

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/291425685>

Temas sobre Restauración Ecológica

Book · December 2005

CITATIONS

4

READS

1,594

2 authors, including:



[Edward Peters](#)

Ensenada Center for Scientific Research and Higher Education

35 PUBLICATIONS 406 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Protegiendo la Biodiversidad mexicana [View project](#)



"Implementation of oceanographic observations networks (physical, geochemical, ecological) for generating scenarios for possible contingencies related with the exploitation and production of hydrocarbons in the deepwater Gulf of Mexico" [View project](#)

Uno de los aspectos más urgentes que debe atender la conservación de la riqueza natural de nuestro país es la restauración de aquellos ecosistemas que, en mayor o menor medida, ya se encuentran alterados y que en México representan mucho más que la mitad del territorio nacional. Una larga historia de modificaciones, frecuentemente severas, de muchos tipos de ecosistemas terrestres y acuáticos, ha acompañado la compleja evolución de nuestra Nación hasta su estado actual, con todas las contradicciones que el crecimiento económico implica desde las perspectivas ecológica, social y económica.

Por fortuna, hoy se conocen un poco mejor muchos de los factores sociales y económicos que toman parte en los procesos de degradación y de recuperación de ecosistemas. Este saber tiene el potencial para construir relaciones más estables entre el desarrollo humano y la conservación, una vez que asumamos en los hechos que las sociedades humanas no han sido ni son espectadores o actores externos, sino partes actantes dentro de los ecosistemas.

Aunque no existe un recetario para la restauración ecológica hay, en cambio, una serie de fundamentos que, articulados de manera inteligente en la práctica, pueden contribuir a atenuar los daños causados a distintos ecosistemas. Probablemente nunca podremos recuperar la condición prístina de cada uno de ellos, pero sí podremos devolver a zonas actualmente inservibles una proporción significativa de su composición, estructura y funciones originales, de suerte que buena parte de su riqueza y productividad se recuperen y que, con ello, los servicios y bienes ambientales que demandamos puedan estar disponibles por más tiempo.

A lo largo de este libro (el cuarto de una serie iniciada en 1999 con distintos temas de conservación, principalmente orientados hacia los contextos mexicano y latinoamericano), un grupo de especialistas aporta sus opiniones y analiza conceptos, métodos y técnicas. Es una obra indispensable para que profesionales del área y también el público en general interesado en estos temas encuentren conocimientos y referencias útiles a través de estudios de caso, que incrementen y actualicen sus propios conocimientos sobre la recuperación de ecosistemas.



Temas sobre restauración ecológica

Óscar Sánchez, Eduardo Peters, Roberto Márquez-Huitzil, Ernesto Vega,
Gloria Portales, Manuel Valdez y Danae Azuara (editores)

Temas sobre restauración ecológica

Óscar Sánchez, Eduardo Peters,
Roberto Márquez-Huitzil, Ernesto Vega,
Gloria Portales, Manuel Valdez
y Danae Azuara (editores)

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Instituto Nacional de Ecología
U.S. Fish and Wildlife Service
Unidos para la Conservación A.C.

Temas *sobre* restauración ecológica

Agradecemos muy especialmente a las siguientes personas sin cuya colaboración hubiera sido imposible la realización eficiente del diplomado que dio origen a este libro:

Mtro. Guillermo Vargas	Secretario de Urbanismo y Medio Ambiente del Gobierno del Estado de Michoacán
Ricardo Medina	Director Administrativo de Unidos para la Conservación
Alejandra García Naranjo	Unidos para la Conservación
Sergio Zamudio	Departamento de Flora del Bajío del Centro Regional del Bajío
Francisco Ruíz Orozco	Director del CREDES, Pátzcuaro
Vicente Salomé	Administrador del CREDES, Pátzcuaro
Rosa Elena Velásquez Molina	Coordinadora Académica del CREDES, Pátzcuaro
Rita Salinas Cerreteño	Cocinera del CREDES, Pátzcuaro
Mariana López Salinas	Ayudante de cocina del CREDES, Pátzcuaro
Miriam López Salinas	Ayudante de cocina del CREDES, Pátzcuaro
Christian López Salinas	Ayudante de cocina del CREDES, Pátzcuaro
Alejandra Salinas Cerreteño	Ayudante de cocina del CREDES, Pátzcuaro
Rita Salinas Cerreteño	Ayudante de cocina del CREDES, Pátzcuaro

*Óscar Sánchez, Eduardo Peters,
Roberto Márquez-Huitzil,
Ernesto Vega, Gloria Portales,
Manuel Valdez y Danae Azuara*
(EDITORES)

Temas *sobre* restauración ecológica

DIPLOMADO EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Instituto Nacional de Ecología
U.S. Fish & Wildlife Service
Unidos para la Conservación, A.C.

Primera edición: septiembre de 2005

D.R. © Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT)
Periférico sur 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco,
C.P. 04530. México, D.F.
www.ine.gob.mx

COORDINACIÓN EDITORIAL: Raúl Marcó del Pont Lalli
DISEÑO DE LA PORTADA: Álvaro Figueroa
FOTO DE LA PORTADA: Claudio Contreras

ISBN: 968-817-724-5
Impreso y hecho en México

Índice

Prefacio <i>Adrián Fernández Bremauntz</i>	7
Prólogo <i>Gerardo Bocco</i>	9
Introducción <i>Óscar Sánchez</i>	11
PRIMERA PARTE. EL CONTEXTO GENERAL DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA	
<hr/>	
Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI <i>Óscar Sánchez</i>	15
La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica <i>María Zorrilla Ramos</i>	31
Consideraciones socioeconómicas en el diseño de proyectos sustentables de restauración ecológica <i>Nayeli Cardona Carlin</i>	45
La investigación educativa y su aplicación en la restauración ecológica <i>Laura Barraza</i>	57
Comunicación para la restauración: perspectivas de los actores e intervenciones con y por medio de las personas <i>Alicia Castillo</i>	67

SEGUNDA PARTE. EL USO DE LOS RECURSOS BIÓTICOS Y LA RESTAURACIÓN

La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos	79
<i>Diego R. Pérez Salicrup</i>	
La legislación forestal y su efecto en la restauración en México	87
<i>Heidi Cedeño Gilardi y Diego R. Pérez Salicrup</i>	

TERCERA PARTE. ALGUNAS BASES DE LA RESTAURACIÓN

Algunas bases del enfoque ecosistémico para la restauración	101
<i>Felipe García-Oliva</i>	
Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas	113
<i>Yvonne Herrerías Diego y Julieta Benítez-Malvido</i>	
Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas?	127
<i>Saúl G. Segura Burciaga</i>	
El análisis del paisaje como base para la restauración ecológica	135
<i>Helena Cotler, Gerardo Bocco y Alejandro Velázquez</i>	
Algunos conceptos de la ecología y sus vínculos con la restauración	147
<i>Ernesto Vicente Vega Peña</i>	

CUARTA PARTE. APLICACIONES DE LA TEORÍA EN LA PRÁCTICA DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración	159
<i>Roberto Márquez-Huitzil</i>	
Planificación para la restauración asociada con el aprovechamiento de los recursos naturales	169
<i>Roberto Márquez-Huitzil</i>	
La evaluación socioeconómica de proyectos de restauración de ecosistemas	181
<i>Enrique Sanjurjo y Verónica Espinosa</i>	
La restauración de humedales	201
<i>Roberto Lindig-Cisneros y Joy B. Zedler</i>	
El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances en México	215
<i>Alfonso Aguirre Muñoz, Araceli Samaniego Herrera, César García Gutiérrez, Luciana Magnolia Luna Mendoza, Marlenne Rodríguez Malagón y Francisco Casillas Figueroa</i>	
Los efectos de la contaminación: el caso de las sustancias tóxicas persistentes	231
<i>Mario Yarto</i>	
Índice analítico	251

Prefacio

Temas sobre restauración ecológica es el cuarto libro de una serie iniciada en 1999, que abarca diferentes temas vinculados con la conservación y el manejo adecuado de la vida silvestre y de los ecosistemas, con énfasis en los contextos mexicano y latinoamericano. En este trabajo, un grupo de especialistas de diversas instituciones aporta conceptos, métodos y técnicas acerca de uno de los procesos cruciales en la ecología y el manejo de los recursos naturales: la restauración ecológica.

Este libro consta de cuatro partes que agrupan temas complementarios en materia de restauración. En la primera sección se aborda el contexto general de la restauración ecológica. Aquí los autores ofrecen una revisión de conceptos socioeconómicos y sociales, y analizan la importancia que tienen la educación y la comunicación aplicadas para lograr los objetivos de la restauración. La segunda parte se enfoca al uso de los recursos bióticos y a la legislación forestal. En la tercera se revisan las bases teóricas de la restauración ecológica desde un enfoque ecosistémico, y a nivel de paisaje; también se abordan las consecuencias de la fragmentación y de la introducción de especies exóticas. En la última parte se pasa revista a varios

temas vinculados con las aplicaciones prácticas de la teoría sobre restauración ecológica, que contribuyen a la resolución de problemas puntuales, tales como la planificación territorial y el aprovechamiento de recursos, el control y erradicación de fauna introducida, los efectos de la contaminación o la restauración de ecosistemas clave, tales como los humedales.

En esta obra los interesados encontrarán conocimientos y referencias útiles, que seguramente les permitirá incrementar y actualizar sus propios conocimientos sobre este aspecto crucial del manejo de los ecosistemas. La expectativa principal es que los distintos capítulos puedan generar en los lectores inspiraciones propias, innovadoras, tanto individuales como colectivas, para buscar nuevas rutas en este quehacer.

Una actitud de responsabilidad efectiva hacia la restauración nos permitirá ejercer en México, con efecto y trascendencia reales, la tarea de mayordomía que le debemos a la naturaleza de este país, generosa proveedora de los elementos que han permitido nuestro desarrollo social y cultural durante al menos los últimos 10,000 años.

ADRIÁN FERNÁNDEZ BREMAUNTZ

Prólogo

Una parte sustancial de las actividades de cooperación internacional que la SEMARNAT en general, y el Instituto Nacional de Ecología en particular, mantiene con el U. S. Fish & Wildlife Service de los Estados Unidos de Norteamérica, es la capacitación de personal en materia de conservación biológica. Aunado a ello, el Instituto Nacional de Ecología, a través de la Dirección General de Investigación en Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas, tiene también como una de sus metas la capacitación y difusión de temas que sean relevantes para la conservación y manejo de los recursos naturales.

Para cumplir con lo anterior este Instituto ha impulsado desde 2003 un diplomado anual con valor curricular, como parte del programa binacional México-Estados Unidos *Vida Silvestre sin Fronteras*. Este esfuerzo ha sido posible con la participación decidida de diversas universidades, autoridades nacionales y estatales y organizaciones no gubernamentales relacionadas con la conservación,

Los diplomados que se desarrollan bajo dicho programa están dirigidos a miembros del sector público que requieren de una constante actualización para incrementar la calidad de los servicios que prestan. Igualmente, se incluye entre los participantes a miembros de organizaciones no gubernamentales vinculadas con la gestión, la conservación y el manejo sustentable del

ambiente y los recursos naturales. Gracias a estos diplomados, se ha incrementado sustancialmente el número y la capacidad del personal directamente involucrado en programas de conservación de la biodiversidad.

Los diplomados anteriores han abordado tanto temas de conservación de fauna como de ambientes. Las experiencias previas desarrolladas con los gobiernos estatales de Nuevo León y Yucatán (con sus universidades estatales) han tratado sobre el manejo y conservación de fauna silvestre en el norte árido (1999) y en el trópico (2000), respectivamente. En cambio, el diplomado de 2003 se enfocó a la conservación de ecosistemas templados de montaña. En él participó el Instituto de Geografía y el gobierno del Estado de México.

En 2004, el Diplomado, que se realizó durante el mes de octubre en Páztcuaro, Michoacán, abordó un tema de particular relevancia en la actualidad: la restauración ecológica. Nuestro interés por este tema surgió de la imperiosa necesidad de recuperar ecosistemas (o partes de ecosistemas) que corren el riesgo de desaparecer por las graves alteraciones que han sufrido como resultado de actividades humanas desarrolladas bajo un esquema de no sustentabilidad. Esto implica un enorme riesgo de erosión, de desaparición de la biodiversidad y de pérdida de los servicios ambientales que derivan de los ecosistemas.

La restauración ecológica es un campo de conocimiento aún en construcción. Es una herramienta fundamental de manejo; sin embargo, es importante reconocer que las bases teóricas y, sobre todo, las técnicas están aún en desarrollo. Por ello es particularmente importante mantener actualizados en este tema a quienes, de una u otra forma, están vinculados a la recuperación de zonas drásticamente perturbadas. La restauración requiere de conocimientos en diferentes áreas, tales como la erosión, la desertificación, la sucesión, la dinámica de las comunidades animales y vegetales, el flujo de energía y los componentes sociales y económicos que subyacen a los disturbios ambientales. Por ello, el estudio de la restauración requiere de un enfoque multidisciplinario integrado, que permita a los restauradores ponderar el tipo de perturbación a la

que se enfrentan y diseñar estrategias que sean de largo plazo. Las mismas deben incluir planes de seguimiento, desarrollo de indicadores de rehabilitación de los ecosistemas y mecanismos de participación pública. Todo ello para que la restauración y la conservación sean vistas como actividades necesarias y redituables para el bienestar colectivo.

Es opinión de este Instituto que la capacitación del personal gubernamental en este tema es una tarea fundamental que debe abordarse de manera coordinada entre los distintos actores sociales e institucionales involucrados en la conservación y manejo de la biodiversidad del país.

GERARDO BOCCO

Introducción

A Óscar Emiliano; uno más entre millones de niños mexicanos cuyo mundo dependerá de aquellos ecosistemas que hoy logremos conservar y restaurar.

La conservación ecológica es un camino complejo que no solamente pasa por la prevención de la pérdida de la diversidad biológica, por evitar el deterioro de los paisajes nativos y por evitar la simplificación indebida de las funciones de los ecosistemas que aun permanecen. Actualmente la conservación tiene una de sus vertientes más urgentes en la restauración de aquellos ecosistemas que, en mayor o menor medida, ya se encuentran alterados y que en México representan mucho más que la mitad del territorio nacional.

Una larga historia de modificaciones, frecuentemente severas, de muchos tipos de ecosistemas terrestres y acuáticos, ha acompañado la evolución de México hasta su estado actual, con todas las contradicciones que el crecimiento económico implica, desde las perspectivas ecológica, social y económica. Sabemos que en muchos casos las exorbitantes demandas de bienes y servicios ambientales están relacionadas con un síndrome de hiperconsumo, inducido, a su vez, por arrolladoras tendencias de comercialización global. Y también sabemos que la conservación y la restauración efectivas dependen de moderar cuanto antes ese consumo, pues los recursos naturales son finitos y no pueden crecer al ritmo que lo hace la demanda.

En este complejo panorama, ningún esfuerzo razonable de la imaginación permitiría aspirar al

retorno del mundo a un estilo de vida preindustrial o a mantener a un país totalmente aislado de las demandas mundiales de bienes y servicios ambientales. Pero tampoco es aceptable asumir una actitud pasiva mientras el deterioro avanza. De hecho, existe la oportunidad de ingeniar maneras para reencauzar nuestras actividades de consumo y producción, para orientarlas correctamente respecto del medio natural y para mantenerlas en niveles realistas de compatibilidad, todo lo cual puede garantizar la permanencia y estabilidad, a largo plazo, de los procesos ecológicos y evolutivos que sostienen la vida. Sin ánimo panfletario, puede decirse que la humanidad debe lograr elucidar cuanto antes cómo pueden revertirse las nocivas tendencias actuales de globalización salvaje y mercantilista, pero al mismo tiempo, es urgente buscar maneras de asegurar la permanencia de la integridad estructural y funcional de los ecosistemas.

La resistencia de los ecosistemas naturales respecto de los cambios provocados por distintas actividades humanas, es uno de sus atributos. A su vez, esta resistencia se debe a la resiliencia (o elasticidad) que poseen los ecosistemas. Y la elasticidad de cualquier ecosistema depende de varios factores; por ejemplo, de que su riqueza y composición de especies nativas no se deteriore; de que la estructura física formada por suelo, agua, microorganismos, hongos, plantas

y animales se conserve; y de que las funciones derivadas de todo ello se mantengan dentro de un flujo dinámico no interrumpido. Los procesos ecológicos a mediano plazo son la base de los procesos evolutivos a largo plazo; por ello es indispensable mantener la funcionalidad y continuidad de ambos, en todo tipo de ecosistemas.

Para la mayor parte de los científicos y otros intelectuales existe una preocupación filosófica –perfectamente válida– por mantener la continuidad de la evolución de las formas de vida actuales y la variedad y belleza del mundo natural. Pero además, desde una perspectiva práctica, debemos reconocer que muchos ecosistemas ya han sido alterados de modo significativo y que sólo será posible continuar disponiendo de los servicios y bienes ambientales que sustentan la civilización, si se logra regresar esos ecosistemas hacia un estado de composición, estructura y función, al menos semejante al que tenían a fines del siglo XIX o al principio del siglo XX.

La diversidad de tipos de ecosistemas naturales en México es muy grande, por lo que el conocimiento detallado acerca de los patrones de regeneración natural en cada uno de ellos aun se encuentra en construcción. No obstante, muchos principios generales descubiertos por la investigación científica sobre los ecosistemas ya se encuentran al alcance. Éstos proveen una base suficientemente sólida para emprender iniciativas tendientes a devolver, a esos ecosistemas alterados, al menos una parte significativa de sus rasgos originales de composición, estructura y función. De la recuperación de esos atributos depende el resarcimiento de la resistencia y la resiliencia de los ecosistemas.

Por fortuna, hoy se conocen un poco mejor muchos de los factores sociales y económicos que toman parte en los procesos de degradación y de recuperación de ecosistemas. Este saber tiene el potencial para construir relaciones más estables entre el desarrollo humano y la conservación, una vez que asumamos en los hechos que las sociedades humanas no han sido ni son espectadores o actores externos, sino partes actuantes dentro de los ecosistemas. En tal calidad corresponde a las sociedades aportar mantenimiento a los ecosistemas, para poder cosechar de ellos los

bienes que se necesitan, con la calidad y continuidad que se desea.

Lo anterior deja claro que no existe un recetario para la restauración ecológica. En cambio, sí existe una serie de fundamentos los cuales, si se articulan de manera inteligente en la práctica, pueden contribuir a atenuar los daños causados a distintos ecosistemas. Probablemente nunca podremos recuperar la condición prístina de cada uno de ellos, pero sí podremos devolverle a áreas actualmente inservibles una proporción significativa de su composición, estructura y funciones originales, de suerte que buena parte de su riqueza y productividad se recuperen y que, con ello, los servicios y bienes ambientales que demandamos puedan tenerse disponibles por más tiempo.

