al. 2017). En este sentido, la restauración de los bosques brinda numerosos servicios adicionales a los humanos además del almacenamiento de carbono, como mejorar la calidad del agua y proporcionar productos madereros y no madereros (Ding et al. 2017).

En algunos casos, el valor de estos servicios ecosistémicos se traduce directamente en financiamiento para la restauración a través de pagos por servicios ecosistémicos ofrecidos a agricultores o propietarios como incentivo para administrar sus tierras para brindar servicios ecosistémicos específicos. Costa Rica tuvo uno de los primeros programas de a los propietarios de tierras para conservar y restaurar bosques (Pagiola 2008). El financiamiento de este programa proviene de los impuestos nacionales sobre los combustibles fósiles y el agua, así como del financiamiento internacional del Banco Mundial, y de países individuales para promover la conservación de la biodiversidad, la calidad del agua y el almacenamiento de carbono.

En los últimos años, varios países han ejecutado programas de pagos por servicios ecosistémicos que respaldan la restauración. La restauración es también una oportunidad en torno a la generación de empleo, la capacitación y las oportunidades económicas que crea (Van Wilgen y Wannenburg 2016), especialmente en comunidades rurales alejadas de los centros urbanos. Los programas comunitarios, como la restauración de manglares en Sri Lanka (Wickramasinghe 2017), compran

plántulas de viveros locales y emplean a miembros de la comunidad para plantar y mantener plántulas (estudio de caso de manglares asiáticos). Ben Dor et al. (2015) estiman que por cada trabajo de restauración creado hay un multiplicador de trabajo de 1,5 a 3,8 trabajos adicionales creados en la economía.

Si bien es más fácil defender las grandes inversiones en restauración cuando los beneficios económicos se pueden cuantificar fácilmente, otros beneficios de la restauración de ecosistemas son más difíciles de medir, como por ejemplo la conservación de especies y servicios culturales, los valores emocionales asociados con la estética, el orgullo comunitario, y el sentido de custodia que provienen de experimentar y proteger los espacios naturales. Por otro lado, los usos culturales de un área pueden mejorarse a través de la restauración, como suele ocurrir con la caza y la pesca, la recreación y el mantenimiento de los lugares sagrados para las comunidades indígenas. Todos estos usos pueden ser motivadores importantes para invertir tiempo y dinero en restauración ecológica (capítulo 1), pero son difíciles de cuantificar monetariamente. Un método comúnmente utilizado para valorar los beneficios intangibles de la restauración es la *valoración contingente*, un enfoque en el que se encuesta a las personas sobre su disposición a pagar para conservar o restaurar un ecosistema o especies específicas (Holl y Howarth 2000; Iftekhhar et al. 2017). No obstante, sigue siendo difícil traducir toda la gama de valores que los seres humanos otorgan a los ecosistemas intactos en valores monetarios específicos para invertir en la restauración de los ecosistemas, e incluso si estos beneficios se cuantifican, no garantiza que se obtendrá financiamiento.

¿QUIÉN PAGA LA RESTAURACIÓN?

Los proyectos de restauración son financiados por una variedad de fuentes, dependiendo de si una de las partes es responsable de la *degradación* anterior, los *objetivos* y la escala del proyecto de restauración, y quién se beneficia o está dispuesto a pagar por la restauración (fig. 12.1; Holl y Howarth 2000). A continuación se describen brevemente las fuentes más comunes de financiamiento junto con ejemplos.

Financiamiento por parte responsable

Si un individuo, grupo de personas, empresa o agencia gubernamental es claramente responsable de la degradación de un ecosistema dado, entonces esa parte debe pagar por la restauración (ver fig. 12.1). Muchas leyes se basan en el principio de “quien degrada paga” (capítulo 11), como las que protegen especies o hábitats específicos amenazados o en peligro de extinción, o que regulan tipos de actividades (por ejemplo, la minería).

Estas leyes responsabilizan a la parte involucrada por los costos totales del daño ambiental y la restauración. Por ejemplo, en el estudio de caso de Younger Lagoon, el propietario debe pagar los costos de restauración para cumplir con varias leyes estadounidenses que protegen los hábitats y las *especies amenazadas* (ver

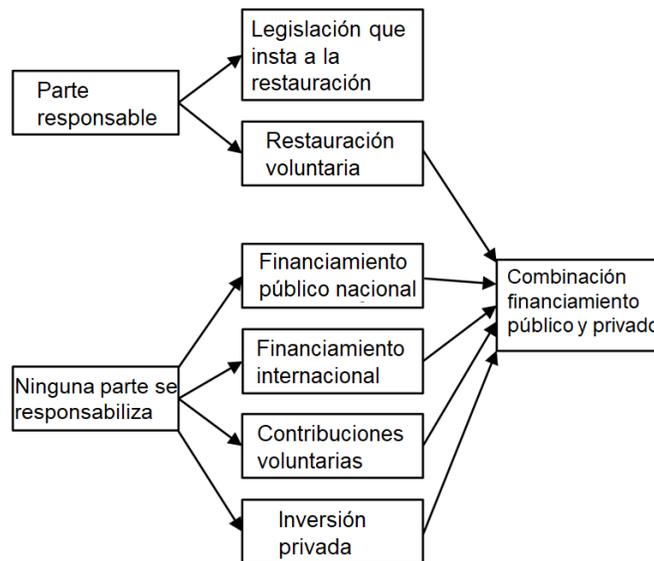


Figura 12. 1: Fuentes de financiación para la restauración. En el texto se proporcionan ejemplos de cada tipo de financiación. Modificado de Holl y Howarth 2000.

tabla 3.1; capítulo 11). Idealmente, esta rendición de cuentas debe garantizarse mediante una *garantía ambiental* antes de que ocurra el daño ambiental y debe incluir además un sistema claro de sanciones por incumplimiento (capítulo 11; Costanza y Cornwell 1992; Gerard 2000). La responsabilidad financiera o el incentivo para completar con éxito el proyecto debe ser lo suficientemente grande como para garantizar un intento razonable de restaurar el ecosistema. Aunque la mayor parte de la restauración emprendida por la parte responsable de la degradación se lleva a cabo debido a mandatos legislativos, algunas partes emprenden la restauración voluntariamente debido al deseo de mejorar el suelo o los recursos hídricos, mejorar la imagen pública de una empresa o cumplir un sentido de responsabilidad ética (Telesetsky 2017). Por ejemplo, CEMEX, una empresa cementera internacional, firmó el Compromiso de Negocios y Biodiversidad de Cancún comprometiéndose a trabajar para conservar la biodiversidad (Telesetsky 2017). Además de emprender proyectos de rehabilitación de canteras, CEMEX ha administrado una reserva privada de 140.000 hectáreas en la frontera entre Estados Unidos y México para proteger y restaurar el hábitat de especies amenazadas como el borrego cimarrón del desierto (*Ovis canadensis nelson*). Por otra parte, pequeños propietarios también eliminan especies invasoras y replantan vegetación nativa en sus tierras para restaurar el hábitat, la calidad del agua y los valores estéticos. A menudo, los propietarios de tierras o las organizaciones reciben incentivos financieros del gobierno para la restauración voluntaria (discutido a continuación).

Aunque la parte responsable debe pagar por la restauración, este principio

puede ser difícil de llevar a la práctica. En muchos casos, la degradación de un ecosistema ocurrió hace tanto tiempo que es difícil identificar a la parte responsable. Además, el daño ambiental a menudo es causado por los efectos acumulativos de diversas empresas pequeñas o individuos, lo que hace imposible declarar culpable a una de las partes. Por ejemplo, rara vez es posible identificar a una sola parte que sea responsable de la introducción de una especie invasora, la que posteriormente requiere un alto costo y esfuerzo para eliminarla. Del mismo modo, en el caso de contaminantes de fuentes difusas, como heces de animales, aceite de motor y fertilizantes para el césped, la descarga distribuida por muchas personas causa problemas de calidad del agua en áreas urbanas; sin embargo, “nadie” tiene la culpa. Dado lo anterior, se necesitan otras fuentes de financiamiento en los casos en que es difícil asignar la responsabilidad por el daño ambiental o cuando la parte que causó la degradación no es responsable de la restauración (ver fig. 12.1).

Financiamiento público nacional

En algunos países comúnmente se utilizan los impuestos para pagar la restauración. En otros casos, se gravan materias primas y manufacturas específicas o acciones que dañan el medio ambiente para reflejar sus costos ambientales. Este enfoque es útil para internalizar algunos de los costos de las actividades degradantes y proporcionar un precio que refleje con mayor precisión el verdadero costo ambiental. Por ejemplo, bajo el Programa Nacional de Subsidios para la Conservación de Humedales Costeros del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EE.UU, los impuestos específicos sobre la venta de equipos de pesca, lanchas a motor y combustible para embarcaciones menores, ayudan a pagar la adquisición y restauración de pantanos costeros. Más recientemente, algunos países y municipios están adoptando políticas para poner un precio a las emisiones de carbono que podrían usarse para financiar la restauración. En el caso de California, los bosques ribereños restaurados almacenan suficiente carbono en las primeras dos décadas después de la restauración, de modo que los pagos a través de las políticas de emisiones de carbono en este estado son suficientes para pagar la restauración ecosistémica, si la tierra ya es foco de conservación (Matzek, Puleston y Gunn 2015).

Muchos proyectos de restauración a gran escala están financiados por impuestos generales que no se enfocan en la causa específica de la destrucción. Por ejemplo, el Proyecto de Restauración del Río Kissimmee (estudio de caso del Río Kissimmee) es apoyado principalmente por fondos de los contribuyentes tanto a nivel nacional como estatal. En este caso, irónicamente, el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EE.UU., una agencia gubernamental financiada por los contribuyentes, causó el daño original. De manera similar, muchos esfuerzos de control de especies invasoras y otros proyectos de restauración a pequeña escala, cuentan con el apoyo de los presupuestos de las agencias de manejo de recursos naturales nacionales y municipales.

Las iniciativas gubernamentales a menudo optan por programas de fondos de financiamiento de contrapartida o incentivos fiscales para propietarios privados

que emprenden voluntariamente acciones de restauración en su propiedad. Por ejemplo, los programas agroambientales tanto en EE.UU como en Europa, les paga a agricultores para reemplazar tierras de cultivo por restauración de humedales y otros hábitats sensibles de la producción de cultivos (Galatowitsch y Zedler 2014), como así también les incentiva a adoptar prácticas agrícolas que restablezcan la conectividad del paisaje dentro del paisaje agrícola (Rey Benayas y Bullock 2012). Entre 1999 y 2015, el gobierno chino pagó a los agricultores incentivos en efectivo para restablecer ecosistemas de bosques, arbustos o pastizales en 278.000 kilómetros cuadrados de tierras agrícolas degradadas (un área del tamaño de Ecuador) a través del programa “Grain-for-Green”, el programa de reforestación más grande del mundo (Hua et al. 2016). Sin embargo, la gran mayoría del área reforestada se sembró con monocultivos o unas pocas especies con un valor de biodiversidad relativamente bajo.

Financiamiento a partir de gobiernos internacionales

A escala mundial, muchos proyectos se financian a través de subvenciones o préstamos de bajo costo de organizaciones intergubernamentales, como el Fondo para el Medio Ambiente Mundial del Banco Mundial, o fondos que se generan a partir de apoyo internacional del gobierno de un país de altos ingresos hacia uno de menor ingreso. Estos proyectos suelen tener como objetivo mejorar los medios de vida humanos y la calidad ambiental en los países medianamente desarrollados, así como almacenar carbono y mejorar el suministro y calidad del agua (Ding et al. 2017). Por ejemplo, el Banco Mundial proporcionó 9,5 millones USD a Ruanda entre 2014 y 2019 para restaurar los bosques ribereños con el objetivo de mejorar el suministro de agua, la resiliencia climática y promover prácticas agrícolas que mejoren los medios de vida de los agricultores junto con traer sostenibilidad ambiental (Banco Mundial s.f.). De manera similar, los gobiernos de los países de Europa occidental, Japón y Estados Unidos han contribuido con 135 millones USD a la segunda fase de una iniciativa para restaurar 2 millones de hectáreas de turberas en Indonesia (Hansson y Dargusch 2017), aunque esa cifra es una pequeña fracción de los 4.6 mil millones USD estimados necesarios para restaurar dicho ecosistema.

Aportes financieros y de trabajo voluntario

Muchos proyectos de restauración, tanto a nivel nacional como internacional, están financiados por contribuciones filantrópicas de organizaciones sin fines de lucro o donantes privados adinerados. Las grandes organizaciones internacionales de conservación, como Conservación Internacional, Nature Conservancy y el Fondo Mundial para la Vida Silvestre, brindan amplios fondos para proyectos de restauración en todo el mundo. Bremer et al. (2016) informaron que grupos sin fines de lucro proporcionaron más de 10 millones USD entre 2014 y 2016 para conservar y restaurar cuencas hidrográficas en América Latina. Estas organizaciones reciben la mayor parte de sus fondos de donantes privados que a menudo reciben

incentivos fiscales por donaciones caritativas. Otros ejemplos incluyen la fundación de la familia Tompkins, que ha apoyado la conservación y restauración de varios parques en Chile y Argentina (Tompkins Conservation n.d.), y el magnate de los medios Ted Turner, que está trabajando para reintroducir especies en peligro de extinción y restaurar el hábitat en las 800.000 hectáreas en los Estados Unidos (fondo Turner para especies en peligro de extinción, n.d.).

El apoyo monetario voluntario es sólo un tipo de contribución que los particulares pueden hacer para la restauración; otros proyectos de restauración más pequeños dependen parcial o totalmente del trabajo voluntario (Berger 1985). En Nueva Zelanda, más de 600 grupos comunitarios están involucrados en proyectos de restauración que dependen en gran medida del trabajo voluntario, siendo el objetivo principal de estos restaurar la flora y la fauna autóctonas además de brindar educación ambiental a la comunidad (Peters, Hamilton y Eames 2015). La participación de la comunidad en los proyectos de restauración también trae beneficios adicionales como educar a los voluntarios, desarrollar su sentido de custodia y, a menudo, desarrollar un grupo de defensa de los esfuerzos de restauración de ecosistemas.