A lo largo de este libro (el cuarto de una serie iniciada en 1999 con distintos temas de conservación, principalmente orientados hacia los contextos mexicano y latinoamericano), un grupo de especialistas aporta sus opiniones y analiza conceptos, métodos y técnicas. Espero que en esta obra los interesados encuentren conocimientos y referencias útiles, que incrementen y actualicen sus propios conocimientos sobre la recuperación de ecosistemas. Pero la expectativa principal es que los distintos capítulos puedan generar en los lectores inspiraciones propias, innovadoras, tanto individuales como colectivas, para buscar nuevas rutas en este quehacer. Una actitud de responsabilidad efectiva hacia la restauración nos permitirá ejercer en México, con efecto y trascendencia reales, la tarea de mayordomía que le debemos a la naturaleza de este país, generosa proveedora de los elementos que han permitido nuestro desarrollo social y cultural al menos durante los últimos 10,000 años.

La restauración ecológica debe entenderse como una muestra de solidaridad transgeneracional, dirigida hacia la población humana que en el futuro también necesitará recurrir a los ecosistemas naturales para subsistir. Esto queda fuera de cualquier duda.

ÓSCAR SÁNCHEZ

Primera parte

El contexto general de la restauración ecológica

Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI

Óscar Sánchez*

*Los Dioses Viejos le dijeron a un macehual:
es menester que tus hijos conozcan nuestro mensaje
de vida. Nuestra palabra está escrita en esta mazorca
de maíz pinto; has de esforzarte en entenderla y usar de ella.
El hombre, contento, tomó la mazorca y echó a correr, pero
en su prisa tropezó y la mazorca se desgranó en el suelo.*

*El macehual, súbitamente lloroso, quiso componerla;
pero no logró restaurar el orden original de los granos.
Había destruido el mensaje antes de entenderlo.
Por eso hoy, los descendientes de ese hombre sabemos
muy poco y enfrentamos un destino tan incierto.*

Óscar Sánchez

NUEVOS RELATOS ANTIGUOS (CUENTOS INÉDITOS)

Introducción

Dos perspectivas contemporáneas confluyen en el tema de la restauración ecológica: por un lado, la plena demostración científica de que los ecosistemas no se hallan en estados estáticos de equilibrio, sino en flujo, con etapas sucesivas, unas de cambio drástico y otras de cambios paulatinos. Esto implica que ciertos tipos

de disturbios en los ecosistemas forman parte de la dinámica normal de éstos (Pickett y White, 1985). Por otro lado, finalmente se ha generalizado la percepción de que los seres humanos debemos considerarnos, sin duda, parte actuante dentro de los procesos que ocurren en los ecosistemas, lo cual es especialmente relevante por la intensidad, extensión y recurrencia de los disturbios que logramos ocasionar y que suelen exceder, con mucho, a los que causan otros agentes bióticos.

La especie humana ha estado íntimamente vinculada con la mayoría de los ecosistemas naturales, en ese carácter histórico de actor trascendental respecto a los cambios que éstos han experimentado. En el continente americano, por al menos 15 milenios, el hombre ha coexistido con especies vegetales, animales, fúngicas y microbianas de distintos ecosistemas, mediante relaciones que tienen que ver con el alimento, el vestuario, la habitación, la salud y otros aspectos.

Hasta el advenimiento del paradigma “estandarizante” de los actuales mercados globales, la formación de las distintas culturas autóctonas, en múltiples regiones de la Tierra, fue una función directa de la interacción humana con otros componentes de la biodiversidad en cada sitio. Por ello, no es una mera coincidencia que las diferencias etnográficas entre pueblos oriundos de desiertos, de bosques templados,

* Consultor en Conservación de Vida Silvestre.
Correspondencia: Av. Ixtlahuaca 609, Col. Sánchez, Toluca
50040, Estado de México. Correo-e: teotenango@yahoo.com.

de selvas y litorales, y sus culturas respectivas, hayan sido tan notorias. Incluso entre pueblos originarios de selvas, en África, América, Asia y Oceanía, es claro que cada entorno selvático local determinó los materiales con que cada cultura contaría para satisfacer sus necesidades. A escala local, los humanos hemos construido cada cultura (incluidos los mitos y las expresiones artísticas; Levi Strauss, 1962), en función de elementos utilizables, existentes en el medio natural. Estas experiencias locales, generadas a través de milenios, implican algún manejo de los recursos, desde leve hasta intenso y que no puede ser ignorado.

El uso de elementos de la biodiversidad implica alteración de los ecosistemas locales. Mientras los grupos humanos fueron pequeños y nómadas, quizá la restauración no fue una preocupación para ellos pues, eventualmente, podrían pasar lapsos largos antes de que el grupo volviera a cazar y recolectar en un mismo sitio. Pero con el advenimiento de la agricultura, que ocurrió en varias partes del mundo, la vida se hizo más sedentaria y probablemente el uso de muchos recursos silvestres se intensificó localmente. Esto generó una nueva preocupación: la necesidad de dar algún tipo de mantenimiento al entorno natural cercano, para evitar que otros recursos –los no cultivables, como caza, leña, frutos silvestres, juncos para cestería, entre otros– se agotaran. Numerosos ejemplos de grupos indígenas en América muestran que éstos desarrollaron prácticas de manejo para restaurar, en alguna medida, los daños causados por el propio uso de las tierras y sus recursos bióticos. (Nabhan, 2003; Fowler *et al.*, 2003). Tan antigua como esto es la noción intuitiva de la restauración ecológica. Por otra parte, las culturas nativas, aunque hoy severamente fragmentadas por los impactos de las sociedades industriales, aun mantienen una sabiduría ecológica significativa, basada en una larga experiencia de interacción con lugares particulares del planeta (Martínez, 2003).

Pero el esfuerzo por ejercer una mayordomía efectiva a favor del medio natural local se vio disminuido progresivamente, en particular por la aparición de un modelo para la producción económica a gran escala y con mercados de alcance global, basado en la promoción del consumo excesivo en los países ricos, y grandes exigencias en detrimento de los países pobres (en los que se concentra también la biodiversidad,

frente de materias primas). En cosa de cincuenta años (desde mediados del siglo XX a la fecha) el modelo económico de asalto al entorno natural propició que la escala del deterioro ambiental alcanzara grandes magnitudes. Por sí mismas, éstas rebasaron notoriamente los efectos de cualesquiera medidas locales de conservación y restauración que, a través de decenas de miles años, se hubieran desarrollado.

Hoy, dentro del marco general de la conservación de la biodiversidad, la restauración ecológica ha experimentado un nuevo pulso de interés. Este nuevo empuje busca, sobre todo, poder reaccionar (a tiempo y en las escalas correctas) ante el grave deterioro que han sufrido numerosos ecosistemas y procesos ecológicos. Para ello pretende aprovechar, como coadyuvantes, los conocimientos científicos, socioeconómicos y humanísticos actuales. En esta nueva fase, la propia diversidad de ecosistemas en el planeta igualmente ha significado que los enfoques, métodos y técnicas para la restauración ecológica sean muy variados. A esto se agrega que las distintas circunstancias, que rodean a cada caso particular, significan otro factor de complejidad en el abigarrado panorama de la restauración en el mundo.

Históricamente es posible detectar ejemplos de intentos de restauración ecológica “moderna”, antes de la llamada Revolución Industrial, pero en realidad el desarrollo de la restauración se ha intensificado recientemente, a partir de que los efectos del abuso se consideraron preocupantes y de trascendencia global (el abuso, claramente fue ocasionado por las demandas de la población humana, que creció explosivamente en la segunda mitad del siglo XX y por el desarrollo de mercados de consumo de gran escala).

Las enormes dimensiones de este fenómeno hacen difícil el abordaje de soluciones viables. En principio esto ocurre, aparentemente, debido a que la percepción y la actitud humanas suelen ser distintas cuando se refieren a lo mundial, que cuando se relacionan con lo doméstico. Por un lado, la pérdida y la degradación de ecosistemas a escala mundial preocupan al individuo, pero esto no suele ocuparlo de manera directa pues, frecuentemente supone que las soluciones están fuera de sus capacidades y esfera de influencia. Por el otro lado, para un individuo o grupo determinado, cuesta mucho esfuerzo reconocer que muchas de sus

actividades cotidianas (especialmente aquéllas que le producen riqueza económica) son parte de los factores nocivos para la salud de los ecosistemas locales. Claramente se tiende a minimizar el ámbito local y personal de las causas que, sin embargo, son parte de la afectación global). Si reconocer esto resulta difícil, también lo es tomar una actitud responsable; y más aún emprender acciones concretas que puedan ayudar a revertir daños locales que, sin embargo, forman parte de la afectación global.

La lección central que parece derivarse de esto es que, mientras que la estrategia de restauración ecológica necesariamente debe tener una visión global, las acciones concretas de solución tendrían que abordarse a las escalas local y regional.

Hoy, al principio del siglo XXI, los retos de la restauración ecológica son múltiples, aunque las bases conceptuales y operativas de ésta aun están en desarrollo. Pero, dentro de este complejo proceso, quizá la pregunta más importante que haya que responder, y pronto, sigue siendo: ¿hacia qué estado deberíamos restaurar los ecosistemas? Esto lo expresan con claridad autores como Shrader-Frechette y McCoy (1995): “*Because natural systems are in flux, how will management choose a point in time or any particular condition that can be called natural? Conceptual difficulties in defining a community or an ecosystem further complicate efforts to decipher the natural.*” El punto de la difícil delimitación de la extensión física de los ecosistemas ha sido discutido también por Maass (2003) y por Sánchez (2003).

En los siguientes párrafos y en los capítulos subsiguientes de este libro, trataremos de adentrarnos en este debate y en sus diversas facetas.

Postulados generales de la restauración ecológica

Los ecosistemas no responden a finalidad alguna, es decir, no son entidades teleológicas (Maass, 2003). En realidad son conjuntos de factores bióticos y abióticos cuyos variados componentes interactúan, mediante adaptaciones locales mutuas desarrolladas a través del tiempo. Claramente las interacciones y sus circunstancias varían según los lugares y de un tiempo a otro, por lo cual puede decirse que los ecosistemas

no tienen un estado particular que pueda considerarse como “óptimo”.

En todo caso, parece más justificable suponer que bajo un grupo dado de condiciones de estabilidad prevalecientes del medio físico y para lapsos relativamente largos, los componentes bióticos (plantas, animales, hongos y microorganismos), desarrollan una serie de interrelaciones cuyos resultados confluyen en una cierta apariencia del entorno, en una estructura general reconocible del ecosistema, en una composición particular de especies y, sobre todo, en una serie de funciones que se desarrollan, con cierta estabilidad y en una progresión más o menos clara, a través del tiempo. Por ello, aunque existen perturbaciones, mientras estas no rebasen un cierto límite, un ecosistema natural suele tener una trayectoria general más o menos definible.

Los ecosistemas son entidades naturales que en función de su propia estructura, composición y funcionamiento, tienen algún grado inherente de resistencia a ciertos cambios originados por perturbaciones. Por otra parte, se ha demostrado que alteraciones relativamente modestas pueden ser absorbidas o “restauradas” de manera autónoma y eficaz por un ecosistema dado, el cual se reorienta hacia una trayectoria similar a la inmediata anterior al disturbio (esta propiedad elástica se conoce como resiliencia). Resistencia y resiliencia son propiedades emergentes de los ecosistemas (Maass, 2003). Esto significa que no están presentes en los componentes por separado, sino que son propiedades únicas, propias del conjunto llamado ecosistema.

Lo anterior permite a los ecosistemas un cierto grado de estabilidad. Pero cuando la extensión, la magnitud y la recurrencia de las alteraciones son mayores, rompen la resistencia y ocasionan que las capacidades de resiliencia (recuperación de la trayectoria) de un ecosistema sean insuficientes. Es así que cambios cuantitativos pueden desencadenar cambios cualitativos en los ecosistemas, que muchas veces resultan poco reversibles. Pero en casos de ese tipo, la intervención humana puede ser la única respuesta viable para intentar recuperar la mayor cantidad posible de los componentes originales, de la estructura y de las funciones de un ecosistema dañado. Es un principio simple de entender –aunque difícil de poner

en práctica– y, por si fuera poco, constituye la esencia de la restauración ecológica.

A escala mundial, los patrones de distribución de la biodiversidad obedecen en cada continente a diferentes razones, tanto de historia geológica y biogeográfica, como de las condiciones ambientales actuales. En el caso particular de México, la dotación de diversidad biológica es grande y, por ello, se nos ha considerado un país megadiverso. Pero tal como ocurre en muchos países de este tipo, la riqueza biológica no está concentrada en una sola región. Por el contrario, se halla distribuida en múltiples formas e integrada en muy distintos tipos de ecosistemas en toda la extensión nacional. Asimismo, históricamente la población humana ha logrado ocupar la mayoría de las áreas del país; por ello las interacciones de nuestra especie con el resto de los componentes de los ecosistemas también resultan diversas en tipos y magnitudes.

Pero volviendo al caso general, el proceso de ocupación y uso humano de ecosistemas ha implicado, progresivamente, el deterioro de muchos de ellos y por las más diversas causas. La afectación a la vida silvestre nativa comprende desde casos relativamente leves, hasta otros de remoción total de la cubierta vegetal original y sus acompañantes; animales, hongos y microorganismos. En función de los tipos y magnitudes de los factores que originan tales alteraciones, algunas de ellas son susceptibles de mitigación, pero otras no. Si se consigue mitigar oportunamente una alteración dada, en algunos casos el ecosistema local puede regresar, por sí mismo, a una trayectoria ecológico–evolutiva similar a la que tenía antes del disturbio, en tanto que casos de daño profundo requieren complejos y costosos intentos de “reparación” a través de actividades humanas, normalmente intensas y que, en general, apenas consiguen el retorno de una parte de los procesos que eran característicos del entorno en su estado nativo.

En la disciplina hoy llamada restauración ecológica hay un concepto que debe quedar claro: la diversidad actual en todas sus manifestaciones (genes, organismos, poblaciones, comunidades, ecosistemas), es consecuencia de los caminos seguidos por la evolución biológica en cada lugar. Esta evolución, a su vez, es consecuencia de la continuidad de los procesos ecológicos en los cuales –a través de períodos muy prolon-

gados– esos componentes han estado interactuando como un todo funcional. Por esa razón es muy poco probable que las circunstancias ecológico–evolutivas originales de un ecosistema (*i.e.* aquellas previas a eventos de deterioro), se repitan exactamente. En consecuencia, el objetivo de la restauración ecológica no puede ser el regresar a un ecosistema al punto exacto en el que se hallaba antes de la alteración, sino propiciar que éste asuma una trayectoria de reparación congruente –tanto como sea posible– con los rasgos generales del entorno.

Puede decirse que existen condiciones que resultan *sine qua non* para la restauración ecológica. Si éstas no se cumplen, es difícil que se logre el resultado, o si se alcanza, es poco probable que tal resultado tenga permanencia. Estas condiciones necesarias para la restauración incluyen, al menos:

- a) la remoción o reducción al mínimo de las causas que originaron el deterioro y
- b) la reconsideración efectiva de aquellas actividades humanas que originaron esas causas de daño, buscando la mayor compatibilidad posible de las actividades humanas con el funcionamiento ecosistémico.

En resumen, la expectativa respecto de la restauración ecológica es que, mediante una primera etapa de remoción de factores adversos y acciones subsecuentes que propicien la recuperación de trayectorias ecológicas similares a las originales, se induzca al ecosistema a asumir un curso autógeno de reparación.

La conservación de ambientes naturales y la restauración de sitios dañados son conceptos distintos pero, al mismo tiempo, son partes complementarias de una misma estrategia de supervivencia que sin duda requieren las sociedades humanas. En el mundo actual, la necesidad de mantener en el mejor estado posible aquellos ecosistemas naturales que han logrado persistir parece estar fuera de cualquier duda. En aproximadamente 30 años el concepto de la conservación ecológica ha arraigado en el gran público (muestra de ello es que la idea de las reservas ecológicas se ha convertido en un valor social de gran aceptación). Pero, lamentablemente, la extensión de las reservas ecológicas representa sólo una fracción ínfima de la

superficie de las tierras y los mares del planeta. En contraste, la mayor parte de la vida silvestre del mundo, terrestre y acuática, se encuentra en cercana vecindad –o en franca superposición– con las áreas en las que los humanos desarrollamos actividades productivas; esta es una situación propensa al conflicto.

Muchas de las actividades humanas orientadas al crecimiento económico siguen dependiendo de la extracción de organismos silvestres, de agua y de otros recursos abióticos, de la degradación de distintos ambientes naturales o, incluso, de la destrucción de ecosistemas. Algunas lesiones a los ecosistemas naturales ocurren por afectaciones directas y otras muchas por afectaciones indirectas. Algunos daños son deliberados y otros, inadvertidos.

Por todo ello, la conservación de ecosistemas y de especies nativas que están dentro de áreas protegidas debe complementarse con el rescate y la restauración de ecosistemas con sus comunidades características de especies, en aquellas áreas previamente afectadas por acciones humanas. Es urgente buscar soluciones creativas para conciliar las actividades humanas con la permanencia de un entorno natural que, a su vez, pueda hacerlas viables en el largo plazo.

Debe mantenerse en mente que “largo plazo” resulta un concepto móvil según el contexto y, a veces, según los distintos intereses humanos; pero para la permanencia y continuidad de los ecosistemas naturales, con un elemental sentido de solidaridad hacia nuestra propia especie, largo plazo debería entenderse como un lapso de al menos diez generaciones humanas.

Con estos antecedentes, el tema de la restauración ecológica actualmente queda delineado como un tema en construcción, más que como una disciplina plenamente consolidada. El debate de sus conceptos fundamentales, de sus postulados filosóficos y científicos, de sus enfoques, estrategias, métodos y técnicas, es una actividad vigorosa en nuestros días. Incorporar a un mayor número de científicos, técnicos y otros especialistas a este debate, equivale a reforzar nuestra capacidad de acceder a opciones viables de restauración que, al menos, permitan recuperar las estructuras y los servicios ecológicos más importantes de los ecosistemas dañados, así como una fracción significativa de la diversidad de formas de vida y especies nativas de cada uno de ellos.

La elección del tema de la restauración ecológica, para esta publicación con énfasis en México se basó, entre otros factores importantes, en que:

- § Una parte muy importante de la biodiversidad de México no se halla dentro de los límites de las reservas ecológicas y otros tipos de áreas protegidas.
- § La expansión humana continúa planteando crecientes demandas de bienes y servicios del medio natural, las cuales frecuentemente resultan en el deterioro de los ecosistemas nativos y, por ende, de los propios bienes y servicios que se demandan.
- § Las causas del deterioro son numerosas y distintas, en naturaleza, magnitud, historia, tendencias y grados de persistencia.
- § Muchas actividades humanas son, simplemente, incompatibles con la vocación natural de los ecosistemas en los que se hallan enclavadas y deben ser modificadas hasta que encuentren su punto de congruencia funcional con el entorno.
- § Una parte importante de los intentos actuales por restaurar ecosistemas, parcial o totalmente dañados, no necesariamente ha pasado por una etapa de remoción o de reducción significativa de las causas del deterioro.
- § Muchos proyectos de restauración se han basado en modelos desarrollados para tipos particulares de ecosistemas, en regiones no necesariamente similares a aquellas en las que se intenta aplicarlos subsecuentemente.
- § En muchos casos, los criterios para la restauración ecológica son insuficientes, reduciéndose a la plantación de especies vegetales cualesquiera, con el único propósito de retención del suelo u otras consideraciones similares.
- § Muchos programas de restauración se reducen a una visión simplista de reverdecimiento de un área, sin considerar que las complejas interacciones entre múltiples especies nativas son lo que da a los ecosistemas sus características propiedades (de composición, estructura, función, adaptabilidad, resistencia y resiliencia ante cambios ambientales y, sin duda, sus opciones de evolución continua).

- § En muchos casos, la elección de las especies con que se pretende restaurar se basa en meros criterios indebidamente pragmáticos, como el que no importe si se trata de especies exóticas propias del otro extremo del planeta, con tal de que sobrevivan en el sitio de plantación o introducción.
- § En muchos casos se ha subestimado la importancia de la restauración del suelo, especialmente en casos drásticos de alteración de la cubierta vegetal nativa.
- § Muchos proyectos de restauración de ecosistemas dulceacuícolas solamente han tratado de restituir cuantitativamente el agua de un sitio, sin considerar suficientemente la importancia de la calidad del agua que se pretende retornar a los cauces, vasos y cuencas originales.
- § Muchos problemas de restauración de cuerpos de agua, lóticos y lénticos, se han desarrollado intentando el tratamiento de las aguas en los propios cuerpos, sin considerar la mayor efectividad de tratarlas directamente en cada fuente o microcuenca de emisión, antes de llegar a los cuerpos de agua receptores.
- § Programas oficiales, dedicados a incorporar tierras a la producción económica agrícola mediante desecación de cuerpos de agua, han confundido a la opinión pública al ir equivocadamente contra la vocación natural de distintos ecosistemas acuáticos, en lugar de promover la producción económica en función de las bondades propias de la vida acuática vegetal y animal originales.

Indisolublemente vinculada a las situaciones de conflicto entre el quehacer humano y la permanencia de la biodiversidad y sus funciones, la restauración ecológica es otra tarea pendiente que debe abordarse cuanto antes, especialmente en países megadiversos (Sánchez, 2003).

La restauración ecológica en general

Desde una perspectiva simplista, la restauración ecológica podría entenderse como lograr el retorno de un ecosistema dado al estado previo, del cual fue sacado como consecuencia de alguna actividad humana. Pero como arriba se dijo, un ecosistema tiene propiedades

emergentes; es decir, que surgen como resultado de haberse logrado un complejo nivel de integración entre sus componentes, bióticos y abióticos (Maass, 2003). Esto deja ver que la restauración ecológica no es el mero hecho de plantar especies vegetales en un sitio, o de reintroducir especies animales espectaculares; por el contrario, es un proceso de emulación de estadios de sucesión de distintas comunidades biológicas conocidas en un sitio, hasta lograr que éstas tomen una trayectoria autónoma y viable de establecimiento permanente en el lugar.

Es momento para recordar lo antes dicho, acerca de que un ecosistema significa más que la simple suma de sus especies, comunidades y procesos componentes. Entre esas propiedades emergentes de orden superior destacan la resistencia y la resiliencia, las cuales, sin embargo, tienen límites. Si la resistencia se rompe, un ecosistema tiende a cambiar drásticamente; la resiliencia, asociada íntimamente con la complejidad del ecosistema original, tiende a “cicatrizarse” daños, pero al igual que la resistencia, no es ilimitada. Una vez traspuesto el límite de ambas un ecosistema no puede volver, por sí mismo, a un estado similar al que tenía antes de una cierta perturbación trascendental.

Esto tiene implicaciones, pues aquello que originalmente se había interpretado como un equilibrio llano entre los componentes de un ecosistema es, en realidad, el resultado de un delicado balance de procesos, que resulta esencialmente inestable. Para la escala y el modo de percepción humana, un ecosistema parece mantenerse estable (al menos en cuanto a sus componentes y estructura), en tanto no acontezcan eventos trascendentes de disturbio. Visto en plazos más largos que una vida o una generación humana, las propiedades de un ecosistema dado son el producto de una cadena de eventos sucesivos de perturbación y de estabilización temporal. Los factores de disturbio pueden tener orígenes muy distintos y efectos diferentes pero, además de su propia naturaleza, también la intensidad, la extensión y la recurrencia de los disturbios determinan si estos son trascendentes o no. Por ejemplo, disturbios de baja intensidad que ocurren localmente (*i.e.* en escalas de espacio muy pequeñas para un ecosistema) y en una sola ocasión, suelen causar efectos que pueden ser compensados por la dinámica de los componentes y procesos del

propio ecosistema. En un contraste extremo, cuando ocurren disturbios intensos en espacios amplios del ecosistema y de manera recurrente, todos los límites de compensación del ecosistema son excedidos, lo que trasciende en un daño profundo o en la remoción de componentes biológicos críticos.

Cabe mencionar que existen distintos casos que van al extremo de la remoción total de las formas de vida de un área dada. Por ejemplo, indudablemente una erupción volcánica arrasará con los ecosistemas en un paisaje determinado. Sin embargo, la existencia de germoplasma en regiones vecinas ofrece la posibilidad de recolonización del área y, aunque esto no sea necesariamente un hecho para todas las especies originales, sí puede serlo para una parte considerable de ellas. El proceso será largo, pero eventualmente irá construyendo nuevos ecosistemas, basados en algunas de las especies biológicas nativas aun disponibles. Este ejemplo quizá de pie a preguntarse: entonces ¿tiene sentido intentar la restauración de un sitio devastado por un fenómeno natural? La verdad es que en eventos naturales de disturbio, a menos que hubieran afectado directamente a una comunidad humana, realmente no se justificaría emprender programas de restauración, sino que resulta muy razonable dejar que el sitio emprenda una nueva trayectoria, sin asistencia. Pero un caso muy distinto sería el de algún área en la que, por ejemplo, una actividad industrial previa hubiera dejado suelos y aguas contaminados, sin vegetación, fauna ni otras formas de vida. La restauración allí resulta una actividad obligada, aunque represente un reto muy difícil (Chase y Boudouresque, 1987; Ward *et al.*, 1996).

Lo anterior define los extremos entre los cuales se encuentra la especie humana, al confrontar eventos de perturbación ambiental trascendentes. Entre estos extremos deberemos encontrar maneras de apoyar la recuperación de los atributos de composición taxonómica, estructurales y funcionales de los ecosistemas, de manera que, en la medida de lo posible, el entorno siga ofreciendo condiciones propicias para la vida humana y para la vida silvestre en el largo plazo.

El caso que plantea la restauración es devolver un ecosistema a un estado en el cual se hayan recuperado la mayor parte de los componentes, procesos y atributos que lo hacen autosustentable. Esto significa devol-

verlo a un estado en el cual, bajo las condiciones que ahora prevalecen, sea capaz de retomar una trayectoria ecológica autónoma, continua hacia el largo plazo. Sin embargo, es posible que no se logre recuperar la trayectoria evolutiva original (al menos no para todas las especies eliminadas), lo cual es particularmente riesgoso en aquellos ecosistemas que contenían especies microendémicas, provenientes de linajes evolutivos cuya larga historia biogeográfica les dio origen por vicarianza u otros procesos irrepetibles.

El uso de los ecosistemas naturales siempre ha traído a mi mente un idea contenida en un viejo proverbio: si haces fuego, no puedes evitar el humo. Con base en esta metáfora, puedo decir que si se usa un ecosistema, inevitablemente se producirán consecuencias. Por ello, la aspiración de sustentabilidad del desarrollo económico –tan manoseada actualmente por políticos y otros personajes públicos; comúnmente sin mayor reflexión– tendría que basarse, sin la menor duda, en mantener las actividades humanas por debajo de los umbrales de resistencia y de resiliencia propios de cada ecosistema. Así, las consecuencias del uso se mantendrían en posibilidad de ser atenuadas por el propio ecosistema.

Pero en la mayor parte de los casos ya hemos trascendido esos umbrales gracias al consumo excesivo y desequilibrado, tanto entre países como entre grupos dentro de cada sociedad. Por lo tanto, no queda más que asumir una actitud dinámica, intentando restaurar al menos los componentes y procesos mayores de cada ecosistema alterado, modificar los hábitos de consumo desmedido, dispendioso e innecesario, y buscar alternativas para producir algunos de los bienes naturales que necesitamos, restaurando la riqueza y productividad de ecosistemas previamente dañados. Con ello, la esperanza es que la dinámica básica del entorno natural se recupere y –cruzando los dedos– que algunas de las especies, extirpadas por perturbaciones previas, hayan sobrevivido en algún sitio vecino y eventualmente recolonizen las áreas restauradas.

La necesidad de hacer reflexiones como las anteriores, ha conducido a algunos organismos internacionales a proponer definiciones operativas para la restauración ecológica en busca de unificación. Así, por ejemplo, la Society for Ecological Restoration, en su documento oficial más reciente, fruto del trabajo

de un grupo de especialistas miembros (SER, 2002), plantea la siguiente definición: “*Ecological restoration is an intentional activity that initiates or accelerates the recovery of an ecosystem with respect to its health, integrity and sustainability.*” Esclarecedora en general, esta definición hace énfasis en la recuperación de la salud, la integridad y sostenibilidad del ecosistema. No obstante, al menos desde mi punto de vista, el concepto de “salud” de un ecosistema implica cierta ambigüedad y, a su vez, la integridad de un ecosistema resulta algo irrecuperable una vez que ha ocurrido un disturbio trascendente.

Indudablemente, el perfeccionamiento de una definición satisfactoria de restauración ecológica es una tarea colectiva, que tomará varios años más. Por mi parte hago una pequeña contribución a este proceso de debate, proponiendo que la restauración ecológica es la práctica de acciones orientadas a propiciar una trayectoria de reestablecimiento de un ecosistema previamente alterado, en compatibilidad con las condiciones actuales y con la historia biológica del entorno, tal que enfatice una recuperación significativa de sus atributos originales de composición taxonómica, de rasgos estructurales y de funciones generales.

Además de seguir aportando esfuerzos al logro colectivo de una definición operativa de restauración ecológica, habrá que buscar la manera de unificar el lenguaje de esta especialidad. En numerosos reportes técnicos y otros textos, es posible ver usos aún poco diferenciados de términos como restauración, rehabilitación, reclamación, remediación, mitigación, reverdecimiento, revegetación, forestación y reforestación, entre otros más. La Society for Ecological Restoration (SER) ha provisto un documento crucial: *The SER Primer on Ecological Restoration* (SER, 2002) en el cual se proponen conceptos unificadores, que resultarán indispensables para los lectores vinculados directamente con programas de restauración. Esperamos que el contenido del presente libro también contribuya a documentar el debate y la estructuración –conceptual y jerárquica– de estos y otros términos relacionados, para volverlos exactos y de mayor utilidad práctica. Lo exige el resarcimiento de los vastos daños causados al planeta en el curso de nuestra corta, pero explosiva evolución como especie.

Algunos supuestos de la restauración

La restauración ecológica supone, entre otras cosas, la mejor restitución posible de los ciclos biogeoquímicos y de otros rasgos críticos de un ecosistema dado. Sin embargo, la complejidad intrínseca de los sistemas ecológicos y su importancia para la continuidad de la evolución de las especies hacen necesario que la restauración se emprenda: a) con especies oriundas del lugar y b) intentando reconstruir la estructura que guardaban los componentes originales del ecosistema, antes del evento de disturbio humano responsable del daño.

Otro supuesto básico de la restauración ecológica es que, con un poco de ayuda humana, es factible inducir el retorno de un ecosistema dado hacia una trayectoria biótica y abiótica más o menos similar a la que tenía antes del deterioro. Bajo tal supuesto los prerrequisitos de una restauración razonada quizá debieran incluir, entre otros:

- § disponibilidad oportuna de un inventario suficiente de la biodiversidad original del sitio de interés,
- § disponibilidad de un conocimiento suficiente sobre la estructura de las especies dominantes en el ecosistema antes del deterioro,
- § disponibilidad de un conocimiento suficiente acerca de los ciclos y procesos más importantes del ecosistema antes del deterioro,
- § disponibilidad de una idea suficientemente clara acerca de las escalas de espacio y tiempo en las cuales se desarrollaban los ciclos y procesos en el ecosistema, antes del deterioro,
- § disponibilidad de un conocimiento suficiente sobre las presiones que originaron la alteración; su naturaleza y sus causas, su severidad, la escala espacial de los impactos, y sus posibilidades de recurrencia y frecuencia,
- § disponibilidad de alguna información acerca de las trayectorias ecológicas de los principales indicadores del ecosistema, antes del deterioro, y
- § disponibilidad de información descriptiva e histórica, suficiente, acerca de las características sociales, económicas y políticas vinculadas al sitio que se desea restaurar.

Si no se ha logrado construir un inventario suficiente de la biodiversidad que era característica del sitio en su estado inicial (definido éste, convencionalmente, como el que prevalecía en tiempos históricos inmediatamente anteriores al momento de la alteración) será más probable que se cometan errores adicionales en la restauración. Uno de los más comunes es la introducción de especies exóticas a México (o incluso otras, provenientes de regiones distintas del país que, para el caso, no dejan de ser exóticas al área receptora). En el pasado, para muchos intentos de “restauración” se eligió, con un criterio simplemente pragmático, utilizar especies que pudieran sobrevivir en un área dada; esto no basta ni es lo adecuado pues, frecuentemente, el problema no es que una planta, animal u hongo exótico no se adapten sino, por el contrario, que lo hagan tan bien que inhiban, desplacen o eliminen especies nativas que son las que estamos obligados a conservar (Hobbs y Mooney, 1993). El obsoleto dogma de elegir para la restauración una especie considerando solamente su facilidad de adaptación local, debe desecharse cuanto antes. Una perspectiva de restauración razonada debe considerar la biodiversidad nativa de cada área, de manera que se devuelva en lo posible el potencial ecológico y evolutivo anterior a los daños causados a ecosistemas locales.

Algunas especies dependen, para su existencia continua, de que un cierto hábitat local mantenga las condiciones abióticas y bióticas que prevalecieron durante millones de años. Otras especies, también nativas, por mucho tiempo originaron y mantuvieron hábitat críticos con su mera presencia. Estas complejas relaciones hicieron surgir las propiedades de los ecosistemas en cuanto a composición taxonómica, estructura, ciclos, resistencia, resiliencia y otros procesos incluyendo los evolutivos (que a diferencia de los ecológicos, ocurren en escalas no de miles sino de cientos de miles o millones de años). Un buen conocimiento de la estructura y de las funciones que tenía, antes del daño, un ecosistema el cual se pretende restaurar, ayudará a elegir las especies locales formadoras de hábitat más importantes, en función de la dinámica de la sucesión vegetal conocida para el área de interés.

En muchos casos se tiene alguna idea de los procesos propios del ecosistema original, lo cual en mucho puede ayudar a proponer una secuencia factible de

etapas de restauración, que emulen lo mejor posible las etapas de sucesión conocidas de la vegetación (y de la fauna, la fungia y la microbiota, en un proceso concomitante). Muchas especies solamente se reestablecerán si sus entornos y nichos característicos ya se hallan disponibles en un ecosistema sujeto a restauración. Esto destaca la importancia de conocer lo esencial de los procesos de sucesión locales, lo que permitirá evitar la introducción de especies nativas sensibles, antes o después del tiempo en que esto resultaría más adecuado. Por supuesto, una visión clara de las escalas de tiempo y espacio respecto a los procesos involucrados resulta fundamental (Clewell, 1999).

Una de las principales metas de la restauración ecológica es tratar de revertir, en forma significativa, los procesos de deterioro causados por las actividades humanas. A diferencia de catástrofes naturales como las ya mencionadas (erupciones volcánicas, huracanes u otros) los cambios provocados al ambiente por actividades humanas tienen tres características muy relevantes: suelen ser severos, recurrentes y, en casos, frecuentes, lo que no deja tiempo suficiente en el cual las especies nativas pudieran reubicarse y readaptarse. Me atrevería a llamar a ese tipo de alteraciones disturbios de degradación progresiva. En casos de ese tipo, al proceso de extinción natural de especies se suma la extinción muy acelerada inducida por nuestras actividades. En rigor la restauración debería estar dirigida a reducir (o eliminar, si es posible) los factores de perturbación de origen no natural, de modo que estos no afecten irreversiblemente a los procesos de supervivencia y extinción de las especies propias del área.

Bajo ciertas circunstancias, la mera suspensión de actividades humanas que son deletéreas para un ecosistema puede proveer las condiciones básicas para la restauración, en forma autónoma, especialmente si la extensión del daño es pequeña, o si existen áreas aledañas que cuenten con germoplasma nativo local (microorganismo, vegetal, fúngico y animal) y si no existe una secuela de contaminación residual de larga duración en suelos, agua y aire. En esos casos, varias especies pioneras pueden reiniciar la secuencia de colonización y restablecimiento de la vida silvestre local de manera continua y, en consecuencia, la recuperación de las propiedades de orden superior

del ecosistema (resistencia, resiliencia, entre otras). Para esas circunstancias la actividad principal de un restaurador, aparte de vigilar que las causas del deterioro no regresen, debiera ser al menos el seguimiento cercano de la marcha de los procesos de sucesión vegetal y animal.

Sin embargo, es más frecuente que la extensión y magnitud de los daños causados por actividades humanas sean considerables e, incluso, que tengan efectos sinérgicos con otros factores ambientales; por ejemplo, un daño severo, causado en un área grande, que se ha dejado contaminada y en cuyos alrededores ya sólo existen vestigios del germoplasma original, tiene muchos factores adversos. Esto implicará una dificultad mucho mayor para propiciar procesos de recolonización natural (Wiens, 1997). Estos casos representan los verdaderos retos para la restauración ecológica, pues para ellos habrá que proponer métodos tanto ingeniosos como viables (y aceptables) para revertir los efectos del grave deterioro.

En suma, los supuestos y fundamentos de la restauración ecológica requieren que todo esfuerzo práctico sea precedido por un razonamiento claro, basado en la evidencia biológica, la historia del sitio en varias escalas de tiempo, el conocimiento de las causales de deterioro, su extensión, severidad y recurrencia, así como los alcances y posibilidades reales de su eliminación o reducción. Igualmente, es importante que todo proceso de restauración ecológica se plantee posibles objetivos concretos, a la escala adecuada y con el énfasis puesto en la recuperación a largo plazo.

Otros aspectos de debate actual sobre la restauración

La mayor parte de las opiniones y algunos textos actuales sobre restauración versan acerca de la restauración de los componentes vegetales. En ellos generalmente se hace énfasis en componentes que son dominantes o que, estructuralmente, dan su fisonomía general al paisaje natural. Son mucho menos los textos que se refieren explícitamente a otros tipos de especies vegetales, o a la restauración integral (incluyendo enfoques florísticos, faunísticos, fúngicos y microorganismos).

Por ejemplo, los hongos frecuentemente son subestimados en programas de restauración, a pesar de

que muchas especies fungales resultan decisivas (principalmente mediante procesos micorrícicos asistidos por la actividad animal (Maser *et al.*, 1978) en el establecimiento de especies vegetales importantes en los ecosistemas. Muchas relaciones de interdependencia entre muy distintos elementos de flora, fungia, fauna y otros, son poco conocidas y esto constituye un factor de déficit, que es importante remontar para mejorar el panorama actual de la restauración ecológica.