Inversión privada

Recientemente, se ha incrementado la discusión en torno a la necesidad de aumentar el financiamiento de la restauración a partir de empresas privadas e inversores con fines de lucro para restaurar a gran escala y lograr cumplir con compromisos internacionales recientes (Brancalion et al. 2017; Ding et al. 2017). El hecho de asegurar a los inversionistas privados ha resultado ser un desafío porque muchos de los beneficios ecológicos y sociales de la restauración no tienen un valor de mercado claro para generar ganancias para el inversionista, debido a que la mayoría de los proyectos de restauración son demasiado pequeños, el cronograma para el retorno de las inversiones es demasiado largo, y además la restauración se considera demasiado arriesgada para atraer inversores privados (Ding et al. 2017). No obstante, hay algunos ejemplos recientes de inversión privada en restauración ecológica, particularmente enfocado en el almacenamiento de carbono. Hoy en día algunas empresas están financiando la restauración como parte de sus programas de responsabilidad social corporativa (Telesetsky, Cliquet y Akhtar-Khavari 2017). Por ejemplo, Weforest, una organización sin fines de lucro, ha coordinado a más de 140 empresas privadas de 24 países con el objetivo de invertir en proyectos para restaurar la cubierta arbórea, teniendo como resultados beneficios ecológicos y sociales (Gutiérrez y Keijzer 2015). Es usual que empresas apoyen proyectos de restauración mediante donaciones a organizaciones de restauración sin fines de lucro para recibir incentivos fiscales y poder comercializar sus productos con un enfoque respetuoso con el medio ambiente. Por ejemplo, muchas empresas brasileñas, desde bancos hasta compañías cerveceras, han apoyado la restauración del bosque atlántico y se promocionan como conscientes del medio ambiente (estudio de caso del bosque atlántico).

Financiamiento público y privado

Diversos proyectos de restauración a gran escala cuentan con el apoyo de fondos públicos y privados. Por ejemplo, la restauración de manglares en Asia (estudio de caso de manglares asiáticos) y la restauración del bosque atlántico brasileño (estudio de caso de bosque atlántico) han sido financiadas mediante fuentes económicas internacionales, tanto por gobiernos como por organizaciones sin fines de lucro; junto con financiamiento del gobierno nacional y donantes privados. El Programa Corporativo de Restauración de Humedales en Nueva Jersey proporciona fondos para la restauración de humedales a través de donaciones de tiempo de trabajo voluntario, materiales donados por socios corporativos, fondos del sector privado y fondos de presupuestos federales y estatales (NJCWRP n.d.). También las contribuciones privadas pueden consistir en terrenos que se donan o venden a bajo costo y luego se restauran con fondos de organizaciones sin fines de lucro o agencias públicas.

ESTRATEGIAS PARA AUMENTAR EL FINANCIAMIENTO DE LA RESTAURACIÓN

La necesidad de restauración continúa creciendo; sin embargo, los fondos disponibles siguen estando muy por debajo del mínimo que se requiere. A pesar de ello, existen varias estrategias que ampliarían la cantidad de fondos disponibles y además se asignarían de manera más eficiente.

Internalización de externalidades y reorientación de subsidios

Dos acciones claves para dar mejor cuenta del valor de la restauración de los ecosistemas son incluir la internalización de los costos de la degradación de la tierra y la eliminación de los subsidios que respaldan la degradación de los ecosistemas. La degradación de los ecosistemas tiene muchas externalidades negativas, es decir, consecuencias de actividades antropogénicas que no se contabilizan en el costo de un bien o servicio, como la contaminación del suelo y el agua, la que rara vez se carga a la parte responsable. Por el contrario, la restauración a menudo proporciona externalidades positivas que no están cuantificadas. Además, muchos países entregan miles de millones de dólares en subsidios cada año que conducen a la deforestación sustancial, prácticas agrícolas y extracción de minerales insostenibles (Ding et al. 2017). Reducir los subsidios que apoyan las prácticas que degradan el medio ambiente, gravar los productos para reflejar su verdadero costo ambiental y redirigir los fondos a la restauración ecológica son acciones desafiantes pero críticas que ayudarían a los países a avanzar hacia el cumplimiento de sus compromisos de restauración a gran escala. Es importante notar que hacer estos cambios requeriría que los gobiernos adopten revisiones de la ley tributaria y nuevas regulaciones.

Asignación estratégica de fondos de restauración

Para los programas de restauración a gran escala, particularmente aquellos que son financiados con fondos públicos, es importante evaluar los costos y beneficios relativos de los proyectos individuales en una región. Un factor a considerar son los costos de oportunidad perdidos de usar la tierra para fines de generación de ingresos, que varían mucho de región en región, lo que hace que la restauración sea más económica y factible en sitios que no son muy valorados para otros usos humanos, como la agricultura o la vivienda (Latawiec et al. 2015). Asimismo, el costo de restaurar un tipo de ecosistema dado varía mucho de un sitio a otro según el nivel de degradación, la proximidad a los propágulos vegetativos para permitir la regeneración natural y si se necesitan métodos costosos de restauración activa (Holl y Aide 2011). Bayraktarov et al. (2016) encontraron que la ubicación del proyecto y los métodos de restauración afectaron más fuertemente el éxito de la restauración costera marina que el costo total, lo que sugiere que elegir cuidadosamente los sitios y métodos de restauración resultaría en una asignación de fondos más efectiva. Del mismo modo, Strassburg et al. (2019) informaron que el uso de un esquema de priorización podría reducir los costos de restauración en todo el bioma del bosque atlántico brasileño en un 57% y, al mismo tiempo, mejorar las ganancias en el almacenamiento de carbono y la conservación de la biodiversidad. Aunque tales ejercicios de priorización ayudan a evaluar el gasto más juicioso de fondos limitados en una región, estos también deben equilibrarse con razones localizadas para restaurar un sitio determinado (por ejemplo una especie específica de interés, esfuerzos de restauración dirigidos por voluntarios en un lugar determinado).

La contabilidad detallada de los costos combinada con comparaciones del éxito de diferentes métodos de restauración puede ayudar a reducir los costos dentro de los proyectos individuales. Kimball et al. (2015) compararon la rentabilidad de numerosos métodos de restauración para restaurar pastizales costeros y matorrales de salvia en el sur de California. Encontraron que gastar dinero para reintroducir y mantener la vegetación aumentó la cobertura de plantas nativas en lugar que pagar una cantidad similar para la preparación del sitio. Los investigadores utilizaron sus resultados para desarrollar un árbol de decisiones para ayudar a los administradores de recursos naturales a seleccionar los métodos más rentables dadas las condiciones del sitio y los objetivos de restauración.

Explorando fuentes potenciales de ingresos de la restauración

En el futuro debemos pensar de manera innovadora sobre las formas de generar ingresos a partir de la restauración. Investigadores y administradores de los recursos naturales han estado explorando modelos para compensar los costos de plantación de árboles a corto plazo para restaurar los bosques tropicales mediante la inclusión de plantaciones agrícolas a pequeña escala o árboles maderables valiosos, entre plantaciones de especies nativas (estudio de caso del bosque atlántico; Vieira, Holl y Peneireiro 2009). Los cultivos se pueden cosechar durante una

década más o menos como una fase de transición en el proceso de restauración, mientras que los productos forestales maderables y no maderables se pueden cosechar selectivamente en una variedad de intervalos de tiempo. Brancalion, Viani, Strassburg, et al. (2012) describen varias fuentes de ingresos de los esfuerzos de restauración de bosques tropicales a través de una combinación de pagos por servicios ecosistémicos, productos forestales no madereros y tala selectiva de madera.

Garantizar la financiación a largo plazo

El problema más difícil al asignar la responsabilidad y los costos de restauración es la incertidumbre a lo largo del tiempo. Es difícil estimar el marco de tiempo de la recuperación del ecosistema debido a eventos impredecibles como condiciones climáticas extremas, brotes de plagas y dispersión de semillas a larga distancia, junto con nuestro conocimiento científico limitado. Las preguntas que se deben abordar antes de comenzar cualquier proyecto de restauración incluyen: ¿Por cuánto dinero y por cuánto tiempo se debe responsabilizar a un propietario? ¿Quién pagará los costos adicionales en la situación probable de que los esfuerzos de restauración no salgan según lo planeado? En la mayoría de los casos las partes que emprenden la restauración son responsables solo durante unos pocos años, hasta que se completa la etapa de implementación de un proyecto de restauración, mucho antes de que se hayan cumplido los objetivos.

Para que los esfuerzos de restauración tengan éxito en el futuro, debemos desarrollar mecanismos que reconozcan la incertidumbre y la restauración entendida como un esfuerzo a largo plazo. Incluso algunos proyectos de restauración bien planificados con estimaciones de costos realistas y fondos suficientes fracasarían debido a potenciales condiciones climáticas extremas, como huracanes u otros sucesos inesperados, como un brote de plagas. En la mayoría de los casos anteriores en los que los esfuerzos de restauración no cumplieron con los objetivos del proyecto, o bien no se tomaron medidas correctivas, o los costos imprevistos a largo plazo se tuvieron que cubrir con fondos públicos. En el futuro se debe hacer explícito en los planes de restauración qué parte es responsable de los sobrecostos, y se deben asignar algunos fondos para implementar acciones correctivas a través del ciclo de gestión adaptativa (capítulo 4). Un enfoque que se ha utilizado para brindar financiamiento a largo plazo, en particular en los casos en que la restauración se realiza como mitigación compensatoria, es exigir que las organizaciones responsables del desarrollo, propietarios de viviendas u otras partes responsables paguen a un fondo de dotación en el momento en que comienza el proyecto y luego use el pago para el mantenimiento y monitoreo continuo del proyecto. Otro ejemplo interesante de financiación a largo plazo es el de Quintana Roo, México, donde los impuestos sobre la industria del turismo costero se utilizan para comprar una póliza de seguro que pagará la restauración de los arrecifes de coral después de los daños causados por un huracán (Nature Conservancy 2018). Resolver el desajuste entre los plazos políticos, presupuestos limitantes y el largo plazo que se necesita para que los ecosistemas se recuperen, será un desafío continuo.

LECTURA RECOMENDADA

- Aronson, James, Suzanne J. Milton, y James N. Blignaut. 2007. *Restoring Natural Capital*. Washington, DC: Island Press.

Discute los beneficios generales de restaurar ecosistemas y presenta muchos estudios de casos detallados.

- Ding, Helen, Sofia Faruqi, Andrew Wu, Juan C. Altamirano, Andrés Anchondo Ortega, Michael Verdone, René Zamora Cristales, et al. 2017. *Roots of Prosperity*. Washington, DC: World Resources Institute.

Proporciona una descripción detallada con muchos ejemplos de los costos y beneficios de la restauración forestal, los obstáculos para invertir en la restauración forestal y las formas de aumentar la inversión.

- Iftekhar, M. S., Maksem Polyakov, Dean Ansell, Fiona Gibson y Geoffrey M. Kay. 2017. "How economics can further the success of ecological restoration." *Conservation Biology* 31:261–68.

Trata temas relacionados con la evaluación de los beneficios sociales y económicos de la restauración, la estimación de los costos generales, la priorización y selección de proyectos y la obtención de financiamiento a largo plazo.

GLOSARIO

Las definiciones aquí son en gran medida consistentes con las de Gann et al. (2019).

Abiótico Materiales y condiciones sin vida dentro de un ecosistema, incluyendo rocas, agua, la atmósfera, el tiempo y el clima, topografía, hidrología, incendios y regímenes de salinidad.

Administradores de recursos naturales Individuos responsables de administrar la tierra o los recursos hídricos para que se conserven para las generaciones futuras.

Agua de lastre Agua transportada en los tanques de los barcos para mejorar la estabilidad y el equilibrio. esta agua se toma o descarga cuando la carga se descarga o se carga o cuando un barco necesita estabilidad adicional con mal tiempo.

Alcantarilla Un túnel o canal que lleva una corriente debajo de un camino, camino u otra obstrucción que de otro modo interrumpiría el flujo de agua.

Almacenamiento de carbono La captura y el almacenamiento a largo plazo del dióxido de carbono atmosférico, generalmente en la acumulación de biomasa a través de la fotosíntesis, el crecimiento de la vegetación y la acumulación de materia orgánica en el suelo. Puede ocurrir naturalmente o ser el resultado de acciones para reducir la tasa de cambio climático.

Almacenamiento de suelo La remoción y el almacenamiento a corto plazo del suelo para ser reemplazado o reutilizado en otro lugar del sitio o en otro proyecto con el objetivo de mantener el banco de semillas.

Aptitud El resultado reproductivo neto de un organismo.

Áreas de refugio Lugar en las que una población de organismos puede sobrevivir durante un período de condiciones desfavorables. A menudo se utiliza en el contexto del cambio climático.

Banca de mitigación (también banca de hábitat) La restauración o protección de ecosistemas o hábitats por parte de un tercero que puede venderse a un grupo para compensar el daño futuro a un ecosistema o la pérdida de hábitat para una o más especies de interés.

- Banco de semillas del suelo** Stock de semillas viables, esporas y otros propágulos de plantas en el suelo. La longevidad de un banco de semillas varía de uno o unos pocos años a varias décadas o más dependiendo de las especies involucradas.
- Barra puntual** Sedimentos depositados que se forman a lo largo del borde de un brazo sinuoso de un río o arroyo, a menudo formando un área abierta similar a una playa.
- Barras de agua** Estructuras hechas por el humano construidas a lo largo de senderos o caminos para desacelerar y redirigir el flujo de agua y reducir la erosión.
- Biodiversidad** 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; incluye la diversidad dentro de las especies, entre las especies y de los ecosistemas.
- Biorremediación** El uso de organismos vivos para tratar desechos tóxicos o remediar suelos, agua o aire contaminados.
- Biótico, biota** Los componentes vivos de un ecosistema, incluidos los animales y plantas vivos, hongos, bacterias y otras formas de vida, desde microscópicas hasta grandes.
- Bono de garantía ambiental** Dinero pagado por una persona u organización que planea causar un daño ambiental, cuyo pago tiene por objeto garantizar que el responsable rectifique sus acciones después de la degradación. Este dinero se mantiene en una cuenta hasta que la parte responsable haya completado con éxito el plan de recuperación o restauración acordado, momento en el cual se devuelve. Si no se completa el plan de recuperación, no se devuelve el dinero.
- Canalización** Enderezamiento de los ríos para crear vías fluviales más navegables y, cuando se acompaña de la profundización del canal y diques, para controlar las inundaciones.
- Ciclo de nutrientes** (ecológico) La transferencia entre partes de un ecosistema de recursos tales como agua, nutrientes y otros elementos que son fundamentales para todos los demás procesos del ecosistema.
- Ciénaga** Área baja de terreno que se utiliza como cuenca de infiltración para aumentar la infiltración del agua de lluvia y filtrar los contaminantes.
- Compactación del suelo** Forma de degradación del suelo en la que las partículas del suelo se comprimen en un volumen más pequeño, lo que da como resultado menos espacio poroso para el aire o el agua, una menor infiltración de agua y un aumento de la escorrentía superficial.
- Competir/Competencia/Competidores** Una interacción mutuamente negativa entre dos organismos que comparten los mismos recursos.

Composición de la comunidad La variedad de organismos dentro de un ecosistema.

Conectividad del paisaje El grado en que la configuración de las características de un paisaje facilita o impide el movimiento de organismos entre parches de hábitat.

Conocimiento ecológico local Conocimiento, prácticas y creencias con respecto a las relaciones ecológicas que se obtienen a través de una extensa observación personal e interacción con los ecosistemas locales y compartidos entre los usuarios de los recursos locales.

Conocimiento ecológico tradicional Conocimiento y prácticas transmitidos de generación en generación informados por fuertes recuerdos culturales, sensibilidad al cambio y valores que incluyen la reciprocidad.

Contaminantes de fuentes difusas Contaminantes que ingresan al agua, aire o suelo desde fuentes difusas, como el caso del exceso de escorrentía de fertilizantes de los campos agrícolas que ingresan a un río.

Contaminantes de fuente puntual Contaminantes que ingresan al agua, aire o suelo desde un solo punto. Los ejemplos incluyen chimeneas y desagües de aguas residuales de fábricas.

Control biológico La introducción de un herbívoro, depredador o patógeno para controlar la población de un organismo objetivo no deseado. Se requieren pruebas sustanciales para garantizar la especificidad del huésped antes de que se libere el agente de control biológico.

Costos de oportunidad La ganancia económica potencial perdida que ocurre cuando un sitio de restauración o ciertos recursos proporcionados por el sitio no se utilizan para actividades generadoras de ingresos.

Costras biológicas del suelo Comunidades de hongos, líquenes, cianobacterias, briófitas y algas que forman una costra en la superficie del suelo en algunos sistemas áridos. Las costras del suelo ayudan con la producción primaria, la fijación de nitrógeno y la estabilización del suelo.

Cría en cautiverio Mantenimiento de poblaciones de animales en cautiverio, como en zoológicos o dentro de reservas, con fines de reproducción para aumentar sus poblaciones y proporcionar ganado para proyectos de reintroducción.

Cuenca hidrográfica Área de tierra que drena a un curso de agua común, como un arroyo, lago, estuario, humedal o acuífero, y de allí al océano más cercano.

Degradación (de un ecosistema) Un nivel de impacto humano nocivo en los ecosistemas que resulta en la pérdida de biodiversidad y la simplificación o alteración en su composición, estructura y funcionalidad y generalmente conduce a una reducción en el flujo de bienes y servicios del ecosistema.

- Depresión endogámica** El proceso por el cual los genes nocivos se acumulan en la descendencia de organismos con la misma composición genética, lo que reduce la probabilidad de supervivencia y reproducción.
- Desgarramiento (del suelo)** Rotura mecánica de la superficie del suelo con púas en forma de gancho para reducir la compactación del suelo y aumentar la infiltración de agua.
- Dique** Bordes reforzados a lo largo de un arroyo o río diseñados para contener agua durante eventos de alto caudal. Los diques pueden estar hechos de materiales naturales o artificiales.
- Diversidad genética** Medida de las características genéticas (o genotipos) y sus abundancias relativas dentro de una población de organismos.
- Ecología de la restauración** Rama de la ciencia que proporciona conceptos, modelos, metodologías y herramientas para la práctica de la restauración ecológica. También se beneficia de la observación directa y la participación en la práctica de la restauración.
- Ecosistema** Un conjunto a pequeña o gran escala de componentes bióticos y abióticos en cuerpos de agua y en la tierra en el que los componentes interactúan para formar redes alimentarias complejas, ciclos de nutrientes y flujos de energía.
- Ecosistemas culturales tradicionales** Ecosistemas que se han desarrollado bajo la influencia conjunta de los procesos naturales y la organización impuesta por el hombre para proporcionar una composición de la comunidad, estructura del ecosistema y procesos del ecosistema más útiles para la explotación humana. Aquellos considerados ejemplos de alta calidad de ecosistemas nativos pueden funcionar como modelos de referencia para la restauración ecológica, mientras que otros convertidos principalmente en especies no nativas o modificadas del ecosistema cultural tradicional no funcionan como modelos de referencia.
- Ecotipo** Un subconjunto de poblaciones genética y generalmente fisiológica o morfológicamente distintas dentro de una especie que proporciona a sus organismos una ventaja adaptativa a un lugar y sus condiciones ambientales particulares.
- Endurecimiento (de plantas)** El proceso de preparación de plantas cultivadas en invernadero para el estrés del entorno natural al someterlas a niveles realistas de luz solar, humedad y temperatura.
- Erradicación** Eliminación de todo individuo y propágulo de una especie invasora.
- Escalera para peces** Una serie de piscinas construidas como escalones para permitir que los peces eviten una presa.

Escarificación (de semillas) El proceso de romper la cubierta de la semilla por medios químicos (p. ej., mediante tratamiento con ácido) o mecánicos (p. ej., con abrasión o corte) para mejorar la germinación de semillas de ciertas especies de plantas.

Especies autóctonas Taxones que se considera que tienen su origen en una región determinada o que han llegado a ella sin transporte reciente (directo o indirecto) por parte del hombre. Existe debate sobre cómo definir con precisión este término.

Especies de interés Especies con poblaciones en declive que requieren acciones de conservación y restauración para persistir. Aquí se usa para referirse tanto a las especies que tienen como a las que no tienen protección legal bajo las leyes de especies en peligro de extinción de algunos países.

Especies en peligro Especies animales y vegetales consideradas en alto riesgo de extinción. Muchos países individuales y gobiernos locales han adoptado sus propias definiciones legales para incluir y proteger dichas especies.

Especies exóticas Ver especies no nativas.

Especies focales Especies elegidas como foco para acciones de restauración o conservación.

Especies invasoras Especies que se propagan rápidamente y tienen la capacidad de dominar los hábitats disponibles en detrimento de las especies nativas, los procesos ecosistémicos y los servicios ecosistémicos. Las especies invasoras son principalmente no nativas, pero el término a veces se usa para referirse a especies nativas agresivas cuya población está creciendo rápidamente debido a los impactos antropogénicos.

Especies no autóctonas (también especies exóticas, especies exóticas) Taxones que no tienen su origen en una región determinada y que han llegado allí por transporte reciente (directo o indirecto) por humanos.

Estados alternativos Estados alternativos del ecosistema y condiciones ambientales que pueden persistir en una determinada extensión espacial y escala temporal. La probabilidad y el número de estados alternativos asociados con cualquier ecosistema dado varía.

Estocasticidad ambiental La variación aleatoria en los procesos naturales que ocurren en el medio ambiente, como la variación en la precipitación, temperatura, flujo de agua o perturbaciones naturales como incendios o inundaciones

Estratificación (de semillas) El proceso de romper la latencia al exponer las semillas a temperaturas frías durante varias semanas o meses antes de la siembra.

Estructura del ecosistema La organización física de un sistema ecológico, incluida la densidad, estratificación y distribución de organismos (sus poblaciones, tamaño del hábitat y complejidad); estructura de dosel; patrón de parches de hábitat; y elementos abióticos.

- Eutrofización** Un exceso de nutrientes en un ecosistema, a menudo causado por el enriquecimiento antropogénico de las aguas, más comúnmente fósforo, más allá de sus niveles naturales o históricos. Es particularmente evidente en lagos poco profundos y estuarios
- Externalidad** Un efecto secundario o consecuencia de una actividad industrial o comercial que afecta a otras partes pero que no se refleja en el costo de los bienes o servicios producidos.
- Extinción** La terminación de cualquier linaje de organismos, de subespecies a especies y categorías taxonómicas superior de géneros a filos.
- Extirpado** Cuando una especie ya no existe dentro de cierta ubicación geográfica, pero todavía existe en otro lugar.
- Facilitación** Una interacción entre especies en la que una especie se beneficia y la otra ni se beneficia ni se perjudica.
- Fijación de nitrógeno** Especies de plantas el proceso por el cual las bacterias mutualistas convierten el nitrógeno atmosférico en una forma utilizable por las plantas. Algunas plantas forman mutualismos con bacterias fijadoras de nitrógeno, plantas como muchos miembros de la familia de los guisantes (Fabaceae) y un pequeño número de otras familias de plantas.
- Flujo de genes** Intercambio de material genético entre organismos individuales que mantiene la diversidad genética de la población o metapoblación de una especie. El flujo de genes puede estar limitado por vectores de dispersión y por barreras topográficas como montañas y ríos. En paisajes fragmentados, puede estar limitado por la separación del hábitat remanente.
- Franjas de amortiguamiento** Franjas estrechas de vegetación adyacentes a humedales o ríos que sirven para filtrar sedimentos y contaminantes de los usos de la tierra cercanos y brindan servicios de protección contra inundaciones y hábitat ribereño.
- Función del ecosistema** Véase proceso del ecosistema.
- Gestión (o manejo)** (de un ecosistema) Una categorización amplia que puede incluir el mantenimiento y la reparación de los ecosistemas, incluida la restauración.
- Gestión adaptativa** (o manejo adaptativo) Un proceso continuo para mejorar las prácticas de gestión mediante la aplicación de los conocimientos adquiridos a través de la evaluación de las prácticas empleadas anteriormente para mejorar los proyectos actuales y futuros. La práctica de revisar las decisiones de gestión y revisarlas a la luz de nueva información.
- Gradiente ambiental** Un cambio gradual en las condiciones abióticas a través del espacio o el tiempo. Los gradientes ambientales pueden estar relacionados

con la altitud, la temperatura, la profundidad del suelo o del agua, la proximidad al océano, la salinidad, la humedad del suelo u otros factores abióticos.

Hábitat El entorno natural (incluidas las condiciones abióticas y bióticas específicas) en el que crece o vive una especie.

Heterogeneidad espacial La distribución irregular o desigual de recursos y especies dentro de un sitio de restauración, cuenca hidrográfica o región. La heterogeneidad espacial a pequeña escala es típica de muchos ecosistemas naturales.

Hidrología El estudio científico de las aguas por encima y por debajo de la superficie terrestre de la tierra; su ocurrencia, circulación y distribución, tanto en el tiempo como en el espacio; sus propiedades biológicas, químicas y físicas; y su reacción con su entorno, incluida su relación con los seres vivos.

Hidroperíodo La profundidad, duración, frecuencia y estacionalidad de los niveles de agua en los humedales.

Hidrosiembra El uso de agua u otros líquidos para colocar semillas mezclando las semillas en el líquido y rociándolo sobre el lugar de siembra deseado.

Inundación La inundación de un área de tierra, ya sea temporal o permanentemente.

Inventario de referencia Una descripción de los elementos bióticos y abióticos actuales de un sitio antes de la restauración ecológica, incluidos sus atributos de composición, estructura y funcionalidad. El inventario se implementa al comienzo de la etapa de planificación de la restauración, junto con el desarrollo de un modelo de referencia, para informar la planificación, incluidas las metas de restauración, los objetivos medibles y las prescripciones de tratamiento.

Latencia de la semilla El proceso fisiológico por el cual las semillas no germinarán, incluso cuando estén expuestas a condiciones de germinación favorables, debido a mecanismos químicos, físicos o de otro tipo que impiden la germinación hasta que se apliquen señales particulares.

Liberación dura Liberar poblaciones de animales salvajes o criados en cautiverio en la naturaleza sin entrenamiento previo o exposición a las condiciones de campo.

Liberación suave Proporcionar tiempo y apoyo para que los animales se acondicionen a un nuevo sitio (p. ej., mantenerlos en corrales en el sitio durante un período, proporcionarles alimentos durante un tiempo después de haber sido liberados).

Líneas de base cambiantes El fenómeno por el cual cada generación sucesiva asume que el estado biológico disminuido es la norma, en lugar de reconocer que este estado ha sido alterado por actividades humanas anteriores.

- Llanura de inundación** La región de tierra baja adyacente a un río, típicamente compuesta de sedimentos con alto contenido de nutrientes y sujeta a inundaciones regulares en ausencia de intervención humana. Manejo integrado de plagas Una estrategia basada en el ecosistema que se enfoca en la prevención a largo plazo de especies invasoras y su daño a través de una combinación de técnicas tales como remoción física, control biológico y manipulación del hábitat. Los métodos de control químico se usan solo después de que el monitoreo indica que son necesarios de acuerdo con las pautas establecidas y se seleccionan y aplican de una manera que minimiza los riesgos para la salud humana, los organismos beneficiosos y no objetivo y el medio ambiente.
- Mantenimiento de ecosistemas** Actividades en curso, aplicadas después de la recuperación total o parcial, destinadas a contrarrestar los procesos de degradación ecológica y mantener los atributos de un ecosistema. Es probable que se requiera más mantenimiento continuo en los sitios restaurados donde continúan los niveles más altos de amenazas en comparación con los sitios donde las amenazas han sido controladas.
- Materia orgánica** La reserva de compuestos a base de carbono en el suelo, generalmente formada a través de procesos de descomposición.
- Medios de vida** Las capacidades, los bienes (incluidos los recursos materiales y sociales) y las actividades necesarias para ganarse la vida.
- Mejores prácticas de gestión** Una práctica o combinación de prácticas, que son medios efectivos y prácticos para prevenir o reducir la cantidad de contaminación generada por fuentes no puntuales a un nivel compatible con las metas de calidad del agua. A veces se usa de manera más amplia para referirse a conjuntos de prácticas que se consideran representan las prácticas estándar más altas actuales en cualquier área de gestión o restauración.
- Metas** (también objetivo) Resultados ecológicos y sociales buscados al final de un proyecto de restauración.
- Metapoblación** Conjunto de subpoblaciones parcialmente aisladas de una determinada especie. La supervivencia a largo plazo de la especie depende de un equilibrio cambiante entre extinciones locales y recolonizaciones
- Meteorización** La descomposición de las rocas en la superficie de la tierra por varios procesos físicos, químicos y biológicos.
- Método de especies marco** Una estrategia de restauración ecológica que implica la reintroducción del número mínimo de especies requeridas para restablecer la estructura y los procesos del ecosistema y para permitir la recolonización por especies adicionales de áreas adyacentes. En los ecosistemas forestales, suele combinarse la plantación de varias especies que atraen a la fauna y se encuentran en diferentes estados de sucesión.

Micorrizas Un tipo de hongo que forma una asociación mutualista con la raíz de una planta. El hongo extrae carbohidratos de la raíz de la planta mientras aumenta la absorción de fósforo, otros nutrientes minerales y agua para la planta.