Por otra parte, los procesos de restauración que se han emprendido no superan, en los mejores casos, los 50–100 años; esto significa que, a las escalas de tiempo en que ocurren muchos procesos ecológicos y evolutivos, aún no sabemos qué tan permanentes y exitosos serán los resultados de tales esfuerzos. Esto subraya la necesidad de ir documentando mejor los esfuerzos de restauración emprendidos, procurando instalar esquemas sistemáticos para el seguimiento de los resultados y para mejorar estudios comparativos (Westman, 1991; Sánchez, 2000).

Para verificar si se están obteniendo los efectos deseados de la restauración ecológica, naturalmente se requiere disponer de una idea mínima acerca de la trayectoria esperada del ecosistema en restauración. Pero no se trata de un asunto menor; existe evidencia de casos en los cuales la trayectoria de sucesión en un ecosistema, originalmente supuesta por un equipo de restauradores, se ha apartado de lo esperado (Zedler y Callaway, 1999). Esto puede ocurrir debido a factores circunstanciales, a un conocimiento insuficiente de la sucesión en el tipo de ecosistema de que se trate (bosque, selva o humedal, sólo como ejemplos entre muchos más), a errores en acciones específicas de restauración, a la persistencia de secuelas de contaminación o erosión derivadas de las actividades que originaron el disturbio, u otros.

Para ello, otra necesidad sobresaliente en el momento actual es reunir la mejor información que sea posible en relación con proyectos de restauración en marcha, respecto de sus supuestos, su organización, sus acciones y los resultados de éstas. Por razones históricas, claramente la mayor parte de la literatura acerca de restauración se relaciona con ecosistemas templados, en tanto que los subtropicales y los tropicales son entornos en los cuales la restauración ha dependido más del impulso intrínseco de la vida silvestre,

que de acciones claramente exitosas por parte de los humanos, más interesados en la producción de madera y otros bienes, que en la restauración integral de los ecosistemas (véase, por ejemplo, Lieth y Lohmann, 1993). Los resultados obtenidos de la restauración de humedales en México también están en espera de ser documentados de manera más contundente.

La definición de tipos generales de trayectorias de sucesión ecológica, para distintas clases de ecosistemas en diferentes regiones, es un asunto cuyo desarrollo aun es incipiente. La acumulación de más y mejor evidencia al respecto permitirá alimentar el actual debate, acerca de qué tanto los procesos de restauración de ecosistemas naturales pueden inducirse y preverse, y qué tanto el resultado final depende de las circunstancias actuales, distintas de las originales, y de factores estocásticos (Zedler y Callaway, 1999). Si éste es un trabajo arduo en países con una biodiversidad limitada, lo es más aun en países megadiversos.

La sustentabilidad es otro concepto que continúa sujeto a debate. Y lo está, en principio, porque la capacidad de los recursos naturales para regenerarse –en calidad y cantidad– tiene un límite y, si bien algunos ecosistemas son capaces de mostrar resistencia y resiliencia iniciales buenas, ante peticiones de extracción moderadas, ante una demanda reiterada o mayor pierden esa capacidad. El punto de discusión es si realmente puede existir compatibilidad entre los requerimientos actuales y futuros de esos recursos, y las capacidades reales de regeneración autónoma de los ecosistemas naturales, en caso de que los modelos de producción y consumo no cambien. Se remite al lector a Jordan (1995) para una discusión a fondo sobre estos temas.

Un ejemplo que ilustra claramente este debate acerca de la sustentabilidad es el relacionado con la restauración de bosques boreales del noroeste de Norteamérica, una vez cortados con propósitos comerciales. Alrededor de 1990, los proyectos tradicionales de uso forestal (i.e. los basados en la remoción total de material maderable dejando claros evidentes) comenzaron a preocupar a una nueva generación de especialistas en asuntos del uso forestal. Los datos (que al menos era algo de lo que se disponía) indicaban que muchos bosques no se habían alterado significativamente por el uso de la madera sino hasta que, concluida la II Guerra

Mundial, la demanda experimentó un vigoroso incremento relacionado con la expansión industrial (Harris, 1984). Esas personas, preocupadas por la pérdida de biodiversidad atribuible a las prácticas forestales tradicionales, propusieron un enfoque distinto a la remoción total y que se basaba en el corte selectivo de cantidades moderadas de madera, a fin de no afectar demasiado la estructura, las funciones y la propia restauración autógena en las áreas sujetas a uso.

Lertzman (1990) definió esa Nueva Forestería como “*forest management with timber production as a by-product of its primary function: sustaining biological diversity and maintaining long term ecosystem health*”. El postulado básico de esta tendencia era dejar, tras el corte, un “legado biológico” consistente en árboles verdes en pie, árboles secos en pie, troncos caídos, arbustos y otros materiales de desecho. Con ello se proponía facilitar la restauración de los daños causados por el aprovechamiento, promoviendo así un más rápido retorno a los procesos naturales, partiendo de un entorno con daños menos drásticos. Otros promotores de la llamada Nueva Forestería expresaron que parte de la filosofía de ésta era una actitud de humildad en el manejo forestal, dado lo incompleto de nuestro conocimiento (Franklin *et al.*, 1989).

Pero simultáneamente, para los expertos forestales tradicionales, cuyo enfoque estaba evidentemente basado en maximizar la producción de madera por acre, la visión era muy distinta. Como ejemplo, Atkinson (1990) escribió: “*For whatever its virtues, New Forestry will not produce anything like the timber that can be produced under plantation forestry*”... “*The wood supply situation is too serious for hobby silviculture*”... “*We see a tremendous increase in world population and soaring demand for wood products. Where are we going to grow wood?*”

A ambos grupos contendientes les importaba restaurar el bosque, pero mientras que a los técnicos forestales con educación tradicional les interesaba la recuperación de especies arbóreas de interés económico (i.e. producir calidad y cantidad de madera), el objetivo de los proponentes del otro enfoque era restaurar ante todo la biodiversidad y considerar la cosecha medida de madera como un subproducto deseable del manejo forestal.

El debate se recrudeció cuando una especie de ave asociada con bosques antiguos (el búho manchado,

Strix occidentalis) se incluyó en la ESA (*Endangered Species Act*). Esto obligó legalmente a conservar extensiones de bosque antiguo, sin tocarlas en absoluto. Mientras ecólogos y promotores de la Nueva Forestería celebraron el acontecimiento, las airadas protestas de los leñadores comerciales (principal ocupación económica por cientos de años en Oregon y Washington) propiciaron, incluso, remociones de personas en cargos muy altos de la autoridad forestal norteamericana. El debate acerca de cuál parecía ser la mejor manera de cortar árboles y de restaurar los ecosistemas así alterados continuó por algunos años y aún hoy existe, en tanto que la evidencia indica claramente que ninguno de los dos enfoques garantiza el retorno del ecosistema a un estado previo deseable para todos. Como se dijo en párrafos anteriores, las trayectorias de la restauración pueden depender de situaciones locales propias de la región (y de factores aleatorios), así como de los métodos para propiciarla.

En algún momento se propuso que podría hallarse una solución intermedia para propiciar la restauración ecológica de esos bosques del noroeste de los Estados Unidos de Norteamérica, manteniendo su potencial de producción económica. Se sugirieron, entre otros temas: el hacer claros razonablemente dimensionados y separados entre sí; el efectuar un solo evento de corte cada 50 o más años; dejar la materia muerta en el claro, aunque quizá permitir su colecta parcial como leña; dejar árboles, tanto vivos como secos en pie, para uso de fauna silvestre en el borde de cada claro y replantar los claros con especies nativas de interés. No se logró un acuerdo pleno en esos años, aunque hoy las posibilidades para ello parecerían relativamente alentadoras.

Las controversias no se han zanjado del todo, especialmente porque la evidencia de los resultados de la restauración, bajo uno u otro esquema, requiere acumularse para plazos mucho más largos que 50 años. En cualquier caso, si algo ha sido incuestionable en todo este asunto, es la demostración de un hecho: o la demanda de madera se racionaliza, o no habrá enfoque filosófico –ni método de manejo forestal alguno– que logre “estirar” los límites de integridad, productividad, resistencia y resiliencia de los ecosistemas. De hecho, con los actuales niveles de consumo, la sustentabilidad de los aprovechamientos forestales queda en entredi-

cho bajo casi cualquier esquema de uso y pretendida restauración de bosques.

La historia relatada en párrafos anteriores está ocurriendo en una región biológicamente menos diversa que las existentes en México, tiene lugar en un país en el cual las regulaciones del aprovechamiento forestal tienden a ser estrictas y en general se cumplen cabalmente. Aun así, el debate parece centrarse en los métodos y técnicas de uso y restauración y no en la moderación del consumo. Como contraste, sólo hay que imaginar lo que ocurre en países en los cuales la tala clandestina no permite siquiera disponer de tiempo para deliberar sobre los métodos menos lesivos para aprovechar un recurso forestal, sino que arrasa con todo a la primera oportunidad que se le presenta. En países biológicamente muy diversos y con grandes problemas sociales y económicos—obviamente incluido México— además de la obligación de conservar las extensiones relativamente naturales que han quedado, una necesidad fundamental es buscar –lo antes posible– métodos que permitan inducir algún grado de restauración en las muchas áreas previamente taladas, promoviendo una recuperación parcial de la biodiversidad nativa de cada área, al tiempo que también se contribuye a combatir la irracionalidad de los modelos de hiperconsumo global.

La protección de especies, comunidades, paisajes y ecosistemas, en áreas legalmente establecidas para ello, es sólo una parte de las tareas necesarias. La otra, más compleja y desafiante, es la restauración ecológica de numerosos sitios, terrestres y acuáticos, en los que la riqueza natural nativa ha sido objeto del dispendio propio de estrategias de desarrollo equivocadas (tendencia sin duda reforzada por las tensas relaciones económicas globales). Lo que es claro, es que una parte muy considerable del territorio nacional ya se halla en urgente necesidad de restauración ecológica.

El qué y el porqué de la restauración pueden ser abordados con mayor facilidad que el cómo. Aunque el debate es multifacético y no ha concluido en modo alguno, es tiempo de replantear estrategias y métodos de restauración ecológica, en busca de soluciones prácticas que permitan la supervivencia humana y del resto de la biodiversidad en el largo plazo.

Para poder recapitular acerca de aciertos y errores de nuestras acciones de restauración es necesario

publicar más informes científicos relacionados con proyectos de restauración ecológica en México. Todo esto aportará nuevas evidencias, que cuestionen nuestros actuales paradigmas y que nos permitan ajustar nuestra percepción de la realidad.

¿Es posible definir lineamientos generales para la restauración?

Como se explicó arriba, son muchos los factores que intervienen en procesos de restauración ecológica. Esto hace que la incertidumbre sea un factor invariablemente presente en los programas dirigidos a ese fin. Sin embargo, en la mayoría de las instituciones que tienen que desarrollarlos, suele requerirse la definición de objetivos y metas específicas; esto significa potenciales complicaciones. Entonces ¿es posible aspirar a definir lineamientos generales para la restauración ecológica?

Es claro que sería poco realista definir protocolos generalizados para lograr resultados específicos de restauración en cada uno de los distintos ecosistemas. Pero en todo caso, al tratarse con sistemas que involucran alta incertidumbre respecto de la obtención de resultados positivos, puede al menos recurrirse al mayor apego posible a ciertos lineamientos, con fundamento y sentido científico. Sin olvidar, nunca, que la restauración ecológica requiere tratamiento caso por caso, algunos puntos generales a considerar podrían incluir:

- § Definir, si las condiciones no fueran favorables, cuáles son éstas y cuáles sus magnitudes.
- § Definir un plan de acción que procure, como primera fase, remover permanentemente los agentes del deterioro del ecosistema original y las condiciones que son negativas para la restauración.
- § Buscar que el diseño de restauración ecológica promueva la recuperación de la composición taxonómica, de la estructura, de las funciones del ecosistema y de sus relaciones con otros (tanto en lo abiótico como en lo biótico).
- § Explorar la aceptabilidad que tendría el eventual programa de restauración, en función del entorno socioeconómico que prevalezca en el área, con especial atención a las aspiraciones propias de las comunidades humanas locales, en términos del futuro que desean.
- § Definir si es necesario emprender una fase de reacondicionamiento del suelo y el agua presentes, antes de proceder a otros aspectos de la restauración.
- § Evaluar cuáles son las posibilidades de arribo de germoplasma nativo, una vez que se remuevan las condiciones desfavorables y los agentes causales del propio deterioro.
- § Aprovechar la llegada de plantas y otros organismos “voluntarios” nativos, provenientes de ecosistemas naturales vecinos. Esto hace más fácil restaurar procesos complejos como los de polinización especializada, mutualismo y muchos otros más.
- § Buscar que la inducción de fases de sucesión ecológica siga un orden similar al conocido para cada tipo de ecosistema, al menos hasta que la biota del área presente tendencias de autoorganización sin necesidad de insumos.
- § Procurar, hasta donde sea posible, la integración natural del área restaurada con el aspecto del paisaje natural remanente.
- § Mantener un seguimiento puntual de la llegada de especies exóticas invasoras al área de restauración, procurando evitar su establecimiento por todos los medios posibles.
- § Diseñar un sistema de seguimiento, objetivo y sistemático, del estado que guarda el área sujeta a restauración, dejando claramente establecidos
- § Desarrollar, como punto de partida, una reconstrucción histórica de las características (fisonomía, extensión, composición taxonómica, estructura y funciones) del ecosistema original que se pretende restaurar, acotando la época o fecha a la cual se refiere dicha reconstrucción histórica.
- § Describir la historia del deterioro enfatizando las causas, la importancia relativa de cada una de éstas y sus principales correlaciones con fenómenos sociales y económicos.
- § Definir si los agentes causales del deterioro ya desaparecieron o si se mantienen vigentes.
- § Definir hasta qué punto las condiciones que prevalecen actualmente en el área permitirán la recuperación del ecosistema hacia la condición convencionalmente definida como meta.

los indicadores que resulten más apropiados para la escala y tipo de caso que se trate y un método estándar para medir sus variaciones, referidas al espacio y al tiempo.

Sólo la práctica permitirá saber hasta qué punto es factible que estas recomendaciones funcionen para casos particulares. Por ahora, la convergencia de distintos sectores sociales, que ya empieza a darse en la tarea común de la restauración ecológica, aparece como un campo fértil para el desarrollo de puntos de vista más objetivos y para la propuesta de nuevos conceptos, modelos, métodos y técnicas. La sistematización de las experiencias previas y la publicación de sus resultados, proveerán mejores materiales para realizar análisis críticos que permitan evaluar la efectividad y permanencia logradas.

Paralelamente cabe esperar que, si se tiene éxito en la homogeneización de criterios entre los distintos actores de la restauración –principalmente de la sociedad civil, académicos, oficiales de gobierno y políticos– podrán darse actividades sinérgicas positivas para recuperar, al menos en parte, la biodiversidad hoy amenazada en sus distintos niveles de organización. Hay que confesar que esto puede calificarse, hoy, como un simple pensamiento esperanzado; pero según creo, es posible transformarlo en acciones y resultados concretos durante el resto del siglo XXI.

Bibliografía

- Atkinson, W. 1990. Another view of New Forestry. Paper presented at the Annual Meeting, Oregon Society for American Forestry, Eugene, Oregon, May 4th. 1990. Publicado como Pp. 84-95 en: D. Hopwood (ed.). 1991. *Principles and practices of New Forestry*. Research Branch, Ministry of Forests, British Columbia, Canadá, 95 pp.
- Chase, R. G. y E. Boudouresque. 1987. A study of methods for revegetation of barren, crusted sahelian forest soils in the region of Niamey (Niger). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 18:211-221.
- Clewell, A. F. 1999. Restoration of riverine forest at Hall Branch on phosphate-mined land, Florida. *Restoration Ecology* 7(1):1-14.
- Fowler, C. S., P. Esteves, G. Goad, B. Helmer y K. Watterson. 2003. Caring for the Trees: Restoring Timbisha Shoshone Land Management Practices in Death Valley National Park. *Ecological Restoration* 21(4):302-306.
- Franklin, J. F., D. A. Perry, T. D. Schowalter, M. E. Harmon, A. McKee y T. A. Spies. 1989. Importance of ecological diversity in maintaining long-term site productivity. Pp. 82-97. En: D. A. Perry, R. Meurisse, B. Thomas, R. Miller, J. Boyle, J. Means, C. R. Perry y R. F. Powers (eds.). *Maintaining the long-term productivity of Pacific northwest forest ecosystems*. Timber Press, Portland, EE.UU.
- Harris, L. D. 1984. *The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. University of Chicago Press, Chicago, EE.UU.
- Hobbs, R. J. y H. A. Mooney. 1993. Restoration ecology and invasions. Pp. 127-133. En: D. A. Saunders, R. J. Hobbs y P. R. Ehrlich (eds.). *Nature Conservation 3: reconstruction of fragmented ecosystems, global and regional perspectives*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
- Jordan, C. F. 1995. *Conservation: Replacing Quantity with Quality as a Goal for Global Management*. John Wiley and Sons, EE.UU., 190 pp.
- Leopold, A. 1949. *A sandy county almanac*. Ballantine Books, EE.UU.
- Lertzman, K. 1990. What's new about New Forestry: replacing arbocentrism in forest management. *Forestry Planning Canada* 6(3): 5-6.
- Levi Strauss, C. 1982 (1962). *El pensamiento salvaje*. 8ª reimpression. Fondo de Cultura Económica. Colección Breviarios. México, 413 pp.
- Leith, H. y M. Lohmann (eds.). 1993. *Restoration of Tropical Forest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda, 269 pp.
- Maass, M. 2003. Principios generales sobre manejo de ecosistemas. Pp. 117-135. En: Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis (Eds.). 2003. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre*. 2003. SEMARNAT; Instituto Nacional de Ecología; U. S. Fish & Wildlife Service; UPC; IGUNAM; Ford Foundation, CONANP, CIRB, SEGEM; CONABIO; Sierra Madre; Fondo Pro-Cuenca de Valle de Bravo. México, 315 pp.

- Martínez, D. 2003. Protected Areas, Indigenous Peoples, and The Western Idea of Nature. *Ecological Restoration* 21(4): 247-250.
- Maser, C, J. Trappe y R. Nussbaum. 1978. Fungal small-mammal interrelationships with emphasis on Oregon coniferous forests. *Ecology* 59: 799-809.
- Nabhan, G. P. 2003. Destruction of an Ancient Indigenous Cultural Landscape: An Epitaph from Organ Pipe Cactus National Monument. *Ecological Restoration* 21(4): 290-295.
- Pickett, S.T.A. y P.S. White (eds.). 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, EE.UU.
- Sánchez, Ó. 2000. Programas de conservación de vida silvestre: diseño, ejecución y seguimiento. Pp. 19-34. En: Sánchez, O., M. C. Donovarros-Aguilar y J. E. Sosa-Escalante (eds.). *Conservación y manejo de vertebrados en el trópico de México*. INE-SEMARNAP, U.S. Fish & Wildlife Service, UPC, A.C., Universidad Autónoma de Yucatán y CONABIO. México, 190 pp.
- . 2003. Biología de la conservación a escala de ecosistemas: algunas bases para el seguimiento de unidades del paisaje. Pp. 195-236. En: O. Sánchez, E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis (Eds.). 2003. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre*. 2003. Semarnat; Instituto Nacional de Ecología; U.S. Fish & Wildlife Service; UPC; IGUNAM; Ford Foundation, CONANP, CIRB, SEGEM; CONABIO; Sierra Madre; Fondo Pro-Cuenca de Valle de Bravo. México, 315 pp.
- Shrader-Frechette, K.S. y E.D. McCoy. 1995. Natural landscapes, natural communities, and natural ecosystems. *Forest and Conservation History* 39:138-142.
- Society for Ecological Restoration (SER) Science & Policy Working Group. 2002. The SER Primer on Ecological Restoration. www.ser.org/.
- Ward, S. C., J. M. Koch y G. L. Ainsworth. 1996. The effect of timing of rehabilitation procedures on the establishment of a jarrah forest after bauxite mining. *Restoration Ecology* 4(1): 19-24.
- Westman, W. E. 1991. Ecological restoration projects: measuring their performance. *The Environmental Professional* 13(3):207-215.
- Wiens, J, 1997. The emerging role of patchiness in conservation biology. Pp. 93-108. En: S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shahchak y G. E. Likens (eds.). *The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, ecosystems and Biodiversity*. Chapman and Hall, EE.UU.
- Zedler, J. B. y J. C. Callaway. 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology* 7(1): 69-73.