Microcuenca Una pequeña depresión en la superficie de la tierra diseñada para concentrar la escorrentía superficial de lluvia, además de nutrientes, detritos y semillas. A menudo se utiliza en la gestión de sistemas áridos y semiáridos.

Micrositio Una pequeña parte de un ecosistema con un conjunto único de características y condiciones que difiere marcadamente de su entorno inmediato, generalmente a una escala pequeña (de un metro a un centímetro).

Mitigación Una serie de acciones tomadas para minimizar el daño ambiental de un desarrollo o peligro para una especie de interés. Los pasos potenciales involucrados en la mitigación incluyen evitar las alternativas del proyecto que serían particularmente dañinas, modificar el proyecto para minimizar los impactos negativos en la medida de lo posible y compensar o neutralizar los impactos que no pueden evitarse mediante la mitigación compensatoria. En el contexto del cambio climático, se refiere a reducir las emisiones y estabilizar los niveles de gases de efecto invernadero que atrapan el calor en la atmósfera.

Mitigación compensatoria (también Compensaciones) Medidas requeridas por agencias gubernamentales, o acuerdos internacionales, para obtener permiso para proyectos de desarrollo que causan daños ambientales inevitables. Estas medidas tienen como objetivo compensar el daño o la destrucción causados a un sitio o ecosistema mediante la expansión de las áreas protegidas existentes o la realización de rehabilitación ecológica, restauración ecológica o creación de hábitat, a menudo en un área diferente de donde ocurre el daño.

Modelo de referencia (también ecosistema de referencia) Un ecosistema nativo que sirve como modelo para la restauración ecológica, que está informado por varias fuentes de información que a menudo incluyen uno o varios sitios de referencia. Un modelo de referencia por lo general representa una versión no degradada del ecosistema completo con su biota, elementos abióticos, procesos y estados de sucesión que habrían existido en el sitio de restauración si no hubiera ocurrido la degradación, pero ajustado para adaptarse a las condiciones ambientales predichas o cambiadas.

Monitoreo La recopilación sistemática y ordenada de datos durante un período de tiempo para evaluar si se logran los objetivos específicos del proyecto.

Monitoreo de vigilancia Monitoreo con el objetivo explícito de observar cambios y detectar problemas imprevistos, en lugar de evaluar si se cumple un objetivo específico.

Mutualismo Una interacción mutuamente beneficiosa entre especies, como la dispersión de semillas por la fauna y las micorrizas.

- Nuevos ecosistemas** Conjuntos de especies no históricas o nuevas (es decir, combinaciones de especies y abundancias relativas que no se han observado en la historia humana reciente) debido a cambios ambientales antropogénicos, conversión de tierras, invasiones de especies, extinciones o una combinación de estos factores.
- Objetivos** (también criterios de desempeño) Resultados específicos necesarios para lograr las metas relativas a cualquier zona espacial distinta dentro del sitio. Los objetivos se expresan en términos de parámetros medibles y cuantificables para poder evaluar si se están alcanzando en un tiempo determinado.
- Pagos por servicios ecosistémicos** Pagos a agricultores o propietarios de tierras por administrar sus tierras para proporcionar uno o más servicios ecosistémicos.
- Parámetro** Una variable que se monitorea para determinar si los objetivos del proyecto se han cumplido.
- Partes interesadas** Todas las personas y organizaciones que están involucradas o afectadas por una acción o política y pueden estar directa o indirectamente incluidas en el proceso de toma de decisiones; en la planificación de la restauración, las partes interesadas suelen incluir representantes gubernamentales, empresas, organizaciones no gubernamentales, científicos, propietarios de tierras y usuarios locales de recursos naturales.
- Perturbaciones** Eventos o actividades naturales o provocados por el hombre que cambian la estructura, la composición de especies y/o la función de un ecosistema. Las perturbaciones pueden ser beneficiosas o perjudiciales, según su tipo, intensidad, escala y frecuencia con respecto a las adaptaciones de organismos particulares.
- Planta nodriza** Una planta que facilita el establecimiento de otras plantas, mediante diversos mecanismos, como atraer a los dispersores de semillas, aumentar la disponibilidad de nutrientes o mejorar las condiciones microclimáticas estresantes.
- Practicante** Un individuo que aplica habilidades y conocimientos prácticos para planificar, implementar y monitorear tareas de restauración ecológica.
- Presa de contención** (también Weir) Una presa u obstrucción pequeña y baja a través de un pequeño arroyo destinada a disminuir el flujo de agua y aumentar la profundidad del agua.
- Proceso del ecosistema** (también función del ecosistema) Una característica intrínseca del ecosistema mediante la cual un ecosistema mantiene su integridad. Los procesos de los ecosistemas incluyen la descomposición, la producción, el ciclo de nutrientes y las propiedades emergentes que resultan de las interacciones de las especies, como la competencia, la dispersión de semillas por parte de los animales y las relaciones mutualistas. Algunos procesos de

los ecosistemas pueden brindar servicios y bienes de los ecosistemas a los humanos.

Productividad La tasa de generación de biomasa en un ecosistema, a la que contribuye el crecimiento y la reproducción de plantas y animales.

Propagación vegetativa Cultivo de nuevas plantas utilizando partes vegetativas, como ramas, tallos y raíces, de otras plantas.

Propágulo Cualquier material que funcione en la propagación de un organismo (p. ej., huevo, semilla o fragmento clonal). Los propágulos son producidos por plantas, hongos, bacterias y animales.

Rápidos La parte poco profunda y rocosa de un arroyo o río sobre la cual el agua normalmente pasa rápidamente. Estas áreas son biológicamente importantes para la aireación del agua y la alimentación de la fauna.

Reclutamiento Producción de una generación posterior de organismos. No se mide solo por el número de organismos nuevos (p. ej., no todas las crías o plántulas), sino por el número que sobrevive como individuos independientes en la población.

Reconstrucción Véase Restauración activa.

Reconstrucción Restaurar un área de tierra a su estado no cultivado o “salvaje”. Se usa especialmente con referencia a la reintroducción de especies de animales salvajes que han sido expulsados o exterminados para restaurar los procesos que afectaron (por ejemplo, dispersión de semillas, pastoreo).

Recuperación El proceso por el cual un ecosistema recupera su composición, estructura y procesos en relación con los niveles identificados para el modelo de referencia. Generalmente sigue una secuencia de desarrollo llamada trayectoria. Las acciones de restauración tienen como objetivo ayudar al proceso de recuperación.

Reforestación Plantar árboles en terrenos que antes estaban forestados. las especies utilizadas pueden o no ser nativas. esta intervención puede llevarse a cabo como parte de una actividad de restauración forestal a largo plazo o para un uso específico, como el cultivo de árboles, el almacenamiento de carbono o la agrosilvicultura.

Regeneración Véase Regeneración natural, Regeneración asistida.

Regeneración asistida Un enfoque de restauración que se enfoca en activar activamente cualquier capacidad de regeneración natural de la biota que permanece en el sitio o en sus cercanías, a diferencia de reintroducir la biota en el sitio o dejar que un sitio se regenere naturalmente. Si bien este enfoque generalmente se aplica a sitios de degradación baja a intermedia, algunos sitios altamente degradados han demostrado ser capaces de regeneración asistida

con el tratamiento adecuado y marcos de tiempo suficientes. Las intervenciones incluyen la eliminación de organismos plaga, el manejo de regímenes de perturbación ecológica y la instalación de recursos para impulsar la colonización.

Regeneración natural (también regeneración espontánea, restauración pasiva) Un enfoque de restauración que se basa en aumentos espontáneos en la biota sin reintroducción directa después de la eliminación de factores degradantes únicamente, a diferencia de una regeneración natural asistida o un enfoque de restauración/reconstrucción activa.

Régimen de perturbación El patrón, la frecuencia y el momento de los eventos de perturbación que son característicos de un ecosistema durante un período de tiempo.

Reglas de ensamblaje Un conjunto de principios o teorías que describen el desarrollo de comunidades biológicas a partir de un grupo regional más grande de especies contribuyentes potenciales. Las teorías del ensamblaje de ecosistemas han cambiado considerablemente con el tiempo, y los biólogos ahora entienden que los filtros ambientales, las interacciones bióticas y los procesos estocásticos juegan un papel.

Régimen hidrológico El momento y la magnitud de los patrones de flujo de agua en los sistemas acuáticos.

Rehabilitación Acciones que tienen como objetivo restablecer un nivel de funcionalidad del ecosistema donde el objetivo no es la restauración ecológica, sino el enfoque en la provisión de servicios del ecosistema.

Reintroducción Devolver la biota a un área donde se encontraba anteriormente.

Relieve Una característica física natural de la superficie de la tierra.

Remediación Hacer que la tierra gravemente degradada (por ejemplo, antiguos sitios mineros o terrenos baldíos) sea apta para el cultivo o un estado adecuado para algún uso humano. no hay necesariamente ningún modelo de referencia nativo definido o utilizado; en cambio, se hace hincapié en devolver el sitio a una condición o trayectoria antropocéntricamente útil que proporcione los servicios ecosistémicos deseados.

Restauración Ver restauración ecológica

Restauración activa (también Reconstrucción) un enfoque de restauración en el que existe una amplia intervención humana para influir en la tasa y la trayectoria de la recuperación y la llegada de la biota depende en gran medida o en su totalidad de la acción humana.

Restauración ecológica (también restauración de ecosistemas) El proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido.

Restauración pasiva Véase Regeneración natural.

Revegetación Establecimiento, por cualquier medio, de plantas en sitios (incluyendo áreas terrestres, de agua dulce y marinas) que pueden o no involucrar especies locales o nativas.

Ribereño Se refiere a la zona de contacto o interfaz entre la tierra y un cuerpo de agua superficial que fluye, generalmente un río.

Servicios ecosistémicos Las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano. incluyen la producción y mantenimiento de suelo, agua y aire limpios; la moderación del clima y la enfermedad; ciclo de nutrientes y polinización; el aprovisionamiento de una gama de bienes útiles para los seres humanos; y potencial para la satisfacción de la estética, la recreación y otros valores humanos.

Seto Líneas de arbustos o árboles estrechamente espaciados en el borde de los campos agrícolas que a menudo sirven como límites de propiedad, facilitan el movimiento de algunos animales y sirven como franjas de amortiguamiento para filtrar el agua.

Siembra con sembradora El uso de una sembradora para crear depresiones poco profundas en las que se deposita la semilla. A la siembra con sembradora se le puede seguir apisonando para cubrir las semillas con una fina capa de tierra.

Sinuosidad (de un río) La medida de cuán sinuoso o curvo es un río o arroyo, medido por la distancia total recorrida por el agua dividida por la distancia en línea recta entre dos puntos a lo largo del flujo.

Sitio de referencia Un ecosistema intacto existente que representa atributos y una fase sucesiva similar a los objetivos del proyecto contra el cual se puede comparar el progreso en un sitio de restauración a lo largo del tiempo a través del monitoreo formal. Idealmente, este monitoreo involucra más de un sitio de referencia.

Subvención (financiera) Un beneficio financiero otorgado a un individuo o una empresa, por lo general en forma de pago en efectivo o reducción de impuestos, para promover un cierto tipo de actividad económica (por ejemplo, la agricultura).

Sucesión (ecológica) Patrones de cambio y reemplazo que ocurren dentro de los ecosistemas a lo largo del tiempo en respuesta a la perturbación o falta de perturbación.

Textura del suelo Una medida de los porcentajes relativos de partículas de arena, limo y arcilla en un suelo dado. La textura del suelo afecta el movimiento del agua y el aire a través del suelo y procesos como el ciclo de nutrientes.

Topografía La disposición y forma de las características físicas en la superficie de la tierra, como colinas, valles y ríos.

- Trampa ecológica** Un área de hábitat que atrae a los organismos lejos de su hábitat de origen pero en el que luchan por sobrevivir y reproducirse.
- Translocación** El transporte intencional de organismos por parte de humanos a una parte diferente de un paisaje o ambiente acuático determinado o a áreas más distantes. el propósito es generalmente conservar una especie, subespecie o población en peligro de extinción.
- Trayectoria** (ecológica) El curso o camino de un ecosistema a lo largo del tiempo. Puede implicar degradación, estancamiento, regeneración natural, adaptación a condiciones ambientales cambiantes o respuesta a la restauración ecológica, lo que idealmente conduce a la recuperación de la composición de la comunidad y los procesos del ecosistema.
- Valoración contingente** Método para evaluar el valor que una persona asigna a un bien o servicio, como la restauración de un ecosistema o una especie, encuestando a las personas sobre su disposición a pagar por este bien o servicio. Este enfoque contrasta con el uso exclusivo de valores que pueden cuantificarse directamente en los mercados.
- Viabilidad de la semilla** Las semillas viables son capaces de germinar en condiciones adecuadas.

REFERENCIAS

- Abdullah, MM, RA Feagin, L Musawi, S Whisenant y S Popescu. 2016. "The use of remote sensing to develop a site history for restoration planning in an arid landscape." *Restoration Ecology* 24:91-99.
- Alexander, CA, F Poulsen, DC Robinson, BO Ma y RA Luster. 2018. "Improving multi-objective ecological flow management with flexible priorities and turn-taking: A case study from the Sacramento River and Sacramento-San Joaquin Delta." *San Francisco Estuary and Watershed Science* 16 (1): article 2.
- Alexander, JM y CMD'Antonio. 2003. "Control methods for the removal of French and Scotch Broom tested in coastal California." *Ecological Restoration* 21:191-198.
- Allen, EB, ME Allen, L Egerton-Warburton, L Corkidi y A Gomez Pompa. 2003. "Impacts of early- and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, Mexico." *Ecological Applications* 13:1701-1717.
- American Rivers. n.d. "Restoring damaged rivers." Document web accesado en Abril 3, 2019.
- Aronson, J, S Dhillion y E Le Floch. 1995. "On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: A reply to Pickett and Parker." *Restoration Ecology* 3:1-3.
- Aronson, J, SJ Milton y JN Blignaut. 2007. *Restoring Natural Capital*. Washington, DC: Island Press.
- Axelrod, DI. 1985. "Rise of the grassland biome, central North America." *The Botanical Review* 51:163-201.
- Backstrom, AC, GE Garrard, RJ Hobbs y SA Bekessy. 2018. "Grappling with the social dimensions of novel ecosystems." *Frontiers in Ecology and the Environment* 16:109-117.
- Baer, SG. 2016. "Nutrient dynamics as determinants and outcomes of restoration." En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por MA Palmer, JB Zedler y DA Falk, 333-364. Washington, DC: Island Press.

- Bakker, JD, EG Delvin, PW Dunwiddie y J Firn. 2018. "Staged-scale restoration: Refining adaptive management to improve restoration effectiveness." *Journal of Applied Ecology* 55:1126-1132.
- Banes, GL, BMF Galdikas y L Vigilant. 2016. "Reintroduction of confiscated and displaced mammals risks outbreeding and introgression in natural populations, as evidenced by orangutans of divergent subspecies." *Scientific Reports* 6: article 22026.
- Barak, RS, AL Hipp, J Cavender-Bares, WD Pearse, SC Hotchkiss, EA Lynch, JC Callaway, R Calcote y DJ Larkin. 2016. "Taking the long view: Integrating recorded, archeological, paleoecological, and evolutionary data into ecological restoration." *International Journal of Plant Sciences* 177:90-102.
- Bayraktarov, E, MI Saunders, S Abdullah, M Mills, J Beher, HP Possingham, PJ Mumby y CE Lovelock. 2016. "The cost and feasibility of marine coastal restoration." *Ecological Applications* 26:1055-1074.
- Beck, J, R Carle, D Calleri y M Hester. 2015. "Año Nuevo State Park seabird conservation and habitat restoration: Report 2015." Documento web accesado en abril 29, 2019.
- BenDor, TK, A Livengood, TW Lester, A Davis y L Yonavjak. 2015. "Defining and evaluating the ecological restoration economy." *Restoration Ecology* 23:209-219.
- BenDor, TK, J Sholtes y MW Doyle. 2009. "Landscape characteristics of a stream and wetland mitigation banking program." *Ecological Applications* 19:2078-2092.
- Berger, JJ. 1985. *Restoring the Earth*. New York: Knopf.
- Bernhardt, ES, MA Palmer, JD Allan, G Alexander, K Barnas, S Brooks, J Carr, et al. 2005. "Synthesizing US river restoration efforts." *Science* 308:636-637.
- Beschta, RL y WJ Ripple. 2016. "Riparian vegetation recovery in Yellowstone: The first two decades after wolf reintroduction." *Biological Conservation* 198:93-103.
- Bonner, M. 2017. *Restoration of Soil Microbes and Organic Matter through Tropical Reforestation*. Ph.D. Dissertation: University of Queensland.
- Boonstra, F. 2010. "Leading by example: A comparison of New Zealand's and the United States' invasive species policies." *Connecticut Law Review* 43:1185-1220.
- Bower, AD, B St. Clair y V Erickson. 2014. "Generalized provisional seed zones for native plants." *Ecological Applications* 24:913-919.
- Boyer, KE y JB Zedler. 1998. "Effects of nitrogen additions on the vertical structure of a constructed cordgrass marsh." *Ecological Applications* 8:692-705.

- Bradshaw, AD. 1984. "Land restoration: Now and in the future." *Proceedings of the Royal Society of London B* 223:1-23.
- Bradshaw, AD. 1987. "Restoration: An acid test for ecology." En *Restoration Ecology*, editado por WR Jordan, III, M Gilpin y JD Aber, 23-29. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bradshaw, AD y MJ Chadwick. 1980. *The Restoration of Land*. Berkeley: University of California Press.
- Brancalion, PHS, C Bello, RL Chazdon, M Galetti, P Jordano, RAF Lima, A Medina, MA Pizo y JL Reid. 2018. "[Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests.](#)" *Conservation Letters* 11: article e12454.
- Brancalion, PHS, LC Garcia, R Loyola, RR Rodrigues, VD Pillar y TM Lewinsohn. 2016. "A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives." *Natureza & Conservação* 14, Supplement 1:1-15.
- Brancalion, PHS, D Lamb, E Ceccon, D Boucher, J Herbohn, B Strassburg y DP Edwards. 2017. "Using markets to leverage investment in forest and landscape restoration in the tropics." *Forest Policy and Economics* 85:103-113.
- Brancalion, PHS, RAG Viani, J Aronson, RR Rodrigues y AG Nave. 2012. "Improving planting stocks for the Brazilian Atlantic forest restoration through community-based seed harvesting strategies." *Restoration Ecology* 20:704-711.
- Brancalion, PHS, RAG Viani, BBN Strassburg y RR Rodrigues. 2012. "Finding the money for tropical forest restoration." *Unasylva* 63:41-49.
- Breed, MF, MG Stead, KM Ottewell, MG Gardner y AJ Lowe. 2013. "Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment." *Conservation Genetics* 14:1-10.
- Bremer, LL, DA Auerbach, JH Goldstein, AL Vogl, D Shemie, T Kroeger, JL Nelson, et al. 2016. "One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership." *Ecosystem Services* 17:217-236.
- Brierley, GJ y K Fryirs. 2008. *River Futures*. Washington, DC: Island Press.
- Briske, DD, SD Fuhlendorf y EE Smeins. 2005. "State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: A synthesis of ecological concepts and perspectives." *Rangeland Ecology & Management* 58:1-11.
- Britton, JR, RE Gozlan y GH Copp. 2011. "Managing non-native fish in the environment." *Fish and Fisheries* 12:256-274.
- Brotans, L, N Aquilué, M de Cáceres, M-J Fortin y A Fall. 2013. "[How fire history, fire suppression practices and climate change affect wildfire regimes in mediterranean landscapes.](#)" *PLOS One* 8: article e62392.

- Brown, PH y CL Lant. 1999. "The effect of wetland mitigation banking on the achievement of no-net-loss." *Environmental Management* 23:333-345.
- Bugosh, N y E Epp. 2019. "Evaluating sediment production from native and fluvial geomorphic-reclamation watersheds at La Plata Mine." *CATENA* 174:383-398.
- Cadenasso, ML, STA Pickett, KC Weathers y CG Jones. 2003. "A framework for a theory of ecological boundaries." *BioScience* 53:750-758.
- Calle, Z, E Murgueitio, J Chará, CH Molina, AF Zuluaga y A Calle. 2013. "A strategy for scaling-up intensive silvopastoral systems in Colombia." *Journal of Sustainable Forestry* 32:677-693.
- Carbyn, LN, HJ Armbruster y C Mamo. 1994. "The swift fox reintroduction program in Canada from 1983 to 1992." En *Restoration of Endangered Species: Conceptual Issues, Planning, and Implementation*, editado por ML Bowles y CJ Whelan, 247-271. Cambridge: Cambridge University Press.
- Carey, MP, BL Sanderson, KA Barnas y JD Olden. 2012. "Native invaders – Challenges for science, management, policy, and society." *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:373-381.
- Cazenave, A, H-B Dieng, B Meyssignac, K von Schuckmann, B Decharme y E Berthier. 2014. "The rate of sea-level rise." *Nature Climate Change* 4:358-361.
- Center for Invasive Species and Ecosystem Health. n.d. "Early detection and distribution mapping system." Documento web accesado en enero 24, 2019. <https://www.eddmaps.org/>.
- César, RG, KD Holl, VJ Girão, FNA Mello, E Vidal, MC Alves y PHS Brancalion. 2016. "Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests." *Biological Conservation* 201:309-313.
- Chapman, MG. 1999. "Improving sampling designs for measuring restoration in aquatic habitats." *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6:235-251.
- Chaves, RB, G Durigan, PHS Brancalion y J Aronson. 2015. "On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: New perspectives from São Paulo state (Brazil)." *Restoration Ecology* 23:754-759.
- Chazdon, RL y MR Guariguata. 2016. "Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges." *Biotropica* 48:716-730.
- Chechina, M y A Hamann. 2015. "Choosing species for reforestation in diverse forest communities: Social preference versus ecological suitability." *Ecosphere* 6: article 240.
- Chiquoine, LP, SR Abella y MA Bowker. 2016. "Rapidly restoring biological soil crusts and ecosystem functions in a severely disturbed desert ecosystem." *Ecological Applications* 26:1260-1272.

- Clewell, AF y J Aronson. 2006. "Motivations for the restoration of ecosystems." *Conservation Biology* 20:420-428.
- Clewell, AF y J Aronson. 2013. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Washington, DC: Island Press.
- Cliquet, A. 2017. "International law and policy on restoration." En *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, editado por SK Allison y SD Murphy, 381-400. London: Routledge.
- Collier, N, BJ Austin, CJA Bradshaw y CR McMahon. 2011. "Turning pests into profits: Introduced buffalo provide multiple benefits to Indigenous people of Northern Australia." *Human Ecology* 39:155-164.
- Collinge, SK, C Ray y F Gerhardt. 2011. "Long-term dynamics of biotic and abiotic resistance to exotic species invasion in restored vernal pool plant communities." *Ecological Applications* 21:2105-2118.
- Conner, R, DC Rudolph y JR Walters. 2001. *The Red-Cockaded Woodpecker: Surviving in a Fire-Maintained Ecosystem*. Austin: University of Texas Press.
- Cooke, GD, EB Welch, S Peterson y SA Nichols 2016. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Boca Raton, FL: CRC press.
- Corbin, JD y KD Holl. 2012. "Applied nucleation as a forest restoration strategy." *Forest Ecology and Management* 265:37-46.
- Corlett, RT. 2016. "Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world." *Trends in Ecology & Evolution* 31:453-462.
- Costanza, R y L Cornwell. 1992. "The 4P approach to dealing with scientific uncertainty." *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 34:12-42.
- Craft, C. 2016. *Creating and Restoring Wetlands: From Theory to Practice*. Amsterdam: Elsevier.
- Crivelli, AJ. 1995. "Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean region?" *Biological Conservation* 72:311-319.
- Crowley, SL, S Hinchliffe y RA McDonald. 2017. "Invasive species management will benefit from social impact assessment." *Journal of Applied Ecology* 54:351-357.
- Crutzen, PJ. 2002. "Geology of mankind." *Nature* 415:23.
- Cuthbert, RJ, AM Taggart, V Prakash, SS Chakraborty, P Deori, T Galligan, M Kulkarni, et al. 2014. "Avian scavengers and the threat from veterinary pharmaceuticals." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 369: article 20130574.

- D'Antonio, CM, E August-Schmidt y B Fernandez-Going. 2016. "Invasive species and restoration challenges." En *Foundations of Restoration Ecology*, 216-244. Washington, DC: Island Press.
- D'Antonio, CM y PM Vitousek. 1992. "Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change." *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63-87.
- Danielsen, F, M Skutsch, ND Burgess, PM Jensen, H Andrianandrasana, B Karky, R Lewis, et al. 2011. "At the heart of REDD+: A role for local people in monitoring forests?" *Conservation Letters* 4:158-167.
- Davidson, NC. 2014. "How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area." *Marine and Freshwater Research* 65:934-941.
- Davis, MA, MK Chew, RJ Hobbs, AE Lugo, JJ Ewel, GJ Vermeij, JH Brown, et al. 2011. "Don't judge species on their origins." *Nature* 474:153-154.
- De Groot, RS, J Blignaut, S Van Der Ploeg, J Aronson, T Elmquist y J Farley. 2013. "Benefits of investing in ecosystem restoration." *Conservation Biology* 27:1286-1293.
- Derak, M, J Cortina, L Taiqui y A Aledo. 2018. "A proposed framework for participatory forest restoration in semiarid areas of North Africa." *Restoration Ecology* 26:S18-S25.
- Destro, GFG, P De Marco y LC Terribile. 2018. "Threats for bird population restoration: A systematic review." *Perspectives in Ecology and Conservation* 16:68-73.
- Ding, H, S Faruqi, A Wu, JC Altamirano, A Anchondo Ortega, M Verdone, R Zamora Cristales, R Chazdon y W Vergara. 2017. *Roots of Prosperity*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Docker, B y I Robinson. 2014. "Environmental water management in Australia: Experience from the Murray-Darling Basin." *International Journal of Water Resources Development* 30:164-177.
- Doherty, JM, JF Miller, SG Prellwitz, AM Thompson, SP Loheide y JB Zedler. 2014. "Hydrologic regimes revealed bundles and tradeoffs among six wetland services." *Ecosystems* 17:1026-1039.
- Doherty, JM y JB Zedler. 2015. "Increasing substrate heterogeneity as a bet-hedging strategy for restoring wetland vegetation." *Restoration Ecology* 23:15-25.
- Dolan, RW, KA Harris y M Adler. 2015. "Community involvement to address a long-standing invasive species problem: Aspects of civic ecology in practice." *Ecological Restoration* 33:316-325.
- Dörnhöfer, K y N Oppelt. 2016. "Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances." *Ecological Indicators* 64:105-122.

- Drexler, JZ, I Woo, CC Fuller y G Nakai. 2019. "[Carbon accumulation and vertical accretion in a restored versus historic salt marsh in southern Puget Sound, Washington, United States.](#)" *Restoration Ecology* 27: 1117-1127.
- Dudley, TL y DW Bean. 2012. "Tamarisk biocontrol, endangered species risk and resolution of conflict through riparian restoration." *BioControl* 57:331-347.
- Durigan, G, N Guerin y J da Costa. 2013. "[Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: Motivations, engagement, challenges and perspectives.](#)" *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 368: article 20120165.
- East, A. 2017. "They released 14 wolves in a park. But no one was prepared for this." Documento web accesado en febrero 20, 2023.
- Egan, D, EE Hjerpe y J Abrams (eds.). 2011. *Human Dimensions of Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Egan, D y EA Howell. 2001. *The Historical Ecology Handbook: A Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- ELD Initiative. 2015. "[The value of land: Prosperous lands and positive rewards through sustainable land management.](#)" Documento web accesado en noviembre 13, 2018.
- Elliott, S. 2016. "The potential for automating assisted natural regeneration of tropical forest ecosystems." *Biotropica* 48:825-833.
- Elzinga, CL, DW Salzer y JW Willoughby. 1998. *Measuring and Monitoring Plant Populations*. Denver: Bureau of Land Management.
- Eschen, R, K Britton, E Brockerhoff, T Burgess, V Dalley, RS Epanchin-Niell, K Gupta, et al. 2015. "International variation in phytosanitary legislation and regulations governing importation of plants for planting." *Environmental Science & Policy* 51:228-237.
- Evans, K, MR Guariguata y PHS Brancalion. 2018. "Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration." *Conservation Biology* 32:525-534.
- Ewers, RM y RK Didham. 2006. "Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation." *Biological Reviews* 81:117-142.
- Falk, DA. 2017. "Restoration ecology, resilience, and the axes of change." *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102:201-216.
- FAO. n.d. "[Agricultural land \(% of land area\).](#)" Documento web accesado en noviembre 13, 2018.
- Ferrario, F, MW Beck, CD Storlazzi, F Micheli, CC Shepard y L Airoidi. 2014. "[The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation.](#)" *Nature Communications* 5: article 3794.