La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica

María Zorrilla Ramos*

El objetivo de este trabajo es presentar la importancia de considerar los aspectos sociales que influyen en la alteración ambiental y proponer una guía de elementos que describan la relación entre sociedad y medio ambiente como variables a considerar en acciones de restauración de ecosistemas.

En primer término se expone de manera general la importancia del vínculo entre sociedad y medio ambiente como una relación doble donde ambas esferas se influyen mutuamente y cuáles son algunas de las consecuencias de la degradación ambiental en procesos sociales como la pobreza y la desigualdad. En segundo término se propone un marco de análisis a partir de una serie de elementos que permiten ordenar la información y entender los procesos que vinculan sociedad y medio ambiente.

Medio ambiente y sociedad

El deterioro de los recursos naturales a nivel mundial ha llevado a cuestionamientos importantes sobre la manera en la que se están usando los recursos así como sobre las perspectivas de desarrollo futuro al

ritmo de explotación actual. El recuento de los daños se incrementa año con año, y uno puede encontrar en la actualización de las cifras que el deterioro ambiental continua a pesar de las políticas, las convenciones internacionales y las declaraciones de buena voluntad de los gobiernos que supuestamente tienen bien integrada en su agenda el tema del desarrollo sustentable.¹ Por ejemplo, en las actas del XII Congreso forestal mundial, realizado en Québec en 2003, quedó asentado que la pérdida de la cubierta forestal prosiguió en el decenio de 1990 más o menos a la misma velocidad que en el decenio de 1980, con un promedio de entre 12 y 15 millones de hectáreas anuales a nivel mundial (XII Congreso forestal mundial 2003). Lo importante de resaltar es que durante la década de 1990, con el impulso de la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro en el año de 1992, el tema ambiental estaba posicionado en la agenda de gobiernos y organizaciones civiles. Sin embargo, esto no ha sido suficiente para disminuir el problema, por lo que hay que entender las causas reales de la degradación ambiental y profundizar en ellas.

La preocupación por el tema no es gratuita. Toda sociedad en mayor o menor medida es vulnerable a las transformaciones de su entorno natural; al respecto podemos identificar algunos aspectos (Arizpe y Velázquez 1996:58) que en la actualidad hacen más grave esto; en primer lugar está la escala del cambio ambien-

* Cultura Ecológica, A. C.
Correo-e: mzorilla@institutomora.edu.mx.

tal que afecta cada vez a mayor cantidad de personas. Si bien la migración ha sido una salida empleada por la humanidad en toda su historia para enfrentar el deterioro de sus recursos, el espacio disponible es cada vez menor, de manera que la restauración de ecosistemas se hace socialmente necesaria. Esto se refleja en el nivel de dispersión de la población. Por ejemplo, según el XII Censo General de Población y Vivienda (INEGI, 2000) en México 13.4 millones de personas habitan en poblaciones de entre 2,500 y 14,999 habitantes, y 24.7 millones de personas lo hacen en 196,350 localidades de menos de 2,500 habitantes. Por otra parte, se sabe que 80% de los recursos forestales está en manos de ejidos y comunidades (White y Martín 2002: 9). Estos datos sugieren a simple vista la importancia de conocer las modalidades de los tipos de propiedad y las relaciones que se dan en ella en el contexto del aprovechamiento de los recursos naturales.

Mientras más rápido avanza el deterioro ambiental y las alteraciones en los ecosistemas, más disminuye la capacidad de la sociedad de encontrar medios alternativos para que sus actividades y su economía no se vean afectadas drásticamente. Si bien la sociedad en su conjunto se ve perjudicada de diversas maneras por el deterioro ambiental, las más directamente afectadas son aquellas comunidades en las que la subsistencia está basada principalmente en actividades primarias como la agricultura y la recolección y cuya capacidad para encontrar medios alternativos de subsistencia es menor. Esto ha llevado a replantear no únicamente la relación entre los seres humanos y la naturaleza, sino también la relación al interior de la sociedad. En este sentido los problemas ambientales están profundamente ligados a otro tipo de problemas sociales relacionados con la justicia y la equidad.

Como toda problemática social, la degradación ambiental es estudiada y comprendida por muchas disciplinas que enfatizan la relevancia de cuestiones éticas, culturales, políticas, educativas o económicas, por mencionar algunas. Si bien cada aproximación teórica nos ayuda a comprender el problema, es importante aceptar que éste se compone de múltiples elementos que no pueden ser abarcados por un solo modelo interpretativo. En este sentido, práctica y teoría deben estar en constante comunicación por medio de la investigación aplicada y el uso de herra-

mientas analíticas en proyectos concretos de manera que se nutran mutuamente. Otro aspecto importante es que las interpretaciones teóricas sobre un mismo problema no sólo pueden diferir en el enfoque sino en sus explicaciones y esto influye directamente en la manera de hacer políticas públicas y proyectos (Comas 1998:139).

En resumen ¿por qué preguntarnos sobre los modelos teóricos? Porque cuando hay una intervención de un grupo externo sobre un territorio concreto donde habita una población específica hay, de inicio, una idea de *cómo debe ser* la situación. Es decir, cuando el gobierno interviene a través de una política pública, o una organización no gubernamental financia un proyecto, detrás hay una idea específica de cómo debe desarrollarse dicho proyecto y qué resultados debe dar. Se busca modificar un *status quo* o estado que se percibe como no deseable y a partir del uso de recursos (dinero, conocimiento, información) se busca llegar a un nuevo estado que se percibe si bien no como ideal, sí como mejor que el estado inicial. Pero detrás de esta idea de lo correcto o lo incorrecto hay interpretaciones y valores de lo que debe ser, y diversos actores se confrontan en escenarios concretos sobre cómo se deben llevar al cabo los proyectos; en otras palabras, las orientaciones de las agencias que intervienen en este proceso impactan en el resultado. Lo importante sería en este aspecto tratar de llegar a las causas sociales más profundas del deterioro ambiental, analizando situaciones como la naturaleza de las instituciones y las condiciones de desigualdad social.

Existen también otras consideraciones importantes al momento de observar la relación entre sociedad y medio ambiente. Además de las diferentes disciplinas y enfoques teóricos, la escala con la que se observa el problema es muy importante. La visión que tiene un empleado federal sobre un problema ambiental será muy distinta a la que tiene un habitante de una comunidad, un investigador o un miembro de una organización local. Lo importante es que estas visiones muchas veces pueden ser contradictorias (por ejemplo, la decisión federal de construir una presa será totalmente opuesta a la de los posibles desplazados) pero muchas otras veces puede ser complementaria.

Retomando los principales puntos vistos hasta este momento tenemos que:

- § El deterioro ambiental es un problema generalizado a nivel mundial, y a pesar de que el tema del medio ambiente y los recursos naturales se ha posicionado en la agenda internacional esto no ha sido suficiente para frenar el deterioro.
- § Lo anterior nos lleva a cuestionar si se ha trabajado realmente sobre las causas del deterioro y si hay un entendimiento profundo de ellas.
- § El deterioro ambiental tiene efectos sociales en tanto que afecta el acceso a los recursos naturales y profundiza problemas como desigualdad y pobreza. Este deterioro a su vez es reflejo de relaciones desiguales en la sociedad, así como modos de producción, formas y tasas de extracción de los recursos que han demostrado ser insustentables.
- § Para entender estos vínculos se hace necesario complementar datos en investigaciones con interpretaciones teóricas nutriéndose mutuamente por medio de la interrelación entre la práctica y la teoría. En este sentido, los enfoques teóricos que se utilicen tienen consecuencias prácticas en las políticas públicas.

Parte de la complejidad de entender las interrelaciones entre sociedad y medio ambiente está en la diversidad de actores, ecosistemas, modos de producción, políticas públicas y culturas. Para desentrañar un poco esta complejidad se propone en el siguiente apartado ubicar, a partir del concepto de territorio, qué elementos nos permiten comprender no sólo las características por medio de indicadores, sino los procesos y relaciones que hay en torno a un espacio o lugar determinado y que impactan directamente en el aprovechamiento, degradación y restauración de los ecosistemas.

Aspectos sociales vinculados a la restauración ecológica

Para hacer un análisis concreto de la interacción entre sociedad y medio ambiente y cómo se vinculan entre sí, es necesario partir de un elemento básico, el territorio entendiéndolo como aquellos lugares creados por la acción del ser humano. En este sentido, el territorio es la “organización del espacio, se puede decir que el territorio responde en primera instancia

a las necesidades económicas, sociales y políticas de cada sociedad, y bajo este aspecto su producción está sustentada por las relaciones sociales que lo atraviesan: pero su función no se reduce a esta dimensión instrumental; el territorio es también objeto de operaciones simbólicas y una especie de pantalla sobre la que los actores sociales (individuales o colectivos) proyectan sus concepciones del mundo” (Giménez 2000: 24). Esta compleja concepción del territorio es una invitación a ver la totalidad de elementos que confluyen en un simple espacio, ya que no se enfoca únicamente a actividades económicas sino que recupera la importancia de los aspectos sociales y culturales, y sobre todo, la diversidad de actores que pueden estar proyectando sus expectativas sobre un lugar.

La restauración de ecosistemas supone un reconocimiento concreto de una problemática específica sobre un territorio, y la necesidad de actuar para revertir la problemática identificada. Sea cual sea el territorio elegido, éste tiene de inicio una característica como lugar en el que interactúan diferentes actores, con diversos grados de poder y con expectativas propias sobre los posibles usos de dicho espacio. En otras palabras, la idea del territorio de un técnico es distinta a la de un empresario o la de un burócrata, pero también a la de las personas que viven de él y en él. Por lo tanto, no sólo se tiene que trabajar en el entendimiento de una complejidad en factores ecológicos y sociales, sino con expectativas y representaciones. La restauración de ecosistemas no exige sólo un reconocimiento común del problema, sino una intención compartida de cambiar ciertos patrones que pueden estar influyendo en el deterioro.

En este sentido, el grado del deterioro es importante ya que un cambio en los patrones de uso de la tierra y los recursos parte de una percepción de crisis por parte de al menos un actor. Dicha crisis puede ir desde la percepción de escasez de un recurso, hasta alteraciones graves a la cotidianidad, como los casos relacionados con la salud. Un ejemplo de percepción de escasez es la restricción del uso de recursos forestales por parte de una comunidad que ve mermado su bosque (Hernández Apolinar y Aguirre 2004) o bien una situación grave como la contaminación por derrame de químicos en un cuerpo de agua (los derrames de petróleo en la costa de la península ibérica en 2003)

Hasta este momento sobresalen dos puntos importantes:

- a) un territorio específico tiene representaciones distintas para los diferentes actores involucrados, lo cual se refleja en sus expectativas sobre los usos y valores de dicho territorio;
- b) las acciones para la restauración ecológica implican una percepción de escasez, crisis o peligro por parte de al menos una fracción de los actores involucrados.

Hay otros elementos que influyen en la degradación ambiental y en la posibilidad de lograr una restauración y que tienen que ver de manera general con las dinámicas internas que se están viviendo en las comunidades (historia, dinámica poblacional) y con elementos externos que influyen el territorio como lo son las políticas públicas o los mercados que demandan ciertos productos.

A continuación se proponen siete elementos que permiten analizar no sólo el estado de las condiciones sociales existentes en torno a un territorio específico, sino que permiten ver las relaciones, tendencias y posibles puntos de conflicto que pueden influir en la restauración ecológica. Dichos elementos son: a) historia, b) indicadores sociodemográficos, c) actores y relaciones, d) derechos de propiedad, reglas de uso y normatividad, e) políticas públicas, f) actividades productivas y mercados, y g) información. A continuación se explica cada uno de ellos y se propone el uso de algunos modelos analíticos que pueden ser de utilidad. Ésta es sólo una de las maneras de conceptualizar la situación, y cómo se verá todos los factores están relacionados. Sin embargo, tratar por separado cada uno de ellos permite profundizar y obtener una imagen más completa de la situación. La propuesta no es que se inicien los proyectos una vez que se tengan llenas matrices con datos y después de una serie de talleres para obtener la información; se reconoce que en los procesos de crisis ambientales, donde se requiere de una actuación inmediata, es muy difícil ponerse a investigar previamente estadísticas del INEGI (por mencionar algún ejemplo). A pesar de ello, es útil tener en mente que estos elementos existen y que impactan tanto en la degradación como en la restauración para

que, pasada la emergencia, sea posible influir en la recuperación a largo plazo.

Descripción de los elementos

Procesos históricos y culturales

Se proponen tres áreas de conocimiento sobre la historia del territorio y la cultura.

- i) La historia regional. El territorio es reflejo de decisiones tomadas en el pasado (aunque no necesariamente por los actores que actualmente toman decisiones sobre él) y esa historia marca a su vez decisiones consecuentes sobre su uso.
- ii) La historia de la comunidad y la cultura. ¿Cuánto tiempo lleva asentada en ese territorio? ¿De cuándo es el poblamiento, la fundación de la localidad o la dotación de las tierras? ¿Es producto de una política de colonización o un desplazamiento? Estos son ejemplos de preguntas sobre el origen pero es igualmente importante considerar los aspectos relacionados con la cultura, las costumbres e identidad de la población, no sólo si se trata de un grupo indígena sino también de comunidades rurales mestizas y comunidades urbanas. Al preguntar e investigar sobre este tema, comenzamos a darnos cuenta de la estrecha relación que hay entre las costumbres, el significado que tienen los lugares y las actividades y la relación con el estado de los recursos naturales.
- iii) La historia de la degradación ambiental. Puede ser resultado de un proceso de varios años (la erosión, por ejemplo) o bien percibida como un evento específico (una temporada de incendios), o ser resultado de una combinación de eventos y procesos. Esto también conforma la historia y es necesario conocer los términos en los que se dio la situación y la manera en la que es percibida por la comunidad y por cada uno los actores involucrados.

Para trabajar con este tipo de información tenemos tres fuentes: la historia documentada, si hay estudios previos sobre la región; los medios de comunicación (sobre todo en el caso de eventos específicos) y por último, la historia oral que recupera la experiencia y

la memoria de los habitantes o de quienes conocen la zona (De Garay, 1994). Existe también otro tipo de instrumentos como las entrevistas a profundidad y los talleres de planeación participativa en los cuales un grupo de personas identifica eventos específicos que han impactado su entorno (GEA-WRI 1993)

Condiciones sociodemográficas

En este punto se consideran principalmente dos aspectos, i) las tendencias de la población y las condiciones de pobreza y desigualdad que hay al interior de una comunidad y ii) la situación de esa comunidad en relación con la región y el país.

El uso de indicadores es muy útil para conocer el estado y las tendencias de la población; sin embargo, es necesario conocerlos, elegirlos cuidadosamente y saber interpretarlos. Los datos relevantes pueden variar de acuerdo con la problemática ambiental y con el tipo de comunidad de la cual se trata, pero lo que importa es conocer el estado de la población en términos de crecimiento poblacional, migración, salud, condiciones de la vivienda o marginación.

Todo esto depende de la situación, si se está trabajando con comunidades urbanas o rurales así como del tema y de los recursos naturales afectados. Por ejemplo, si es una zona de expulsión de población ese hecho nos puede indicar una disminución en el uso de los recursos pero también de una posible falta de continuidad de procesos locales de manejo y uso de recursos ya que la gente que adquiere conocimiento (sobre todo los jóvenes) es migrante potencial. Pero si, por ejemplo, se identifica que las mujeres y ancianos permanecen, los acuerdos y la capacitación se debe hacer con estos actores. En otros casos, como el de la contaminación, será importante conocer estadísticas de salud, mortalidad y morbilidad. Datos como las tendencias de crecimiento poblacional o el ingreso per cápita dan información sobre el consumo de energía, agua y recursos en general. Otro aspecto importante es elegir correctamente los datos a recabar ya que nos permiten hacer regionalizaciones con base en indicadores socioeconómicos (por ejemplo, regionalizar por grado de marginación) y observar patrones territoriales así como establecer comparaciones, ya sea entre diferentes localidades

o zonas o sobre una misma localidad en diferentes momentos.

El aspecto de la pobreza y la desigualdad es central para el caso de México, y abarca los ámbitos urbano como rural. Existe un vínculo entre la pobreza y la degradación ambiental (Guevara y Muñoz, 1997), pero ¿cuál es? Por una parte, se sabe que la sobrevivencia de los grupos más pobres depende en buena medida del aprovechamiento que hagan de los recursos naturales que tienen a su alrededor, principalmente el suelo, los recursos forestales, el agua, las plantas o los animales. Cualquier cambio en la calidad o cantidad de estos recursos afecta inmediatamente a la población en estado de pobreza. La degradación ambiental hace que la población que inicialmente está en condiciones de marginación sea más vulnerable a los riesgos de desastres naturales, problemas de salud o disminución del ingreso básico para la sobrevivencia. En relación con lo anterior, se ha dicho que la pobreza urbana está fuertemente relacionada con la pobreza rural, ya que los más pobres de la ciudad llegaron del campo en busca de mayores oportunidades de empleo bien remunerado (Campos y Vélez, 1994:180)

Estos datos están disponibles en instituciones como el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), el Consejo Nacional de Población (CONAPO) o la Secretaría de Salud (SSA) o bien en instituciones estatales. Por otra parte existen encuestas realizadas por instituciones o centros de investigación que pueden servir para información específica sobre una región. Lo importante es que se trate de datos con calidad verificada y de fuentes confiables.

Existe otro tipo de indicadores como los del uso y aprovechamiento de los recursos así como los datos sobre la degradación ambiental: la calidad del aire, del agua, la deforestación o la degradación del suelo. Esta información, según la escala de referencia, por ejemplo, las 600 mil hectáreas anuales que se deforestan en el país, son sólo un promedio que no muestra las diferencias ni la problemática a nivel local.

Por otra parte, quién y cuándo genera la información o bien, la ausencia de información son en sí mismos datos importantes y entre otras cosas muestra donde está (o dónde no) el interés y la responsabilidad por conocer y dar seguimiento a una problemática ambiental específica.

Análisis de los actores

Los actores son la pieza principal de la interpretación de la relación entre sociedad y territorio, no sólo por lo que hemos visto de la diversidad de interpretaciones y expectativas sobre un mismo espacio, sino porque esto se traduce en recursos, derechos, responsabilidades, conflictos y, a la larga, en el resultado final de los proyectos.

Una manera común de identificar los actores es enumerarlos (aquí la exhaustividad al inicio es mejor que dejar fuera a alguien). La lista puede ir desde los habitantes de la localidad, hasta los funcionarios del gobierno federal o local, pasando por otras instituciones con influencia en la zona como organizaciones no gubernamentales, organizaciones campesinas, asociaciones, centros de investigación o incluso grupos religiosos.

Sin embargo, no todos los actores son iguales. Las diferencias se dan en cuanto a recursos, poder, conocimiento, proximidad al recurso, derechos y obligaciones, por mencionar los aspectos más comunes, pero también están las expectativas sobre el uso del territorio que se refleja en conflictos por los recursos,

la fragilidad de instituciones y la oposición o apoyo a los proyectos, incluidos aquellos relacionados con la restauración ecológica.

Para entender cuáles son estas diferencias Carol Pierce (1999: 6) propone la elaboración de una matriz sobre quién y cómo cuenta en los proyectos forestales (*Who counts matrix*) donde se discuten siete aspectos relevantes que permiten identificar las interacciones entre los actores, el nivel de conflicto potencial así como la manera en la que cada actor se relaciona con el recurso (cuadro 1). Esta matriz ha probado su efectividad en diferentes países. Los aspectos que considera son: proximidad al recurso, derechos preexistentes, dependencia del recurso, pobreza, conocimiento local, integración cultural con respecto al recurso forestal y poder.

Si bien este instrumento está diseñado para el caso concreto del aprovechamiento forestal, lo que nos resulta destacable es la posibilidad de que una herramienta que puede parecer a simple vista sencilla provee información para la realización de proyectos ambientales. Este instrumento parte de aceptar que hay diferencias importantes entre actores en donde la dependencia de los recursos puede ser mayor para quienes no tienen poder económico o político pero

CUADRO 1. MATRIZ DE “QUIÉN CUENTA” (“*WHO COUNTS*” *MATRIX*) USADA EN PROYECTOS FORESTALES*

	ACTOR 1	ACTOR 2	ACTOR 3	ACTOR 4
	COMUNIDAD	TRABAJADORES	COMPAÑÍAS	GOBIERNO
	LOCAL	FORESTALES	MADERERAS	LOCAL

Proximidad

Derechos preexistentes

Dependencia

Pobreza

Conocimiento local

Cultura y vínculos forestales

Poder

Valor promedio

*Para el llenado de la matriz se propone un rango de valores de 1 a 3 donde uno es el mínimo y tres el máximo. Al final se saca un promedio por columna (lo que equivale a los actores) y quien obtenga el promedio más alto es quien debería tener mayor peso en la toma de decisiones.

Fuente: Pierce, 1999.

finalmente son quienes resultan afectados por las decisiones sobre su uso.

En el análisis de actores en proyectos de restauración hay varios factores que deben tenerse en cuenta, pero el más importante es el grado de acuerdo entre los participantes con respecto a la necesidad de restauración y el hecho de que ésta no sea percibida de manera negativa por la comunidad. Esto resulta destacable en el caso de zonas donde la degradación se ha dado por actividades productivas que la comunidad considera benéficas (como la ganadería o el cultivo del café), o que se perciba que el espacio tiene otro potencial productivo rentable en un futuro y que esté en conflicto con la restauración.

También importa el grado de acuerdo entre los actores que tienen igual importancia en la toma de decisiones, pero diferentes expectativas sobre un territorio, como es el caso de ejidos colindantes o pequeños propietarios. En este sentido, los proyectos requieren no sólo de negociación y acuerdo, sino de compromisos a largo plazo, reglas, sanciones y monitoreo (Merino, 2003) lo cual se explica en el siguiente apartado.

Para obtener esta información se requiere conocer el territorio y a los actores, así como la percepción que tengan unos actores de otros. Aquí la experiencia de organizaciones y grupos que han trabajado la zona puede servir en un inicio pero es importante realizar entrevistas propias. Otra fuente de información son las investigaciones y publicaciones que haya sobre la región o la localidad.

Derechos de propiedad, reglas de uso y marco legal

En primer término, los derechos de propiedad se refieren a quién tiene legalmente la capacidad para poseer, comprar, vender y utilizar un recurso específico. La propiedad sobre los recursos naturales en México se fundamenta en el artículo 27 constitucional y existen básicamente cuatro tipos: propiedad privada, ejidos, comunidades y bienes nacionales, cada una con sus peculiaridades y reglas.

Dependiendo de la extensión del deterioro o del daño ambiental sobre el que se esté trabajando es posible encontrar diferentes modalidades de propiedad en

un área donde se realice un estudio. Esta información se obtiene para el medio rural en la Secretaría de la Reforma Agraria, particularmente en el Registro Agrario Nacional (RAN) y en zonas urbanas se cuenta con el Registro Público de la Propiedad y el comercio en cada entidad federativa.

La claridad en los derechos de propiedad se considera un factor detonante de la sustentabilidad. Hay que aclarar que por claridad en los derechos nos referimos sólo a que la propiedad sea de una sola persona, la propiedad colectiva también necesita claridad, lo cual no quiere decir dividirla; lo importante son las reglas de uso sobre los recursos naturales. Gran parte de los recursos que nos interesa conservar cae dentro de la categoría de bienes públicos o bienes de uso común, por ejemplo, los ríos, los lagos o las tierras forestales en áreas de uso común (Merino 2003).

De este modo, una vez identificado el estado de los derechos de propiedad y a qué tipo de bien se hace referencia, es importante definir las reglas que hay con respecto a ese recurso. Al respecto Leticia Merino (2003: 72) afirma que: “Para lograr patrones de uso sostenido de los recursos, las reglas deben dar respuesta a dos tipos de problemas: a) los problemas de apropiación, que se refieren a la forma que los usuarios cosechan las unidades de recursos... y b) las reglas de provisión que se refieren a los acervos o contenidos de los sistemas de recursos. Si los problemas de apropiación no son resueltos, los problemas de provisión no pueden abordarse.” En acciones de restauración ecológica ambos tipos de reglas son igual de relevantes para apoyar las acciones de mantenimiento y garantizar que se cumplan las restricciones al aprovechamiento.

Las reglas son el núcleo de la sostenibilidad en el uso, manejo y restauración ambiental. El nivel de consenso y la solidez de las instituciones en torno a estos constituyen una parte central del análisis de los vínculos entre medio ambiente y sociedad. Una de las escuelas más importantes que hay para el entendimiento de estas reglas es la desarrollada por Elinor Ostrom (1990) en torno al manejo de los bienes comunes y a la elaboración de normas y consensos.

Otro aspecto importante es el marco legal. Además del tipo de propiedad y las reglas internas para el uso de los recursos existen las leyes federales en

materia ambiental, forestal, agropecuaria, hídrica, de pesca y así como las normas oficiales mexicanas. Este tipo de reglas regulan la extracción, la conservación y la restauración de los recursos. El daño ambiental puede haber sido ocasionado por acciones realizadas de manera legal (la ganaderización) o ilegal (la tala clandestina) y su origen también nos mostrará la naturaleza del conflicto social que hay detrás.

Políticas públicas

Entender la incidencia de las políticas públicas en el pasado y en la actualidad es otro factor crucial para lograr la restauración de los ecosistemas. El gobierno es un actor fundamental tanto en el deterioro como en la conservación del entorno y los recursos. A través de políticas públicas sectoriales se proveen incentivos y restricciones para el uso, aprovechamiento y explotación de los recursos naturales, y el hecho de que no se actúe sobre una problemática (es decir, la no decisión) es en sí una aceptación del *status quo*, y por lo tanto una decisión política.

En México, la historia de la degradación ambiental, al menos durante el siglo XX, está estrechamente ligada a políticas públicas, desde el reparto agrario y el impulso a las actividades agropecuarias (que respondían a demandas sociales específicas) hasta la creación de entidades como la Comisión Nacional de Desmonte o los programas de colonización y ganaderización de los trópicos. Estos son ejemplos de que la perdurabilidad de los recursos naturales no se consideró importante durante muchos años. Si bien desde principios del siglo XX se fue gestando la construcción de la agenda ambiental en México (Simonian, 1998) no es sino hasta 1982, con la creación de la Subsecretaría de Medio Ambiente al interior de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) que se institucionaliza la política ambiental.

Las políticas públicas pueden incidir de manera directa o indirecta en el medio ambiente y esto puede ocurrir de manera positiva o negativa. El proceso de una política pública comienza con su diseño y termina con su evaluación, pero en ella se ven reflejados tanto los objetivos de un sector determinado del gobierno (que a veces puede estar contrapuesto por otro sector que también tiene sus propias políticas) así como los intereses específicos de grupos de poder. Pero también impacta

en su resultado la capacidad de implementación, monitoreo y evaluación, además de otros elementos como la corrupción, lo cual puede variar de una región a otra.

Un marco de análisis para las políticas públicas es la matriz de vínculos de política propuesto por Arnaldo Contreras (1994: 28) quien sitúa en una primera columna ciertos tipos de políticas públicas (de colonización, de infraestructura, energéticas, etc.) y en la otra el impacto que tiene sobre el potencial uso de los recursos forestales (cuadro 2).

El cuadro 2 muestra un ejemplo de marco de análisis para reconocer de manera general políticas públicas e impacto sobre un recurso. Sin embargo, una misma política puede tener efectos distintos funcionando bien en una región y mal en otra. Por esto se propone hacer un cuadro de impacto de políticas a nivel local (cuadro 3) que sea específico para las decisiones que impactan el territorio de los proyectos y que nos proporciona información específica sobre la fuerza que tuvo o tiene esa política en la región.

Para la elaboración de un análisis como el que propone el cuadro 3 conviene comenzar con las políticas más antiguas identificadas e ir hasta las que se instrumentan actualmente en la zona. Hay que reconocer que será muy difícil tener un cuadro con toda la información porque muchas veces no existe, pero lo relevante sería al menos identificar las políticas, los promotores y los impactos ambientales y sociales de la región. El análisis de este tipo de cuadros permite ver, entre otras cosas, si existe una coordinación institucional o no y qué política tiene más peso en caso de que sean contradictorias (en este sentido el monto invertido y el área impactada pueden ser indicadores).

En el impacto social de las políticas públicas es importante considerar si éstas han generado algún conflicto. Por ejemplo, la ampliación de la zona núcleo de un área natural protegida puede tener impactos ambientales positivos. Sin embargo, en caso de que haya generado un conflicto social, a la larga repercutirá en el ambiente y en la percepción que los actores tengan sobre la política ambiental en general.

La información sobre este punto se debe buscar a nivel documental (el apartado de historia puede aportar mucho) revisando planes y programas actuales del gobierno y por medio de entrevistas. Hay que recordar que con la nueva Ley Federal de Transparencia y Acce-

CUADRO 2. EJEMPLOS DE VÍNCULOS DE POLÍTICA

POLÍTICA/ PRÁCTICA DE GOBIERNO	EFECTOS POTENCIALES SOBRE EL MANEJO Y LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS FORESTALES
Políticas de colonización	Deforestación, degradación de los recursos forestales
Políticas de expansión de la infraestructura de transporte	Incrementos de usos competitivos de la tierra y transformación a usos no forestales. Deforestación y degradación forestal debido a ocupación descontrolada
Políticas de expansión minera o petrolera en áreas forestales	El mejor acceso y los usos competitivos de la tierra pueden crear efectos similares a los de la expansión de la infraestructura de transporte
Políticas fiscales	Modificación de la propensión a invertir en el manejo y la conservación forestal y en usos competitivos de la tierra: los subsidios a los combustibles alternativos pueden reducir la demanda de leña, impuestos más altos a la explotación forestal disminuyen la corta, entre otros.

so a la Información Pública Gubernamental la mayor parte de la información del quehacer del gobierno federal es pública (Bustillos y Severino, 2004)

En resumen, la identificación de políticas públicas pasadas y actuales es un desglose profundo de las actividades del gobierno como actor fundamental, entre otros, ya que cuenta con instrumentos y poder que impactan en el medio ambiente y en la sociedad de manera constante. Por otra parte, el desglose y el análisis de las políticas públicas puede servir para identificar intereses y acciones concretos más que discursos políticos y arroja también luz sobre qué otros grupos de poder eventualmente pudieran estar influyendo en la elaboración de las políticas.

Actividades productivas y mercados

En este apartado el interés principal es conocer de qué vive la gente y a qué dedica o dedicaba el área dañada que actualmente requiere restauración. Si la zona es

considerada como el origen de una fuente de ingreso (por ejemplo, la ganadería), los proyectos de restauración tendrán que considerar proveer de alguna fuente alternativa que supla dicho ingreso. Por otra parte, los mercados y la demanda externa de ciertos productos pueden tener un impacto importante. Por ejemplo, el mercado ilegal de especies de flora y fauna protegidas, que representa un impacto ambiental y social claramente negativo, puede estar generando parte importante del ingreso de una comunidad. Otro aspecto es la influencia de agentes económicos externos, como los actores locales que dañen el ambiente con actividades productivas (la extracción de agua de los mantos para agricultura comercial), o grandes capitales que en un contexto de flexibilización productiva compran la producción agrícola al mejor oferente sin correr ningún riesgo por el posible deterioro del suelo.

En este punto sobresalen tres aspectos: las actividades productivas, los mercados (la oferta y demanda de productos locales) y un tercer aspecto que es la presen-

CUADRO 3. MATRIZ DE POLÍTICAS PÚBLICAS E IMPACTO DIRECTO
EN LOS RECURSOS NATURALES EN UNA REGIÓN DETERMINADA

	POLÍTICA PÚBLICA / PROGRAMA DE GOBIERNO	INSTITUCIÓN(ES) (ANOTANDO LAS ESTATALES Y LAS FEDERALES)	AÑO DE INICIO/ CONCLUSIÓN	OBJETIVOS DE LA POLÍTICA (DEJAR CLARO QUE TIPO DE POLÍTICA ES: ENERGÉTICA, AGRARIA, GANADERA ETC.)	IMPACTO AMBIENTAL (IDENTIFI- CANDO SI ES POSITIVO O NEGATIVO Y QUE RECURSOS SON LOS MÁS IMPACTADOS)	IMPACTO SOCIAL	MONTO INVERTIDO	ESTIMACIÓN DEL ÁREA IMPACTADA EN LA REGIÓN
Ejemplos: Construcción de la presa X Reparto agrario Comisión Nacional de Desmonte PROCEDE PROCAMPO Creación del área natural protegida X Plan Puebla-Panamá								

cia de actores externos con intereses exclusivamente comerciales en la zona. La restauración de los ecosistemas así como la conservación y el aprovechamiento deben de ser lo suficientemente propositivas para que no sean absorbidas por los procesos productivos y las tendencias del mercado. En el caso donde la contradicción entre ambos sea clara, la fortaleza estará en la legitimidad de los acuerdos y en la verificación del cumplimiento de las leyes.

Información

Un último apartado es el de la información. Si bien ésta es el elemento clave para poder conocer todos los aspectos del vínculo entre sociedad y medio ambiente expuestos hasta ahora, tiene muchas aristas, entre ellas: ¿cuál es la información con la que cuentan cada uno de los actores involucrados sobre el deterioro del recurso o zona en cuestión?; ¿de qué calidad es la información?; ¿cómo ha sido transmitida (o llamada) en los medios de comunicación? En este sentido, “la información pública es un catalizador de la participación social: quien tiene más y mejor información goza

de mayores posibilidades de participar e incidir en la toma de decisiones concernientes a políticas públicas, programas y proyectos tanto públicos como privados. Asimismo, la disposición de información es un recurso invaluable para la exigencia de una pronta impartición de justicia” (Bustillos y Severino 2004: 21). En otras palabras, el manejo y el acceso a la información están considerándose cada vez más como un indicador sobre la marginación y la exclusión social, por los efectos que tiene en los procesos de autogestión y de reclamo de justicia. Por ejemplo, una comunidad puede estar sometida a graves problemas derivados de la contaminación de un cuerpo de agua, pero al no tener mayor información al respecto será difícil que puedan organizarse y exigir que se actúe en la solución del problema.

El segundo aspecto de la información es la manera en que los procesos de degradación o los eventos específicos son manejados en los medios de comunicación locales y nacionales. El reflejo de esto es el tiempo que se tarde en dar atención al problema y la continuidad y seguimiento que se le de por parte de las instituciones.

CUADRO 4. ASPECTOS SOCIALES QUE INFLUYEN SOBRE LA ALTERACIÓN AMBIENTAL
Y LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

ELEMENTO	COMPONENTES
a) Procesos históricos y culturales	<ol style="list-style-type: none"> 1. Historia regional 2. Historia de la comunidad 3. Historia de la degradación ambiental
b) Condiciones sociodemográficas (tendencias de la población, pobreza y desigualdad)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Natalidad 2. Mortalidad 3. Migración 4. Indicadores de salud 5. Características de la vivienda 6. Marginación 7. Ingreso 8. Tasas de aprovechamiento y deterioro de los recursos naturales
c) Actores	<ol style="list-style-type: none"> 1. Quiénes son 2. Proximidad al recurso 3. Dependencia 4. Pobreza 5. Poder 6. Derechos 7. Conocimiento local 8. Cultura, sobre todo especificar si hay diferencias entre grupos étnicos 9. Expectativas sobre el territorio 10. Alianzas y conflictos con otros actores
d) Derechos de propiedad, reglas y normatividad	<ol style="list-style-type: none"> 1. Tipo de propiedad (privada, ejidal, comunal o bien nacional) 2. Cambios a las modalidades de propiedad que se estén dando en la práctica (parcelamiento económico, rentismo) 3. Reglas sobre el uso de los recursos 4. Normatividad y leyes
e) Políticas públicas	<ol style="list-style-type: none"> 1. Tipo de política pública 2. Efectos potenciales sobre el medio ambiente 3. Política pública concreta 4. Institución involucrada 5. Periodo de aplicación 6. Objetivos 7. Impactos ambientales 8. Impactos sociales

(Continúa)

CUADRO 4. ASPECTOS SOCIALES QUE INFLUYEN SOBRE LA ALTERACIÓN AMBIENTAL Y LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

ELEMENTO	COMPONENTES
	9. Presupuesto ejercido en la región
	10. Área impactada
f) Actividades productivas	1. Principales actividades productivas
	2. Productos locales con demanda (legal e ilegal)
	3. Productos locales que se ofrecen
	4. Actores externos con intereses económicos en la región
g) Información	1. Conocimiento de la problemática ambiental por parte de los actores involucrados
	2. Manejo de la problemática en medios de comunicación.

Conclusiones: reintegrando todos los elementos

Se han presentado siete apartados con varios elementos que se incluyen de manera desglosada en el cuadro 4. Cada uno contribuye a identificar los vínculos entre aspectos sociales, la alteración ambiental y la restauración ecológica. Lo que se ha hecho es exponer cómo cada uno influye en la alteración ambiental así como en la elaboración de procesos de restauración, y se han propuesto fuentes potenciales para obtener información sobre la manera en la que estos elementos actúan en una región determinada. Hay que recordar que tanto los impactos reales como la información sobre ellos será distinta dependiendo la escala desde la cual se observe el problema así como la región y el recurso natural específico que haya sido afectado. La recomendación para el uso de estos elementos es que el investigador y el equipo que trabaje en los proyectos de restauración tenga en cuenta su existencia y que reconozcan que la sostenibilidad de los proyectos, y por lo tanto, la restauración ecológica estará en función de ellos.