- Ferren, WR, Jr., DM Hubbard, S Wiseman, AK Parikh y N Gale. 1998. "Review of ten years of vernal pool restoration and creation in Santa Barbara, California." En *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems: Proceedings from a 1996 Conference*, editado por CW Witham, ET Bauder, D Belk, J Ferren. W. R. y R Ornduff, 206-216. Sacramento, CA: California Native Plant Society.
- Feyera, S, E Beck y U Lüttge. 2002. "Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of natural tropical forests." *Trees* 16:245-249.
- Filoso, S, MO Bezerra, KCB Weiss y MA Palmer. 2017. "[Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review.](#)" *PLOS One* 12: article e0183210.
- Firestone, J y JJ Corbett. 2005. "Coastal and port environments: International legal and policy responses to reduce ballast water introductions of potentially invasive species." *Ocean Development & International Law* 36:291-316.
- Fischer, J y DB Lindenmayer. 2000. "An assessment of the published results of animal relocations." *Biological Conservation* 96:1-11.
- Forman, RTT y M Godron. 1981. "Patches and structural components for a landscape ecology." *BioScience* 31:733-740.
- Fritts, TH y GH Rodda. 1998. "The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A case history of Guam." *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:113-140.
- Funk, JL, EE Cleland, KN Suding y ES Zavaleta. 2008. "Restoration through reassembly: Plant traits and invasion resistance." *Trends in Ecology & Evolution* 23:695-703.
- Galatowitsch, SM y JB Zedler. 2014. "Wetland restoration." En *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*, editado por DP Batzer y RR Sharitz, 225-260. Berkeley: University of California Press.
- Gann, GD, T McDonald, B Walder, J Aronson, CR Nelson, J Jonson, C Eisenberg, et al. 2019. *International Principles and Standards for the Practice of Ecological Restoration*. Washington, DC: Society for Ecological Restoration.
- Garcia, C. 2017. "[Supporting conservation by playing a game? Seriously.](#)" Documento web accesado en noviembre 26, 2018.
- Geist, C y SM Galatowitsch. 1999. "Reciprocal model for meeting ecological and human needs in restoration projects." *Conservation Biology* 13:970-979.
- Geist, H, W McConnell, EF Lambin, E Moran, D Alves y T Rudel. 2006. "Causes and trajectories of land-use/cover change." En *Land-use and Land-cover Change*, editado por HJ Geist y EF Lambin, 41-70. Berlin: Springer.
- Gelfenbaum, G, AW Stevens, I Miller, JA Warrick, AS Ogston y E Eidam. 2015. "Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Coastal geomorphic change." *Geomorphology* 246:649-668.

- Gerard, D. 2000. "The law and economics of reclamation bonds." *Resources Policy* 26:189-197.
- Glenn, EP, PL Nagler, PB Shafroth y CJ Jarchow. 2017. "Effectiveness of environmental flows for riparian restoration in arid regions: A tale of four rivers." *Ecological Engineering* 106:695-703.
- Gomez-Aparicio, L. 2009. "The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems." *Journal of Ecology* 97:1202-1214.
- Goosem, S y NIG Tucker. 2013. *Repairing the Rainforest*. Cairns: Wet Tropics Management Authority and Biotropica Australia.
- Greco, SE. 1999. *Monitoring Riparian Landscape Change and Modeling Habitat Dynamics of the Yellow-Billed Cuckoo on the Sacramento River, California*. Ph.D. Dissertation: University of California, Davis.
- Greenbelt Movement. n.d. "[Our history](#)." Documento web accesado en noviembre 27, 2018.
- Greene, HC y JT Curtis. 1950. "Germination studies of Wisconsin prairie plants." *American Midland Naturalist* 39:186-194.
- Greene, HC y JT Curtis. 1953. "The re-establishment of prairie in the University of Wisconsin Arboretum." *Wild Flower* 29:77-88.
- Griffin, CP. 1998. *Factors Affecting Captive Prairie Chicken Production*. Ph.D. Dissertation: Texas A&M University.
- Griscom, BW, J Adams, PW Ellis, RA Houghton, G Lomax, DA Miteva, WH Schlesinger, et al. 2017. "Natural climate solutions." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114:11645-11650.
- Grootjans, AP, HWT Geelen, AJM Jansen y EJ Lammerts. 2002. "Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands." En *Ecological Restoration of Aquatic and Semi-Aquatic Ecosystems in the Netherlands (NW Europe)*, editado por PH Nienhuis y RD Gulati, 181-203. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Guerrero, AM, L Shoo, G Iacona, RJ Standish, CP Catterall, L Rumpff, K de Bie, et al. 2017. "Using structured decision-making to set restoration objectives when multiple values and preferences exist." *Restoration Ecology* 25:858-865.
- Gulati, RD, LMD Pires y E van Donk. 2012. "Restoration of freshwater lakes." En *Restoration Ecology*, editado por J Van Andel y J Aronson, 233-247. Malden, MA: Blackwell Publishing.
- Gunn, J. 1995. *Restoration and Recovery of an Industrial Region—Progress in Restoring the Smelter-Damaged Landscape near Sudbury, Canada*. New York: Springer-Verlag.

- Gutierrez, V y M Keijzer. 2015. "Funding forest landscape restoration using a business-centred approach: An NGO's perspective." *Unasylva* 66:99.
- Hale, R, R Mac Nally, DT Blumstein y SE Swearer. 2019. "[Evaluating where and how habitat restoration is undertaken for animals.](#)" *Restoration Ecology* 27: 775-781.
- Hallett, LM, RJ Standish, KB Hulvey, MR Gardener, KN Suding, BM Starzomski, SD Murphy y JA Harris. 2013. "Towards a conceptual framework for novel ecosystems." En *Novel Ecosystems*, editado por RJ Hobbs, ES Higgs y CM Hall, 17-28. Hoboken, NJ: John Wiley and Sons.
- Hansen, AT, CL Dolph, E Foufoula-Georgiou y JC Finlay. 2018. "Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale." *Nature Geoscience* 11:127-132.
- Hansson, A y P Dargusch. 2017. "[An estimate of the financial cost of peatland restoration in Indonesia.](#)" *Case Studies in the Environment*. University of California Press.
- Havens, K, P Vitt, S Still, AT Kramer, JB Fant y K Schatz. 2015. "Seed sourcing for restoration in an era of climate change." *Natural Areas Journal* 35:122-133.
- Hawlena, D, D Saltz, Z Abramsky y A Bouskila. 2010. "Ecological trap for desert lizards caused by anthropogenic changes in habitat structure that favor predator activity." *Conservation Biology* 24:803-809.
- Hedrick, PW y R Fredrickson. 2010. "Genetic rescue guidelines with examples from Mexican wolves and Florida panthers." *Conservation Genetics* 11:615-626.
- Herman, MR y AP Nejadhashemi. 2015. "A review of macroinvertebrate- and fish-based stream health indices." *Ecohydrology & Hydrobiology* 15:53-67.
- Herrick, JE, JW Van Zee, K Havstad, LM Burkett y WG Whitford. 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland and Savanna Ecosystems*. Las Cruces, NM: USDA - ARTS Jornada Experimental Range.
- Higgs, E, DA Falk, A Guerrini, M Hall, J Harris, RJ Hobbs, ST Jackson, JM Rhemtulla y W Throop. 2014. "The changing role of history in restoration ecology." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12:499-506.
- Hilderbrand, RH, AC Watts y AM Randle. 2005. "[The myths of restoration ecology.](#)" *Ecology and Society* 10: article 19.
- Hobbs, RJ, LM Hallett, PR Ehrlich y HA Mooney. 2011. "Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century." *BioScience* 61:442-450.
- Hobbs, RJ, E Higgs y JA Harris. 2009. "Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration." *Trends in Ecology & Evolution* 24:599-605.

- Hobbs, RJ y KN Suding. 2009. *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Hoddle, M.N.D. "[Quagga and zebra mussels.](#)" Center for Invasive Species Research, University of California Riverside. Documento web accesado en enero 2, 2018.
- Holl, KD. 2002a. "Effect of shrubs on tree seedling establishment in abandoned tropical pasture." *Journal of Ecology* 90:179-187.
- Holl, KD. 2002b. "Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA." *Journal of Applied Ecology* 39:960-970
- Holl, KD. 2012. "Tropical forest restoration." En *Restoration Ecology*, editado por J Van Andel y J Aronson, 103-114. Malden, MA: Blackwell Publishing.
- Holl, KD y TM Aide. 2011. "When and where to actively restore ecosystems?". *Forest Ecology and Management* 261:1558-1563.
- Holl, KD y J Cairns, Jr. 2002. "Monitoring and appraisal." En *Handbook of Ecological Restoration*, Vol. 1, editado por MR Perrow y AJ Davy, 411-432. Cambridge: Cambridge University Press.
- Holl, KD, EE Crone y CB Schultz. 2003. "Landscape restoration: Moving from generalities to methodologies." *BioScience* 53:491-502.
- Holl, KD, EA Howard, TM Brown, RG Chan, TS de Silva, ET Mann, JA Russell y WH Spangler. 2014. "Efficacy of exotic control strategies for restoring coastal prairie grasses." *Invasive Plant Science and Management* 7:590-598.
- Holl, KD y RD Howarth. 2000. "Paying for restoration." *Restoration Ecology* 8:260-267.
- Holloran, P, A Mackenzie, S Farrell y D Johnson. 2004. *The Weed Workers Handbook*. Richmond, CA: California Invasive Plant Council.
- Hua, FY, XY Wang, XL Zheng, B Fisher, L Wang, JG Zhu, Y Tang, DW Yu y DS Wilcove. 2016. "[Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme.](#)" *Nature Communications* 7: article 12717.
- Hüttermann, A, LJB Oriquiriza y H Agaba. 2009. "Application of superabsorbent polymers for improving the ecological chemistry of degraded or polluted lands." *Clean - Soil, Air, Water* 37:517-526.
- Iftekhar, MS, M Polyakov, D Ansell, F Gibson y GM Kay. 2017. "How economics can further the success of ecological restoration." *Conservation Biology* 31:261-268.
- International Rivers. 2014. "[The state of the world's rivers.](#)" Documento web accesado en mayo 2, 2018.
- Inyo County Water Department. n.d. "[Lower Owens River project.](#)" Documento web accesado en enero 8, 2019.

- IPBES. 2018. *Summary for Policymakers of the Assessment Report on Land Degradation and Restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. editado por RJ Scholes, L. Montaneralla, E. Brainich, N. Barger, B. ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus, et al. Bonn: IPBES secretariat.
- Island Conservation. 2017. "[Impact report 2016 / 2017.](#)" Documento web accedido en marzo 26, 2018.
- Jankowski, KL, TE Törnqvist y AM Fernandes. 2017. "[Vulnerability of Louisiana's coastal wetlands to present-day rates of relative sea-level rise.](#)" *Nature Communications* 8: article 14792.
- Jones, HP, ND Holmes, SHM Butchart, BR Tershy, PJ Kappes, I Corkery, A Aguirre-Muñoz, et al. 2016. "Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:4033-4038.
- Jordan, WR, III. 2003. *The Sunflower Forest*. Berkeley: University of California Press.
- Kaiser-Bunbury, CN, J Mougai, AE Whittington, T Valentin, R Gabriel, JM Olesen y N Blüthgen. 2017. "Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function." *Nature* 542:223-227.
- Kark, S, A Tulloch, A Gordon, T Mazor, N Bunnefeld y N Levin. 2015. "Cross-boundary collaboration: Key to the conservation puzzle." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 12:12-24.
- Keeley, JE. 2002. "Native American impacts on fire regimes of the California coastal ranges." *Journal of Biogeography* 29:303-320.
- Keeley, JE y CJ Fotheringham. 1998. "Smoke-induced seed germination in California chaparral." *Ecology* 79:2320-2336.
- Kerr, DW, IB Hogle, BS Ort y WJ Thornton. 2016. "A review of 15 years of *Spartina* management in the San Francisco Estuary." *Biological Invasions* 18:2247-2266.
- Kimball, S, M Lulow, Q Sorenson, K Balazs, Y-C Fang, SJ Davis, M O'Connell y TE Huxman. 2015. "Cost-effective ecological restoration." *Restoration Ecology* 23:800-810.
- Klimkowska, A, W Kotowski, R van Diggelen, AP Grootjans, P Dzierza y K Brzezinska. 2010. "Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer." *Restoration Ecology* 18:924-933.
- Koch, JM. 2007. "Restoring a jarrah forest understorey vegetation after bauxite mining in Western Australia." *Restoration Ecology* 15:S26-S39.
- Koebel, JW y SG Bousquin. 2014. "The Kissimmee River restoration project and evaluation program, Florida, U.S.A." *Restoration Ecology* 22:345-352.
- Kondolf, GM. 1995. "Five elements for effective evaluation of stream restoration." *Restoration Ecology* 3:133-136.

- Kronvang, B, L Svendsen, A Brookes, K Fisher, B Møller, O Ottosen, M Newson y D Sear. 1998. "Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, III—Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment and nutrients." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8:209-222.
- Ladouceur, E, B Jiménez-Alfaro, M Marin, M De Vitis, H Abbandonato, PPM Iannetta, C Bonomi y HW Pritchard. 2018. "[Native seed supply and the restoration species pool.](#)" *Conservation Letters* 11: article e12381.
- Lambin, EF y P Meyfroidt. 2011. "Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:3465-3472.
- Lande, R. 1993. "Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes." *American Naturalist* 142:911-927.
- Larkin, DJ, GL Bruland y JB Zedler. 2016. "Heterogeneity theory and ecological restoration." En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por MA Palmer, JB Zedler y DA Falk, 271-300. Washington, DC: Island Press.
- Latawiec, AE, BBN Strassburg, PHS Brancalion, RR Rodrigues y T Gardner. 2015. "Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes." *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:211-218.
- Le Maitre, DC, M Gaertner, E Marchante, E-J Ens, PM Holmes, A Pauchard, PJ O'Farrell, et al. 2011. "Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration." *Diversity and Distributions* 17:1015-1029.
- Leahy, JG y RR Colwell. 1990. "Microbial degradation of hydrocarbons in the environment." *Microbiological Reviews* 54:305-315.
- Lees, AC y CA Peres. 2008. "Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals." *Conservation Biology* 22:439-449.
- Lindell, CA. 2008. "The value of animal behavior in evaluations of restoration success." *Restoration Ecology* 16:197-203.
- Lindenmayer, DB y GE Likens. 2018. *Effective Ecological Monitoring*. London: Earthscan.
- Locatelli, B, CP Catterall, P Imbach, C Kumar, R Lasco, E Marin-Spiotta, B Mercer, et al. 2015. "Tropical reforestation and climate change: Beyond carbon." *Restoration Ecology* 23:337-343.
- Lockwood, JL y SL Pimm. 1999. "When does restoration succeed?" En *Ecological Assembly Rules*, editado por E Weiher y P Keddy, 363-392. Cambridge: Cambridge University Press.