Nota

1. El término de desarrollo sustentable fue acuñado en 1980 por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN); sin embargo, la definición más difundida hasta este momento y que sirve de referencia es la de la Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo. Dicha comisión se estableció en 1984 como un cuerpo independiente de la Organización de las Naciones Unidas y concluyó su primera fase de trabajo en 1987 con la publicación del informe titulado *Nuestro futuro común* (también conocido como Informe Brundtland). En este texto se establece que “el desarrollo sustentable es el tipo de desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”. Se señala también que el desarrollo sustentable es “un proceso de cambio en el cual la explotación de los recursos, la dirección de las inversiones, la orientación del desarrollo tecnológico y el cambio institucional están todos en armonía entre el potencial actual y futuro para satisfacer las aspiraciones y necesidades humanas (WCED 1987: 46).

Bibliografía

- XII Congreso Mundial Forestal. 2003. *Actas del Congreso Bosques para el planeta*. Québec, Canadá.
- Arizpe, Lourdes y Margarita Velásquez. 1996. Población, sociedad y medio ambiente. En O. Rivero y G. Ponciano. *La situación ambiental en México*. Programa Universitario de Medio Ambiente, UNAM, México.
- Bustillos, Isabel y Tomás Severino. 2004. Diagnóstico del acceso a la información ambiental en México. En: IFAI. *El derecho de acceso a la información en México: un diagnóstico de la sociedad civil*. IFAI, México.
- Comas D'Argemir, Dolors. 1998. *Antropología económica*. Editorial Ariel, Barcelona.
- Contreras Hermosilla, Arnoldo. 1994. Políticas de Gobierno y Manejo de los Recursos Forestales en América Latina. En: Hernán Cortés-Salas (editor). *Libro de lecturas del taller sobre reforma de las políticas de gobierno relacionadas con el desarrollo forestal y la conservación en América Latina*. Washington DC, EE.UU.
- De Garay, Graciela (coord.). 1994. *La historia con micrófono: textos introductorios a la historia oral*. Instituto Mora, México.
- GEA-WRI. 1993. *El proceso de evaluación rural participativa: una propuesta metodológica*. Cuaderno #1 del Programa de manejo participativo de los recursos naturales. Instituto de los Recursos Mundiales y el Grupo de Estudios Ambientales A.C., México.
- Giménez, Gilberto. 2000. Territorio, cultura e identidades. La región sociocultural. En: R. Rosales (coord.). *Globalización y regiones en México*. Miguel Ángel Porrúa, UNAM, México. Pp. 19-52.
- Guevara, Alejandro y Carlos Muñoz Piña. 1997. Pobreza y medio ambiente. En: Gabriel Martínez (comp.). *Pobreza y política social en México*. El Trimestre Económico 85, ITAM y FCE, México.
- Hernández Apolinar, Mariana y Heriberto Aguirre Díaz. 2004. Experiencias en el uso comunitario de los recursos forestales maderables y no maderables en la comunidad de San Juan Bautista Jayacatlán, Oaxaca, México. Ponencia presentada el 10 de agosto de 2004 durante el Décimo Congreso Bienal de la Asociación Internacional para el Estudio de la Propiedad Colectiva (IASCP), Centro cultural Santo Domingo, Oaxaca, México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Información general. Consultado en: <http://www.inegi.gob.mx>.
- Merino, Leticia. 2003. Procesos de uso y gestión de los recursos naturales comunes. En: Óscar Sánchez, Ernesto Vega, Eduardo Peters y Octavio Monroy-Vilchis (compiladores). *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. INE, México. Pp 63-76.
- Ostrom, Elinor. 1990. *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press. (Hay traducción al español del FCE).
- Pierce, Carol. 1999. *Who counts most? Assessing Human Well Being in Sustainable Forest Management*. CIFOR, Indonesia.
- Simonian, Lane. 1999. *La defensa de la tierra del jaguar: una historia de la conservación en México*. INE-CONABIO, México.
- White, Andy y Alejandra Martín. 2002. *¿De quién son los bosques del mundo? Tenencia forestal y bosques públicos en transición*. Forest Trends y Centro Internacional para la Legislación Ambiental.

Consideraciones socioeconómicas en el diseño de proyectos sustentables de restauración ecológica

*Nayeli Cardona Carlin**

Un proyecto de restauración ecológica, por lo general, busca restablecer total o parcial la composición taxonómica, la estructura y la función de ecosistemas deteriorados, y reacondicionar aquellos ambientes que se encuentran degradados, restableciendo sus condiciones naturales originales o al menos algunas similares a las iniciales, de tal forma que se compensen los daños resultado de causas naturales o antrópicas. Al abordar este tipo de proyectos hay que tomar en cuenta que los espacios donde se realizarán los esfuerzos de restauración, en la mayoría de los casos, son propiedad o han sido apropiados por personas para realizar sus actividades productivas, familiares y sociales. Son espacios habitados, trabajados y adecuados a la realidad y necesidades de los habitantes.

La realidad que enfrentan las comunidades es multidimensional, con características sociales, económicas y ambientales específicas que definen la manera de relacionarse con el entorno. “El contexto general dentro del cual se mueve el hombre está determinado, por un lado, por aquellos fenómenos físicos, geofísicos,

biológicos, químicos, etcétera, que plasman una realidad ambiental cuya dinámica es la de los fenómenos naturales” (Bifani, 1997). Según datos de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y alimentación (SAGARPA), en México existen entre 130 y 170 millones de hectáreas en condiciones de erosión, 470 mil hectáreas con ensalitramiento y 40 millones de hectáreas de bosque se han perdido durante los últimos 50 años. Estos hechos son efecto de una inadecuada relación entre las actividades humanas y el medio ambiente en que se desenvuelven. Cuando el entorno ha sido degradado por la acción humana y se pretende emprender un proyecto de restauración, se necesita considerar los cambios que enfrentará la sociedad y los efectos negativos o positivos que resentirá en su estilo de vida, a partir del inicio del proyecto y a largo plazo.

En muchas ocasiones los proyectos proponen aislar la zona a restaurar, impidiendo que los propietarios privados o comunitarios hagan uso del territorio. Este tipo de acciones suele generar resistencia, al crear la sensación de ser despojados de sus bienes y su forma de sustento; efecto que se acentúa cuando la compensación otorgada no es suficiente para cubrir los daños a los particulares o la comunidad. Hablar en términos de justicia en estos casos es muy difícil; por un lado habrá que considerar que un proyecto de

* Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas,
Dirección General de Investigación en Ordenamiento
Ecológico y Conservación de los Ecosistemas,
Instituto Nacional de Ecología.
Correo-e: ncardano@ine.gob.mx.

restauración otorgará beneficios ambientales locales, nacionales y en algunos casos globales a la humanidad. Sin embargo, cuando esto no es bien entendido por la comunidad o esos beneficios no se ven reflejados en mejoras sustantivas en su vida diaria, pueden generar acciones para evitar, afectar o revertir por completo un proyecto de restauración que, desde otros puntos de vista, se consideraba importante y viable.

En este artículo trataremos los aspectos más importantes a considerar desde la perspectiva social y económica del diseño de un proyecto de restauración ecológica, con la finalidad de contribuir a la creación de planes económicamente sostenibles y respaldados por la comunidad en la que se realizan. Tomando en cuenta estos aspectos, la institución encargada de un proyecto encontrará un panorama más promisorio para el mantenimiento a largo plazo de los resultados y beneficios de la restauración ecológica.

Importancia del análisis socioeconómico

La restauración ecológica afecta a espacios, personas, expectativas, e intereses muy variados. Incluso si se realiza en zonas de propiedad privada y la llevan a cabo entidades privadas deja de existir un componente de interés público importante. Los sistemas ecológicos no están aislados y forman parte de un paisaje de más amplitud física y social que la zona de restauración. Por ello, debe recordarse que en una restauración ecológica deben colaborar tres esferas: ambiental,

social y económica. Esta colaboración facilitará la realización del proyecto cuanto mayor sea el grado de intersección y de participación equilibrada de las tres, lo que ampliará las posibilidades de alcanzar con éxito los objetivos de un proyecto de restauración ecológica (véase figura 1).

Debemos ser conscientes de la importancia de las actividades humanas realizadas en el espacio donde se podría desarrollar un proyecto de restauración. Más de 26 millones de mexicanos viven en zonas rurales; en 2001 existían 3,756 millones de unidades de producción, de los cuales 1,191 millones son de pequeños propietarios, considerando que 1,797 millones son ejidatarios (véase figura 2).

Es frecuente que los proyectos de restauración ambiental se entiendan y se contraten como obras corrientes, comprendiendo un periodo de garantía, que suele ser corto con respecto al tiempo que requiere dicha actividad, incluyendo la estabilización de las poblaciones biológicas, de sus interacciones y la de los procesos biogeoquímicos del sistema. Si no se cuenta con la participación de la población, poco podrá hacerse por mantener un proyecto a largo plazo. Un proceso de monitoreo y vigilancia constante, efectuado por los responsables de un programa de restauración por largos periodos, es mucho más costoso que la vigilancia que la propia comunidad aportaría si se ve beneficiada con el proyecto.

Es importante reconocer la participación de la gente en el desarrollo de proyectos de restauración y

FIGURA 1. ÁMBITOS A CONSIDERAR

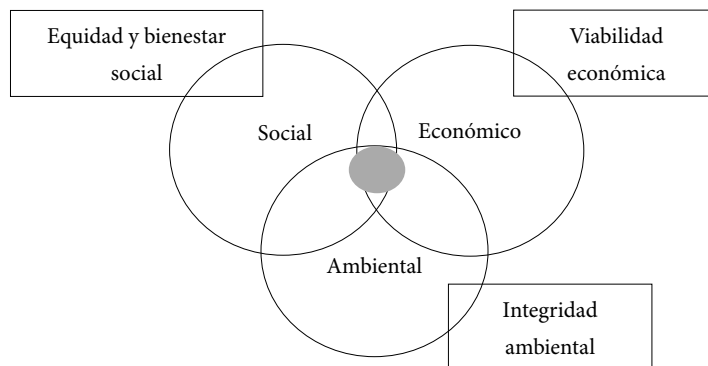
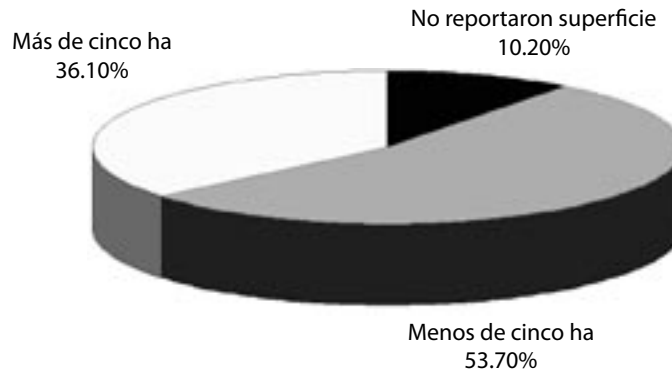


FIGURA 2. DISTRIBUCIÓN DE LAS UNIDADES DE PRODUCCIÓN RURAL POR TAMAÑO DE PREDIOS



el mantenimiento de sus resultados. Esto implica buscar nuevas maneras de trabajar con las comunidades locales, y propiciar que actúen de manera conjunta con los encargados como guardianes del proyecto, que construyan su propia capacidad de manejar las áreas de su comunidad.

La sustentabilidad financiera, ya sea con recursos propios y/o ayudas institucionales que minimicen los costos para la comunidad, ayudará a evitar conflictos y a preservar los proyectos. La sustentabilidad a largo plazo de las zonas restauradas depende de la consolidación de nuevos mecanismos financieros que proporcionen los recursos necesarios para la administración del proyecto y para el desarrollo local.

Se reconoce que la pobreza es multidimensional y que está determinada no solamente por el ingreso bajo, sino también por una carencia de activos, de oportunidades, de medios de opinión y de seguridad del sustento. Algunos representantes de comunidades locales e indígenas han afirmado que la creación de áreas protegidas, que bien pudieran ser empleadas como zonas de restauración, incrementan las posibilidades de pobreza local y aumentan a menudo la marginación de la zona, dando como resultado ingresos perdidos, pocas oportunidades de desarrollo económico y separación y pérdida de áreas tradicionales. Las áreas protegidas no fueron diseñadas con la finalidad de reducir la pobreza, ni es ésta su función principal. Sin embargo, la consideración de la gente local y de sus fuentes de sustento está emergiendo como consideración suprema del establecimiento y

de la gerencia de las zonas destinadas a proyectos de conservación o restauración. A menudo la supervivencia de los proyectos emprendidos depende de otros paralelos, encausados a la atención de la pobreza, creando esquemas de ganar-ganar. Las oportunidades para crear este tipo de esquemas son raras y el verdadero desafío es reconocer y balancear equitativamente las compensaciones, para asegurarse de que hay una remuneración justa y adecuada.

La realidad social y económica de una comunidad y su importancia en un proyecto de restauración ecológica

Tanto la diversidad ambiental como la diversidad cultural son rasgos centrales de México, caracterización manejada desde la década de los años 1950 bajo la fase “mosaico ecológico y cultural” (Palerm, 1968). Sin embargo los planes de desarrollo económico, en particular los relacionados con el control y el manejo del agua y del suelo, implantados por el Estado mexicano desde 1916 (Palerm, 1972) se caracterizan por su tendencia a homogeneizar y dar un tratamiento único a todo el territorio nacional, ignorando, las diferencias regionales.

Cuando se diseña un proyecto en el cual hay una comunidad involucrada, conocer sus características ayudará a facilitar el proceso de negociación y aprovechar su potencial en beneficio de la restauración. Existen ciertas características de la población que son indicativas de su nivel de desarrollo y por lo tanto

de su capacidad de adaptarse o no a cierto proyecto. El conocimiento del nivel educativo, el tamaño de la comunidad, los servicios con los que cuenta, el porcentaje de población indígena, el sector económicamente preponderante o el nivel de ingreso, pueden ayudar a diseñar un proyecto adecuado a la situación prevaleciente, así como a buscar la conjunción de programas anexos de tipo social que refuercen las posibilidades de aceptación y éxito del proyecto de restauración ecológica.

Ciertas particularidades de la población pueden tener implicaciones en la forma de aceptar los proyectos que se les presentan y las actividades económicas alternas que pueden ser sugeridas a la comunidad. Por ejemplo, una sociedad con un mayor nivel educativo puede asimilar más fácilmente los conceptos necesarios para entender la importancia y las repercusiones de la restauración de un ecosistema y, por consiguiente, puede tener más posibilidades de aprovechar y administrar por cuenta propia las nuevas posibilidades económicas. Una comunidad con mayores ingresos podría participar como co-financiera, en cambio una localidad con bajos ingresos, carencia de servicios o bajo nivel educativo, requerirá más apoyos al tener menos recursos disponibles para sustituir los ingresos provenientes de la explotación de los recursos naturales y, por lo tanto, requerirá un período más largo de adaptación a las nuevas actividades productivas.

Las visitas de campo o la permanencia en la comunidad donde se pretende realizar el proyecto pueden ayudar a identificar fácilmente ciertas características socioeconómicas, como los servicios, el material de las construcciones o los tipos de caminos; sin embargo, algunos otros aspectos no son perceptibles, por lo que en estos casos hay que recurrir a las estadísticas provenientes de censos y encuestas (el INEGI, por ejemplo, cuenta con un gran acervo de este tipo de datos al nivel nacional).

Índices resumen

Durante las tres últimas décadas ha surgido una amplia variedad de índices que buscan responder a las necesidades planteadas por las tareas de planeación del desarrollo económico y social. En México, un indicador que ha sido ampliamente utilizado es el de

marginación, que es una medida de déficit y de intensidad de las privaciones y carencias de la población, en dimensiones relativas a la educación, la vivienda y los ingresos monetarios. En contraste, el Índice de desarrollo humano es una medida de logros relativos respecto a un estándar de referencia. Ambos presentan cambios mínimos en las variables que consideran, a nivel estatal y municipal, pero los dos buscan proporcionar una métrica adecuada de las dimensiones que estudian.

Índice de marginalidad

El Índice de marginalidad es una medida-resumen que permite diferenciar entidades y municipios según el impacto global de las carencias que padece la población, como resultado de la falta de acceso a la educación, la residencia en viviendas inadecuadas, la percepción de ingresos monetarios insuficientes y las carencias relacionadas con la residencia en localidades pequeñas.

El índice considera cuatro dimensiones estructurales de la marginación: educación, vivienda, ingresos monetarios y distribución de la población, a partir de las cuales identifica nueve formas de exclusión (analfabetismo, población sin primaria completa, viviendas particulares sin agua entubada, viviendas particulares sin drenaje ni servicio sanitario exclusivo, viviendas particulares con piso de tierra, viviendas particulares sin energía eléctrica, viviendas particulares con algún nivel de hacinamiento, población ocupada que percibe hasta dos salarios mínimos, localidades con menos de 5,000 habitantes). Mide su intensidad espacial como porcentaje de la población que no participa en el disfrute de los bienes y servicios esenciales para el desarrollo de sus capacidades básicas. Este índice está enfocado a las escalas municipal y estatal.

Índice de desarrollo humano

El Índice de desarrollo humano comprende tres dimensiones: 1) la capacidad de gozar de vida larga y saludable, medida a través de la esperanza de vida al nacer; 2) la capacidad de adquirir conocimientos, medida, por ejemplo, por el grado de analfabetismo de los adultos y el nivel de asistencia escolar en ni-

ños, adolescentes y jóvenes (de 6 a 24 años); y 3) la capacidad de contar con el acceso a los recursos que permitan tener un nivel de vida digno y decoroso, medido por el PIB per capita ajustado por el poder adquisitivo del dólar en los Estados Unidos. Se trata de un indicador compuesto, comparable internacionalmente. Este índice se encuentra publicado a escalas municipal y estatal.

¿Cómo se comparan ambos índices desde el punto de vista empírico? Existe una nítida y muy alta correlación inversa entre ambos indicadores a escala municipal, lo que indica que los municipios de baja y muy baja marginación tienden a registrar un grado alto de desarrollo humano y viceversa. Como se advertirá, ambos indicadores ponen de manifiesto, desde diferentes perspectivas, la existencia de mundos marcadamente distintos en México.

Niveles de bienestar

Con la finalidad de desarrollar un estudio que permita una ubicación geográfica más eficiente para los centros de distribución de Distribuidora e Impulsora Comercial CONASUPO (DICONSA), una empresa de participación estatal mayoritaria coordinada por la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL), esta empresa junto con INEGI desarrollaron un índice de marginación social y rezago. Para la planeación de los censos, el INEGI dividió el territorio nacional en áreas geoestadísticas básicas (AGEB), urbanas y rurales. Las primeras se conforman por grupos de manzanas de las localidades con 2,500 o más habitantes, y por las cabeceras municipales, independientemente de la cantidad de población. Las AGEB rurales son espacios geográficos que contienen localidades cuya población no alcanza los 2,500 habitantes.