- Lopes-Fernandes, M, C Espírito-Santo y A Frazão-Moreira. 2018. "The return of the Iberian lynx to Portugal: Local voices." *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 14:3.
- Louda, SM y CW O'Brien. 2002. "Unexpected ecological effects of distributing the exotic weevil." *Conservation Biology* 16:717-727.
- MacArthur, RH y EO Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Maheshwari, A, N Midha y A Cherukupalli. 2014. "Participatory rural appraisal and compensation intervention: Challenges and protocols while managing large carnivore-human conflict." *Human Dimensions of Wildlife* 19:62-71.
- Mamun, A-A. 2010. "Understanding the value of local ecological knowledge and practices for habitat restoration in human-altered floodplain systems: A case from Bangladesh." *Environmental Management* 45:922-938.
- Mansourian, S. 2017. "Governance and restoration." En *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, editado por SK Allison y SD Murphy, 401-413. London: Routledge.
- Marin-Spiotta, E y R Ostertag. 2016. "Recovery of ecosystem processes: Carbon and energy flows in restored wetlands, grassland, and forests." En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por MA Palmer, JB Zedler y DA Falk, 365-394. Washington, DC: Island Press.
- Maron, M, CD Ives, H Kujala, JW Bull, FJF Maseyk, S Bekessy, A Gordon, et al. 2016. "Taming a wicked problem: Resolving controversies in biodiversity offsetting." *BioScience* 66:489-498.
- Marsh, LL, DR Porter y DA Slaveson. 1996. *Mitigation banking: Theory and Practice*. Washington, DC: Island Press.
- Martin, DM y JE Lyons. 2018. "Monitoring the social benefits of ecological restoration." *Restoration Ecology* 26:1045-1050.
- Maschinski, J y KE Haskins. 2012. *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Washington, DC: Island Press.
- Matzek, V, C Puleston y J Gunn. 2015. "Can carbon credits fund riparian forest restoration?". *Restoration Ecology* 23:7-14.
- May, J, RJ Hobbs y LE Valentine. 2017. "Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia." *Biological Conservation* 206:249-257.
- Mazaika, K. 2004. "The Mono Lake case." En *Braving the Currents: Evaluating Environmental Conflict Resolution in the River Basins of the American West*, editado por TP d'Estrée y BG Colby, 71-105. New York: Springer US.

- McAlpine, C, CP Catterall, R Mac Nally, D Lindenmayer, JL Reid, KD Holl, AF Bennett, et al. 2016. "Integrating plant- and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity." *Frontiers in Ecology and the Environment* 14:37-45.
- McCallum, KP, AJ Lowe, MF Breed y DC Paton. 2018. "Spatially designed revegetation—Why the spatial arrangement of plants should be as important to revegetation as they are to natural systems." *Restoration Ecology* 26:446-455.
- McCrackin, ML, HP Jones, PC Jones y D Moreno-Mateos. 2017. "Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis." *Limnology and Oceanography* 62:507-518.
- McIntire, EJB, CB Schultz y EE Crone. 2007. "Designing a network for butterfly habitat restoration: Where individuals, populations and landscapes interact." *Journal of Applied Ecology* 44:725-736.
- Meli, P, M Martínez-Ramos, JM Rey-Benayas y J Carabias. 2014. "Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration." *Applied Vegetation Science* 17:744-753.
- Melis, TS, J Korman y TA Kennedy. 2012. "Abiotic & biotic responses of the Colorado River to controlled floods at Glen Canyon Dam, Arizona, USA." *River Research and Applications* 28:764-776.
- Mendenhall, CD, CH Sekercioglu, FO Brenes, PR Ehrlich y GC Daily. 2011. "Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:16313-16316.
- Meretsky, VJ, DL Wegner y LE Stevens. 2000. "Balancing endangered species and ecosystems: A case study of adaptive management in Grand Canyon." *Environmental Management* 25:579-586.
- Merkel, FR. 2010. "Evidence of recent population recovery in common eiders breeding in western Greenland." *Journal of Wildlife Management* 74:1869-1874.
- Metzger, JP y PHS Brancalion. 2016. "Landscape ecology and restoration processes." En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por MA Palmer, JB Zedler y DA Falk, 90-120. Washington, DC: Island Press.
- Michener, WK. 1997. "Quantatively evaluating restoration experiments: Research design, statistical analysis and data management considerations." *Restoration Ecology* 5:324-337.
- Middleton, EL y JD Bever. 2012. "Inoculation with a native soil community advances succession in a grassland restoration." *Restoration Ecology* 20:218-226.
- Millar, CI y LB Brubaker. 2006. "Climate change and paleoecology: New contexts for restoration ecology." En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por DA Falk, MA Palmer y JB Zedler, 315-340. Washington, DC: Island Press.

- Millenium Ecosystem Assessment. 2015. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Montalvo, A y N Ellstrand. 2000. "Transplantation of the subshrub *Lotus scoparius*: Testing the home-site advantage hypothesis." *Conservation Biology* 14:1034-1045.
- Moody, ME y RN Mack. 1988. "Controlling the spread of plant invasions: The importance of nascent foci." *Journal of Applied Ecology* 25:1009-1021.
- Moreno-Mateos, D, EB Barbier, PC Jones, HP Jones, J Aronson, JA López-López, ML McCrackin, et al. 2017. "[Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt.](#)" *Nature Communications* 8: article 14163.
- Moreno-Mateos, D, ME Power, FA Comín y R Yockteng. 2012. "[Structural and functional loss in restored wetland ecosystems.](#)" *PLOS Biology* 10: article e1001247.
- Morrison, MJ. 2009. *Restoring Wildlife*. Washington, DC: Island Press.
- Munshower, FF. 1994. *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Murcia, C y J Aronson. 2014. "Intelligent tinkering in ecological restoration." *Restoration Ecology* 22:279-283.
- Murcia, C, J Aronson, GH Kattan, D Moreno-Mateos, K Dixon y D Simberloff. 2014. "A critique of the 'novel ecosystem' concept." *Trends in Ecology & Evolution* 29:548-553.
- Murcia, C, MR Guariguata, Á Andrade, GI Andrade, J Aronson, EM Escobar, A Etter, et al. 2016. "Challenges and prospects for scaling-up ecological restoration to meet international commitments: Colombia as a case study." *Conservation Letters* 9:213-220.
- Murcia, C. 1995. "Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation." *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Narayan, S, MW Beck, BG Reguero, IJ Losada, B van Wesenbeeck, N Pontee, JN Sanchirico, et al. 2016. "[The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences.](#)" *PLoS One* 11: article e0154735.
- National Research Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems*. Washington, DC: National Academy Press.
- National Research Council. 2001. *Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act*. Washington, DC: National Academy Press.
- Nilsson, C, T Riis, JM Sarneel y K Svavarsdóttir. 2018. "Ecological restoration as a means of managing inland flood hazards." *BioScience* 68:89-99.
- NJCWRP. n.d. "[New Jersey corporate wetlands partnership.](#)" Documento web accesado en abril 24, 2018.

- Norton, DA. 2009. "Species invasions and the limits to restoration: Learning from the New Zealand experience." *Science* 325:569-571.
- Ogutu-Ohwayo, R. 1990. "The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*." *Environmental Biology of Fishes* 27:81-96.
- Osenberg, CW, BM Bolker, J-SS White, CM St. Mary y JS Shima. 2006. "Statistical issues and study design in ecological restorations: Lessons learned from marine reserves." En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por DA Falk, MA Palmer y JB Zedler, 280-302. Washington, DC: Island Press.
- Osland, MJ, NM Enwright, RH Day, CA Gabler, CL Stagg y JB Grace. 2016. "Beyond just sea-level rise: Considering macroclimatic drivers within coastal wetland vulnerability assessments to climate change." *Global Change Biology* 22:1-11.
- Pagiola, S. 2008. "Payments for environmental services in Costa Rica." *Ecological Economics* 65:712-724.
- Palmer, MA, DA Falk y JB Zedler. 2006. "Ecological theory and restoration ecology." En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por DA Falk, MA Palmer y JB Zedler, 1-10. Washington, DC: Island Press.
- Palmer, MA, KL Hondula y BJ Koch. 2014. "Ecological restoration of streams and rivers: Shifting strategies and shifting goals." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45:247-269.
- Palmer, MA y J Ruhl. 2015. "Aligning restoration science and the law to sustain ecological infrastructure for the future." *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:512-519.
- Palmer, MA, JB Zedler y DA Falk (eds.). 2016. *Foundations of Restoration Ecology*, 2nd edition. Washington, DC: Island Press.
- Parker, VT y KE Boyer. 2017. "[Sea-level rise and climate change impacts on an urbanized Pacific Coast estuary.](#)" *Wetlands* 39:1219-1232.
- Pauly, D. 1995. "Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries." *Trends in Ecology & Evolution* 10:430.
- Perry, D y G Perry. 2008. "Improving interactions between animal rights groups and conservation biologists." *Conservation Biology* 22:27-35.
- Pilon-Smits, EA y JL Freeman. 2006. "Environmental cleanup using plants: biotechnological advances and ecological considerations." *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:203-210.
- Pimentel, D, R Zuniga y D Morrison. 2005. "Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States." *Ecological Economics* 52:273-288.

- Pípalová, I. 2006. "A Review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies." *Journal of Aquatic Plant Management* 44:1-12.
- Pistorius, T y H Freiberg. 2014. "From target to implementation: Perspectives for the international governance of forest landscape restoration." *Forests* 5:482-497.
- Potts, MD, T Holland, BFN Erasmus, S Arnhold, S Athayde, CJ Carlson, MS Fennessy, et al. 2018. "Chapter 5: Land degradation and restoration associated with changes in ecosystem services and functions, and human well-being and good quality of life." En *The IPBES Assessment Report on Land Degradation and Restoration*, editado por L Montanarella, R Scholes y A Brainich, 341-432. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Prach, K y R del Moral. 2015. "Passive restoration is often quite effective: Response to Zahawi et al. (2014)." *Restoration Ecology* 23:344-346.
- Pretty, JN, CF Mason, DB Nedwell, RE Hine, S Leaf y R Dils. 2003. "Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales." *Environmental Science & Technology* 37:201-208.
- Prober, SM, VAJ Doerr, LM Broadhurst, KJ Williams y F Dickson. 2019. "[Shifting the conservation paradigm: A synthesis of options for renovating nature under climate change.](#)" *Ecological Monographs* 89: article e01333.
- Raddum, GG, A Fjellheim y BL Skjelkvåle. 2001. "Improvements in water quality and aquatic ecosystems due to reduction in sulphur deposition in Norway." *Water, Air, and Soil Pollution* 130:87-98.
- Reid, JL, ME Fagan, J Lucas, J Slaughter y RA Zahawi. 2019. "[The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica.](#)" *Conservation Letters* 12: article e12607.
- Rein, FA, M Los Huertos, KD Holl y JH Langenheim. 2007. "Restoring native grasses as vegetative buffers in a coastal California agricultural landscape." *Madroño* 54:249-257.
- Reitbergen-McCracken, J, S Maginnis y A Sarre. 2007. *The Forest Landscape Restoration Handbook*. London: Routledge.
- Rey Benayas, JM y JM Bullock. 2012. "Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land." *Ecosystems* 15:883-899.
- Rey Benayas, JM y JM Bullock. 2015. "Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes." En *Rewilding European Landscapes*, editado por HM Pereira y LM Navarro, 127-142. London: Springer.

- Rey Benayas, JM, JM Bullock y AC Newton. 2008. "Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use." *Frontiers in Ecology and Environment* 6:329-336.
- Rey Benayas, JM, AC Newton, A Diaz y JM Bullock. 2009. "Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis." *Science* 325:1121-1124.
- Rieger, J, J Stanley y R Traynor. 2014. *Project Planning and Management for Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Riley, AL. 2016. *Restoring Neighborhood Streams*. Washington, DC: Island Press.
- Rodrigues, RR, RAF Lima, S Gandolfi y AG Nave. 2009. "On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest." *Biological Conservation* 142:1242-1251.
- Roni, P y T Beechie 2012. *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Oxford: John Wiley & Sons.
- Rosenzweig, ST, MA Carson, SG Baer y JM Blair. 2016. "Changes in soil properties, microbial biomass, and fluxes of C and N in soil following post-agricultural grassland restoration." *Applied Soil Ecology* 100:186-194.
- Rosgen, D 1998. *Applied Stream Geomorphology*. Pagoda Spring, CO: Widland Hydrology.
- Sampaio, AB, KD Holl y A Scariot. 2007. "Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil?". *Restoration Ecology* 15:462-471.
- Sankaran, M y TM Anderson. 2009. "Management and restoration in African savannas: Interactions and feedbacks." En *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*, editado por RJ Hobbs y KN Suding, 136-155. Washington, DC: Island Press.
- Schlaepfer, MA, DF Sax y JD Olden. 2011. "The potential conservation value of non-native species." *Conservation Biology* 25:428-437.
- Schlesinger, WH y ES Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Amsterdam: Elsevier/Academic Press.
- Schoukens, H y A Cliquet. 2016. "[Biodiversity offsetting and restoration under the European Union Habitats Directive: Balancing between no net loss and deathbed conservation?](#)" *Ecology and Society* 21: article 10.
- Scott, DA, SG Baer y JM Blair. 2017. "Recovery and relative influence of root, microbial, and structural properties of soil on physically sequestered carbon stocks in restored grassland." *Soil Science Society of America Journal* 81:50-60.

- Seabloom, EW, ET Borer, VL Boucher, RS Burton, KL Cottingham, L Goldwasser, WK Gram, BE Kendall y F Micheli. 2003. "Competition, seed limitation, disturbance, and reestablishment of California native annual forbs." *Ecological Applications* 13:575-592.
- Seddon, PJ, CJ Griffiths, PS Soorae y DP Armstrong. 2014. "Reversing defauna-tion: Restoring species in a changing world." *Science* 345:406-412.
- Shier, DM. 2006. "Effect of family support on the success of translocated black-tailed prairie dogs." *Conservation Biology* 20:1780-1790.
- Shier, DM y DH Owings. 2006. "Effects of predator training on behavior and post-release survival of captive prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*)." *Biological Conservation* 132:126-135.
- Shono, K, EA Cadaweng y PB Durst. 2007. "Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands." *Restoration Ecology* 15:620-626.
- Simberloff, D y LG Abele. 1976. "Island biogeography and conservation practice." *Science* 191:285-286.
- Sims, L, S Tjosvold, D Chambers y M Garbelotto. 2019. "Control of Phytophthora species in plant stock for habitat restoration through best management practices." *Plant Pathology* 68:196-204.
- Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group (SER). 2004. *The SER Primer on Ecological Restoration*. Washington, DC: Society for Ecology Restoration International.
- Southern California Wetlands Recovery Project. 2018. "[Bolsa Chica wetland restoration](#)." Documento web accesado en mayo 5, 2018.
- Sprague, TA y HL Bateman. 2018. "[Influence of seasonality and gestation on habitat selection by northern Mexican gartersnakes \(*Thamnophis eques megalops*\)](#)." *PLOS One* 13: article e0191829.
- Stahlheber, KA y CM D'Antonio. 2013. "Using livestock to manage plant composition: A meta-analysis of grazing in California Mediterranean grasslands." *Biological Conservation* 157:300-308.
- Steensen, DL y TA Spreiter. 1992. "Watershed rehabilitation in Redwood National Park." En *Achieving Land Use Potential Through Reclamation: Proceedings of the Ninth Annual National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation*, 280-286. Duluth, MN: American Society for Surface Mining and Reclamation.
- Strassburg, BBN, HL Beyer, R Crouzeilles, A Iribarrem, F Barros, MF de Siqueira, A Sánchez-Tapia, et al. 2019. "Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs." *Nature Ecology & Evolution* 3:62-70.

- Stromberg, JC. 2001. "Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism." *Journal of Arid Environments* 49:17-34.
- Suding, KN, KL Gross y GR Houseman. 2004. "Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology." *Trends in Ecology & Evolution* 19:46-53.
- Suding, KN, E Higgs, M Palmer, JB Callicott, CB Anderson, M Baker, JJ Gutrich, et al. 2015. "Committing to ecological restoration." *Science* 348:638-640.
- Suding, KN, E Spotswood, D Chapple, E Beller y K Gross. 2016. "Ecological dynamics and ecological restoration." En *11 Foundations of Restoration Ecology*, editado por MA Palmer, JB Zedler y DA Falk, 27-56. Washington, DC: Island Press.
- Swan, KD, JM McPherson, PJ Seddon y A Moehrensclager. 2016. "Managing marine biodiversity: The rising diversity and prevalence of marine conservation translocations." *Conservation Letters* 9:239-251.
- Swenson, RO, K Whitener y M Eaton. 2003. "Restoring floods to floodplains: Riparian and floodplain restoration at the Consumnes River Preserve." En *California Riparian Systems: Processes and Floodplains Management, Ecology, and Restoration*, 224-229. Sacramento, CA: Riparian Habitat Joint Venture.
- Tablado, Z, JL Tella, JA Sánchez-Zapata y F Hiraldo. 2010. "The paradox of the long-term positive effects of a North American crayfish on a European community of predators." *Conservation Biology* 24:1230-1238.
- Taylor, BD y RL Goldingay. 2012. "Restoring connectivity in landscapes fragmented by major roads: A case study using wooden poles as "stepping stones" for gliding mammals." *Restoration Ecology* 20:671-678.
- Telesetsky, A. 2017. "Eco-restoration, private landowners and overcoming the status quo bias." *Griffith Law Review* 26:248-274.
- Telesetsky, A, A Cliquet y A Akhtar-Khavari. 2017. *Ecological Restoration in International Environmental Law*. London: Routledge.
- Temperton, VM, A Baasch, P von Gillhaussen y A Kirmer. 2016. "Assembly theory for restoring ecosystem structure and functioning: Timing is everything?" En *Foundations of Restoration Ecology*, editado por MA Palmer, JB Zedler y DA Falk, 245-270. Washington, DC: Island Press.
- Templeton, AR, H Brazeal y JL Neuwald. 2011. "The transition from isolated patches to a metapopulation in the eastern collared lizard in response to prescribed fires." *Ecology* 92:1736-1747.
- Thaman, B, RR Thaman, A Balawa y J Veitayaki. 2017. "The recovery of a tropical marine mollusk fishery: A transdisciplinary community-based approach in Navakavu, Fiji." *Journal of Ethnobiology* 37:494-513.

- Tharme, RE. 2003. "A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers." *River Research and Applications* 19:397-441.
- Thayer, GW, TA McTigue, RJ Salz, DH Merkey, FM Burrows y PF Gayaldo. 2005. *Science-Based Restoration Monitoring of Coastal Habitats*. Volume 2. Tools for Monitoring Coastal Habitats., Decision Analysis Series No. 23. Silver Springs, MD: NOAA Coastal Ocean Program.
- The Nature Conservancy. 2018. "[Insuring nature to ensure a resilient future.](#)" Documento web accesado en marzo 15, 2019.
- Tompkins Conservation. n.d. "[Landscape restoration.](#)" Documento web accesado en abril 24, 2018.
- Tongway, DJ y JA Ludwig. 1996. "Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia I. Restoring productive soil patches." *Restoration Ecology* 4:388-406.
- Török, P y A Helm. 2017. "Ecological theory provides strong support for habitat restoration." *Biological Conservation* 206:85-91.
- Tucker, NIG y T Simmons. 2009. "Restoring a rainforest habitat linkage in north Queensland: Donaghy's Corridor." *Ecological Management & Restoration* 10:98-112.
- [Turner Endangered Species Fund](#). n.d. Documento web accesado en abril 2, 2019.
- Uprety, Y, H Asselin, Y Bergeron, F Doyon y J-F Boucher. 2012. "Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications." *Ecoscience* 19:225-237.
- US Department of Agriculture (USDA). 2016. "[Greater sage-grouse conservation & the sagebrush ecosystem.](#)" Documento web accesado en abril 26, 2018.
- US Fish and Wildlife Service (USFWS). 2012. "[Welcome to the common murre restoration project.](#)" Documento web accesado en abril 30, 2018.
- van Oppen, MJH, JK Oliver, HM Putnam y RD Gates. 2015. "Building coral reef resilience through assisted evolution." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:2307-2313.
- Van Vooren, L, B Reubens, S Broekx, PD Frenne, V Nelissen, P Pardon y K Verheyen. 2017. "Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 244:32-51.
- van Wilgen, BW, GG Forsyth, DC Le Maitre, A Wannenburg, JDF Kotzé, E van den Berg y L Henderson. 2012. "An assessment of the effectiveness of a large, national-scale invasive alien plant control strategy in South Africa." *Biological Conservation* 148:28-38.

- van Wilgen, BW y A Wannenburg. 2016. "Co-facilitating invasive species control, water conservation and poverty relief: Achievements and challenges in South Africa's Working for Water programme." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 19:7-17.
- Vandermeer, J, IG de la Cerda, D Boucher, I Perfecto y J Ruiz. 2000. "Hurricane disturbance and tropical tree species diversity." *Science* 290:788-791.
- Veloz, SD, N Nur, L Salas, D Jongsomjit, J Wood, D Stralberg y G Ballard. 2013. "Modeling climate change impacts on tidal marsh birds: Restoration and conservation planning in the face of uncertainty." *Ecosphere* 4: article 49.
- Viani, RAG, KD Holl, A Padovezi, BBN Strassburg, FT Farah, LC Garcia, RB Chaves, RR Rodrigues y PHS Brancalion. 2017. "Protocol for monitoring tropical forest restoration." *Tropical Conservation Science* 10: article 1940082917697265.
- .
- Vieira, DLM, KD Holl y FM Peneireiro. 2009. "Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery." *Restoration Ecology* 17:451-459.
- Vitt, P, K Havens, AT Kramer, D Sollenberger y E Yates. 2010. "Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes." *Biological Conservation* 143:18-27.
- Vogl, K. 1980. "The ecological factors that produce perturbation-dependent ecosystems." En *The Recovery Process in Damaged Ecosystems*, editado por J Cairns Jr, 63-94. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science.
- Walker, BA, C Dixon, P Drobney, S Jacobi, VM Hunt, A McColpin, K Viste-Sparkman y L Straw. 2018. "The prairie reconstruction initiative database: Promoting standardized documentation of reconstructions." *Ecological Restoration* 36:3-5.
- Walker, GB, SL Senecah y SE Daniels. 2006. "From the forest to the river: Citizens' views of stakeholder engagement." *Human Ecology Review* 13:193-202.
- Walker, LR y R Del Moral. 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Walters, C. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. New York: MacMillan Co.
- Watson, James EM, Danielle F Shanahan, M Di Marco, J Allan, William F Laurance, Eric W Sanderson, B Mackey y O Venter. 2016. "Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets." *Current Biology* 26:2929-2934.
- Watts, C y D Thornburrow. 2009. "Where have all the weta gone? Results after two decades of transferring a threatened New Zealand giant weta, *Deinacrida mahoenui*." *Journal of Insect Conservation* 13:287-295

- Wehi, PM. 2009. "Indigenous ancestral sayings contribute to modern conservation partnerships: examples using *Phormium tenax*." *Ecological Applications* 19:267-275.
- Whisenant, SG. 1999. *Repairing Damaged Wildlands: A Process-Oriented, Landscape-Approach*. Cambridge: Cambridge University Press.
- White, PS y JL Walker. 1997. "Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology." *Restoration Ecology* 5:338-349.
- Wickramasinghe, D. 2017. "Regreening the coast: Community-based mangrove conservation and restoration in Sri Lanka." En *Participatory Mangrove Management in a Changing Climate: Perspectives from the Asia-Pacific*, editado por R DasGupta y R Shaw, 161-171. Tokyo: Springer Japan.
- Wikramanayake, E, A Manandhar, S Bajimaya, S Nepal, G Thapa y K Thapa. 2010. "The Terai Arc landscape: A tiger conservation success story in a human-dominated landscape." En *Tigers of the World*, editado por R Tilson y PJ Nyhus, 163-173. Boston: William Andrew Publishing.
- Wilson, CW, RE Masters y GA Buckenhofer. 1995. "Breeding bird response to pine-grassland community restoration for red-cockaded woodpeckers." *Journal of Wildlife Management* 59:56-67.
- Wilson, SD. 2015. "Managing contingency in semiarid grassland restoration through repeated planting." *Restoration Ecology* 23:385-392.
- Witte, F, BS Msuku, JH Wanink, O Seehausen, EFB Katunzi, PC Goudswaard y T Goldschmidt. 2000. "Recovery of cichlid species in Lake Victoria: An examination of factors leading to differential extinction." *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10:233-241.
- Wohl, E, SN Lane y AC Wilcox. 2015. "The science and practice of river restoration." *Water Resources Research* 51:5974-5997.
- Woods, B. 1984. "Ants disperse seeds of herb species in a restore maple forest (Wisconsin)." *Restoration and Management Notes* 2:29-30.
- World Bank. n.d. "[Landscape approach to forest restoration and conservation](#)." Documento web accesado en abril 23, 2019.
- Wright, EC y JA Souder. 2018. "[Using applied science for effective watershed restoration and coho salmon recovery in coastal Oregon streams](#)." *Case Studies in the Environment* 2(1):1-9.
- Wubs, ERJ, WH van der Putten, M Bosch y TM Bezemer. 2016. "[Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems](#)." *Nature Plants* 2:16107.
- Zahawi, RA y CK Augspurger. 1999. "Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador." *Biotropica* 31:540-552.

Zahawi, RA, JP Dandois, KD Holl, D Nadwodny, JL Reid y EC Ellis. 2015. "Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery." *Biological Conservation* 186:287-295.

CASOS DE ESTUDIO

RECURSOS DISPONIBLES

Los siguientes recursos están disponibles a través del sitio web de este libro en inglés: islandpress.org/primer-ecological-restoration

Los estudios de caso proporcionan descripciones detalladas de ocho proyectos de restauración en todo el mundo junto con mapas en color e ilustraciones. Se eligieron para ilustrar una variedad de conceptos generales discutidos en este libro, y se hace referencia a ellos en el texto donde sea relevante.

Manglares asiáticos (Asian Mangrove) la participación de la comunidad en la restauración de manglares reduce los peligros costeros y mejora los medios de vida humanos, Indonesia y Sri Lanka—Karen D. Holl

Bosque Atlántico (Atlantic Forest) la participación de diversas partes interesadas conduce a éxitos de restauración a gran escala en el ecosistema del bosque atlántico, Brasil—Karen D. Holl y Pedro HS Brancalion.

Río Elwha (Elwha River) Eliminación de presas para restaurar procesos físicos y ecológicos, Washington—Karen D. Holl y Amy East.

Tortuga de Galápagos (Galapagos Tortoise) Retroalimentación ecológica compleja de la reintroducción de tortugas gigantes en las Islas Galápagos, Ecuador—Karen D. Holl y J. Leighton Reid.

Río Kissimmee (Kissimmee River) Restauración a gran escala del flujo de agua, la forma del canal y las comunidades ecológicas, Florida—Karen D. Holl y Joseph W. Koebel Jr.

Río Sacramento (Sacramento River) equilibrar los objetivos de restauración ecológica y social para restaurar el hábitat ribereño a lo largo de un río de llanura aluvial de tierras bajas, California—Karen D. Holl y Gregory H. Golet.

Eliminación de Tamarix (Tamarisk Removal) la restauración del hábitat ribereño da como resultado juicios y preocupación por un ave en peligro de extinción en el oeste de los Estados Unidos—Josephine C. Lesage y Tom L. Dudley.

Younger Lagoon integración de la enseñanza y la investigación en la restauración de una reserva urbana altamente degradada en la costa de California—Karen D. Holl y Elizabeth A. Howard.

PREGUNTAS PARA LA REFLEXIÓN Y EL DEBATE

Estas preguntas le piden al lector que reflexione sobre el material presentado en este libro. Aunque la información presentada en el libro es lo más general posible, la restauración debe adaptarse a las condiciones biofísicas y socioeconómicas locales. Por lo tanto, muchas preguntas le piden que piense y aplique los conceptos discutidos en el capítulo a un proyecto de restauración específico, idealmente uno con el que esté familiarizado.

OTROS RECURSOS

El [sitio web](#) de este libro en su versión inglesa, brinda enlaces a videos, fotos, planes de diseño y otros recursos que ayudan a visualizar la restauración ecológica. Estos enlaces se actualizarán periódicamente a medida que haya nuevo material disponible.