Índice de desarrollo socioeconómico

Es habitual que el análisis municipal homogenice la realidad para todas las localidades que comprende, por el contrario, el Índice de desarrollo socioeconómico (Cardona, 2003) busca reflejar la situación de cada localidad y así obtener un análisis más preciso y detallado. Este índice está determinado por medio de la técnica estadística de los componentes principales,

utilizando como insumo datos de 11 indicadores calculados a partir de variables socioeconómicas del Censo General de Población y Vivienda 2000 (INEGI 2000). Estos tabulados poseen una correlación teórica y empírica con el fenómeno del desarrollo socioeconómico, plasmados como indicadores que sintetizan de forma cuantitativa la expresión del desarrollo socioeconómico para cada localidad.

De esta forma se incluyeron las características de la población, así como su condición de educación (condición de alfabetismo, nivel de instrucción), empleo (salario mínimo, total ocupado, ingresos por trabajo, población económicamente activa e inactiva, población ocupada en los diferentes sectores económicos) y vivienda (drenaje, disponibilidad de electricidad y disponibilidad de agua entubada). Este índice evolucionó hacia polígonos definitivos de los tipos de nivel socioeconómico general (Cardona, 2003), los cuales reflejan de forma espacial la realidad territorial a través del ajuste según los rasgos topográficos y socioeconómicos.

Tenencia de la tierra

La situación de la tenencia de la tierra en las áreas de conservación es bastante delicada y esto no es nuevo para algunos sectores...Por lo tanto, una de las metas del sistema debe ser la búsqueda incansable de fondos para pagar las tierras, cuya fragilidad ambiental así lo indique, o en su defecto buscar alianzas que permitan que la situación se pueda hacer sostenible sin perjudicarse ninguna de las partes (propietario-Estado). (SINAC-MINAE, 2000)

En México el uso del suelo es un tema donde convergen intereses políticos, económicos y sociales en un entramado complejo. Dentro de este panorama, si un particular es propietario de terrenos degradados podrá emprender su restauración cuando él y sólo él lo apruebe. Además, las administraciones públicas, aún trabajando sobre terrenos de propiedad estatal, están limitadas en sus iniciativas debido a que la aplicación de proyectos de restauración debe provenir de mandatos debidamente legitimados, los cuales están principalmente dirigidos a la restauración ecológica de áreas naturales protegidas (si no en sus normas

constitutivas, al menos en sus programas de manejo aprobados, entre otros).

De este modo, solamente se emprende un proceso de restauración cuando hay un mandato concreto que así lo establezca, el cual debe estar debidamente justificado o tener como objetivos la restauración de un hábitat para preservar la biodiversidad (en muchos casos de especies en peligro de extinción), o recuperar la funcionalidad ecológica del sistema (artículo 32 y 32bis de la Ley Forestal). Otro punto delicado es que cerca de tres cuartas partes de los bosques son ejidales, lo que significa que están en su mayoría en manos de pobladores con escasos recursos económicos que dependen de la tierra para obtener alimento e ingreso. Por ello, restringir el uso de la tierra es un asunto sumamente delicado (Gómez-Ceccon, 2004).

Agenda socioeconómica anexa a un proyecto de restauración ecológica

La intervención en una comunidad para la restauración ecológica de una zona debe contribuir al desarrollo de conocimientos y adopción de actitudes deseables entre los pobladores, con relación al uso, conservación y restauración de los recursos naturales renovables. Esto debe lograrse a través de un proceso participativo en el que se aproveche el sinergismo entre el conocimiento local y el conocimiento técnico que aportan los agentes de cambio, promoviendo la organización social y el desarrollo autogestionado. Los proyectos de restauración deben ir apoyados con una agenda de desarrollo para las comunidades involucradas, agenda que debe intentar contribuir a la reducción de la pobreza y contener acciones que minimicen la afectación.

Si el proyecto a realizar disminuirá la gama de actividades productivas disponibles para la comunidad, hay que procurar mejorar el acceso a los recursos físicos y tecnológicos de la producción, a fin de incrementar la eficiencia y rentabilidad de los procesos productivos; hay que desarrollar procesos productivos comerciales, agrícolas, pecuarios o forestales y combinaciones de estos en sistemas integrados; y también generar empleo e ingreso, no solo dentro de las actividades primarias, sino a través de la diversificación de las actividades económicas, familiares o asociativas,

tales como la comercialización de los productos y el impulso de procesos artesanales y agroindustriales.

Uno de los componentes que mayor cambio genera en la calidad de vida de las comunidades es el acceso a servicios y vías de comunicación (SGSICA, 2001). Si los proyectos anexos al de restauración proporcionan o mejoran estas condiciones, habrá posibilidades de una participación más activa.

Financiamiento

Los proyectos de restauración de un ecosistema deben ser valorados en su contexto local, nacional y global, para tener una mejor aproximación a sus beneficios y, por lo tanto, mayor oportunidad de más y mejores fuentes de financiamiento a largo plazo. Los costos de los proyectos de restauración deben ser compartidos por los diferentes actores que se verán beneficiados; así se crean incentivos para la planeación y la vigilancia de los recursos. Pero cuando se hace referencia al financiamiento, no hay que pensar únicamente en los recursos que apoyarán la etapa que comprende la restauración como tal; en adición al presupuesto proyectado para el arranque de un proyecto de restauración ecológica, los responsables de los distintos órdenes de gobierno deberán asegurar la sustentabilidad financiera a largo plazo, es decir, encontrar los recursos que permitirán mantenerlo y conservarlo.

Deben considerarse los recursos que servirán para la agenda social paralela, la cual puede tener diversas directrices, desde la compensación por la restricción al uso de los recursos hasta el diseño de nuevas actividades productivas amigables con el entorno. Recordemos que cuando el proyecto tenga impactos negativos en la esfera social, cultural o económica, las comunidades deben ser justamente compensadas. Las compensaciones otorgadas deben resarcir las pérdidas que enfrentan en sus ingresos y en sus libertades de manejo de las áreas escogidas para la restauración. El diseño de los proyectos debe ser incluyente, buscando no solamente que tengan beneficios ambientales sino que mejoren efectivamente su calidad de vida (en los términos deseables o, por lo menos, aceptables para las comunidades) y que provean de bienes y servicios a los propios grupos organizados, lo que ayudará a su sostenimiento autónomo. Se debe buscar incluir estos

proyectos dentro del marco de los planes de desarrollo nacionales e internacionales.

Deben desarrollarse innovaciones financieras y sistemas gubernamentales que optimicen las sinergias entre los proyectos de restauración y los esfuerzos de reducción de la pobreza, pues esto ahorrará esfuerzos gubernamentales y distribuirá los costos de los programas. Es importante considerar una diversidad más amplia de fuentes de financiamiento para otorgar una compensación adecuada y justa a las comunidades pobres por su colaboración en los bienes públicos globales (en este caso, los servicios que prestará el ecosistema restaurado).

Responsabilidad compartida

Es muy importante crear alianzas con las comunidades, convirtiéndolas en responsables solidarias del desarrollo de los proyectos, ya que a largo plazo serán los principales agentes encargados de vigilar y, en su caso, aprovechar los beneficios de la restauración de un ecosistema. Se debe pensar en aumentar los mecanismos para que las comunidades compartan activamente la toma de decisiones y se conviertan en promotoras del proyecto.

Dentro de una comunidad dada es importante aumentar la conciencia y el conocimiento del impacto de un proyecto de restauración, en el ecosistema global y en la calidad de vida de las comunidades (tanto en positivo como en negativo), así como reconocer y respetar durante los periodos de negociación y el proceso de toma de decisiones las costumbres de los propietarios de las tierras, previniendo futuros conflictos. También es importante evitar la posible pérdida de tradiciones locales que les proporcionan identidad y arraigo a su territorio. Al mismo tiempo, es vital aumentar la transparencia y la rendición de cuentas de los procesos de toma de decisiones; sólo así se impedirá la suspicacia sobre las intenciones de los objetivos ambientales. El enfoque de género es relevante para aprovechar las ventajas de los roles que desempeña cada sexo así como contribuir a repartir los beneficios equitativamente.

Si esperamos una restauración ecológica exitosa, debemos pensar en procesos más amplios del desarrollo de la comunidad, hacer una revisión integral local y

buscar alianzas entre sectores, actores e instituciones. Todo esto es fundamental para establecer plataformas que permitan articular los procesos de restauración, además de que fomenta la amplia y directa participación de las personas de las comunidades y de sus dirigentes.

Opciones de actividades económicas alternas

En diversos espacios locales en países de América Latina se aprecian esfuerzos reales por gestar actividades económicas rentables aprovechando los servicios ecológicos existentes (CLADES, 2004). Hay iniciativas que han sido promovidas en forma conjunta o a través de la interacción creativa de ONG, empresas privadas, municipios, organizaciones campesinas y universidades. Este tipo de proyectos requiere la participación de productores privados, de instituciones de asesoría técnica y financiera e incentivos públicos.

La creación de este tipo de alternativas ha respondido a una demanda creciente por productos y servicios ecológicos pagados a precios muy convenientes. En algunos países de Latinoamérica hay experiencias a gran escala, como la venta que ha hecho Costa Rica de servicios ecológicos de su selva tropical a países como Holanda, que han sido muy inspiradoras, como lo ha sido la exportación de la producción llamada “orgánica”. En esta región también se lleva a cabo la cría y comercialización de carne producida sin insumos artificiales, para el mercado europeo, la agroindustria basada en frutos nativos diversos proveniente de sistemas agroforestales y, más recientemente, la reforestación para vender bonos por captación de CO y CO₂. Las experiencias basadas en la venta de servicios ecológicos han tenido la característica que todos los que participan ganan, el medio ambiente es protegido y la población con menos recursos también ha podido beneficiarse, mejorándose así la equidad.

Más que la intervención temprana de los entes públicos es importante movilizar a los emprendedores locales, a partir de las buenas experiencias en otros lugares, incluyendo la agricultura orgánica y el agro-ecoturismo. La agricultura orgánica, según información proporcionada por la FAO, genera enormes beneficios ambientales (captación de CO, retención de materia orgánica, preservación de la biodiversi-

dad y enriquecimiento de la microfauna del suelo, entre otros) y entrega productos buenos para la salud humana a uno de los mercados más dinámicos, el rubro alimentario. El agro-ecoturismo es una forma de relación entre el ser humano y la naturaleza que constituye una expresión de interacción sinérgica entre ecología y economía.

Hay una gran oportunidad para aumentar los ingresos de los pequeños propietarios a través de este tipo de actividades económicas, ya que en general el ingreso que obtienen de la agricultura convencional es muy bajo, al no tener la superficie suficiente para una agricultura de gran escala, por lo que estarían más dispuestos a emprender proyectos que mejoren sus condiciones de vida y les permitan mantenerse en su lugar de origen, en vez de emigrar en búsqueda de mejores oportunidades (véase figura 3).

Este tipo de proyectos da lugar a un conjunto de actividades económicas complementarias de asesoría técnica, financiamiento, seguros y transporte, entre otros, que enriquecen la vida económica local y aumentan los ingresos públicos municipales.

A continuación, analizaremos algunas de las principales actividades productivas que pueden de-

rivar de un proyecto de restauración ecológica de un ecosistema.

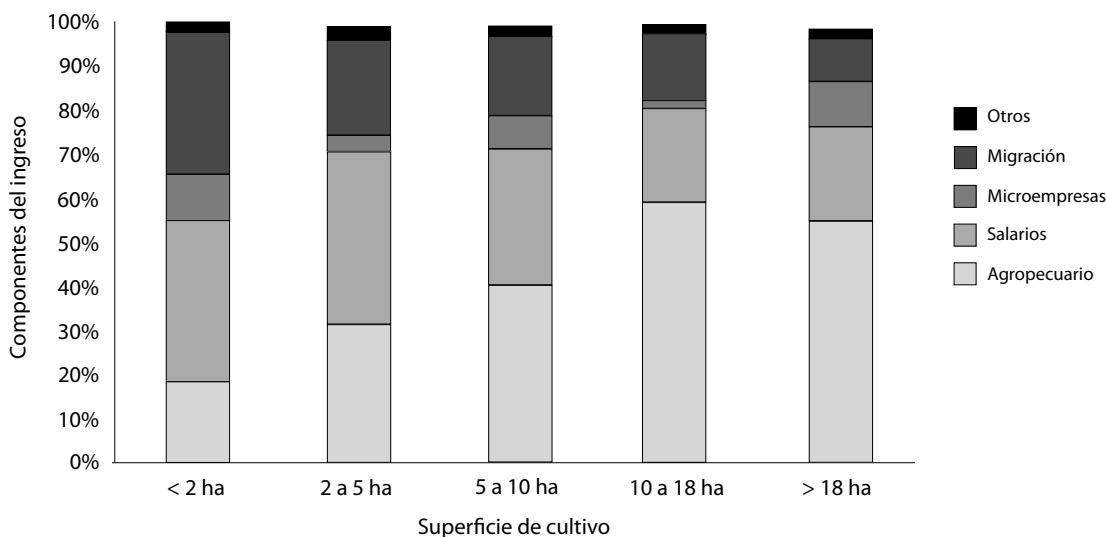
Ecoturismo

La conservación y el desarrollo pueden ir de la mano, en la medida que la protección y restauración generen fuentes de empleo locales más sustentables que la extracción irracional de sus recursos. Sin duda, el éxito económico que obtenga la comunidad local a través de su participación en el ecoturismo contribuirá a un mayor apoyo por parte de ésta a la preservación del área protegida, lo cual constituye un elemento crucial en todo plan conservacionista.

Según el ecólogo norteamericano George Wallace (1992 citado en Ceballos, 1998), el turismo puede verdaderamente denominarse “ecológico” y “ético” cuando logra lo siguiente:

- a) Orienta hacia una percepción de las áreas naturales tanto como “un hogar para todos nosotros” en un sentido planetario como “un hogar para los residentes locales” en su significado específico.

FIGURA 3. COMPONENTES DEL INGRESO DE LOS PEQUEÑOS PRODUCTORES SEGÚN SUPERFICIE DE CULTIVO



Fuente: Elaboración propia con datos de SAGARPA, 2003.

- b) Conduce a un tipo de uso que minimiza los impactos negativos tanto en el medio ambiente natural como en los habitantes locales.
- c) Contribuye a la gestión de las áreas protegidas y a mejorar los vínculos entre las comunidades locales y los administradores de dichas zonas.
- d) Propicia beneficios económicos y de otra índole para los habitantes del lugar y maximiza su participación en el proceso de toma de decisiones que determina el tipo y la cantidad de turismo que debe aceptarse.
- e) Promueve una auténtica interacción entre visitantes y anfitriones, así como un interés genuino en el desarrollo sostenible y la protección de áreas naturales tanto en el país que se visita como en la nación de origen del turista.
- f) Suplementa o complementa prácticas tradicionales (agricultura, ganadería, pesca, sistemas sociales, etc.) sin marginarlas o intentar reemplazarlas, con lo que se fortalece a la economía local y se la hace menos susceptible a cambios bruscos, internos o externos.
- g) Ofrece oportunidades especiales para que los habitantes locales y los empleados de agencias turísticas puedan también utilizar de manera sostenible las áreas naturales y aprender, y apreciar, más sobre las maravillas que los visitantes foráneos vienen a conocer.

Entre las actividades cuyo desempeño puede ser de interés para los pobladores en proyectos de ecoturismo se encuentran: guías de turismo, provisión de alimentación, alojamiento, artesanías y productos forestales no maderables. En muchos casos es necesario contar con cierta infraestructura necesaria –cabañas, áreas para acampar, establos, pesebres, viveros forestales y sistemas de señalizaciones– para convertir los senderos en una oferta de alto nivel que potencie y articule los proyectos de conservación, servicios y productos desarrollados localmente, sin permitir el deterioro gradual de las áreas naturales por su uso para actividades no permisibles. Los ingresos generados por la actividad ecoturística podrían, en muchos casos, autofinanciar las actividades de conservación de las zonas restauradas y/o ampliar las zonas de restauración.

En la mayoría de las áreas con potencial ecoturístico, cualquier esfuerzo que se haga por ganar el apoyo de la población lugareña para la conservación de los recursos naturales deberá realizarse no sólo mediante la contratación y adiestramiento de los habitantes locales para que se desempeñen como guardaparques, guías ecoturísticos o prestadores de algún otro servicio, sino también a través de mecanismos para modificar patrones insostenibles de agricultura, ganadería o pesca, para intensificar la producción en áreas aledañas a las protegidas y para mejorar los servicios públicos de vialidad, salud pública, educación y agua potable.

Es muy importante proporcionar apoyo económico y técnico a operaciones modestas en las áreas rurales, ya que en éstas normalmente no hay suficiente capital ni la experiencia y habilidades requeridas para poner en marcha una empresa ecoturística y proporcionar los servicios que demandan los visitantes. Aún pequeñas cantidades de capital pueden tener efectos significativos en el empleo y recursos locales, al tiempo que favorecen la restauración de manera destacada pues, al sumarse varias pequeñas iniciativas en áreas vecinas, se contribuye a recuperar la continuidad de los espacios naturales en un área dada (Óscar Sánchez, com. personal, 2004). Esta modalidad de inversión también tenderá a mantener los beneficios económicos dentro de la economía local. En México, el Fondo Nacional de Fomento del Turismo (FONATUR) ha realizado este tipo de esfuerzos en diversas localidades (dos casos concretos son Mazunte en Oaxaca y los Altos de Chiapas) (Ceballos 1998).

El pago por servicios ambientales

El pago de servicios ambientales (PSA) es un tema nuevo en muchos países de América Latina y el Caribe. Una gran cantidad de agencias, gobiernos y organizaciones de la sociedad civil analizan esta opción como una estrategia que articula los objetivos de eliminar la pobreza rural y de conservar el medio ambiente. Sin embargo, la instrumentación de esta alternativa no es sencilla, pues los mercados para estos servicios solo existen incipientemente y falta aún mucho que explorar y aprender en materia de instituciones, me-

canismos, métodos e instrumentos. Entendemos los servicios ambientales como los beneficios que obtiene la sociedad, en su acepción general, de los recursos naturales, tales como la provisión y la calidad del agua, la captura de contaminantes, la mitigación del efecto de fenómenos naturales adversos, el paisaje y la recreación, entre otros (SAGARPA, 2004). Cuando restauramos un ecosistema, restituimos también su capacidad de brindar estos servicios, pero no debe olvidarse que tales espacios eran ocupados por campesinos, pequeños, medianos y grandes productores agropecuarios y propietarios de bosques, o comunidades indígenas. Esta situación abre interesantes perspectivas para proponer a esos grupos humanos alternativas productivas y de ingreso económico a través de los servicios ambientales, que son novedosas, amigables con el ambiente y no excluyentes, situando el tema en una “corriente central” de uso sostenible e inteligente de los recursos naturales (Espinoza *et al.*, 1999).

Los servicios ambientales son aquellos que brindan, principal pero no exclusivamente, las áreas silvestres (sean bosques, pantanos y humedales, arrecifes, manglares, llanuras, sabanas u otros), es decir, las áreas que en su conjunto conforman ecosistemas, paisajes, cuencas hidrográficas y eco-regiones. Estos servicios todavía no se valoran adecuadamente y en general no se pagan, con excepción de unos pocos países. Incluyen, entre otros, a los siguientes: (i) mitigación de las emisiones de gases con efecto invernadero; (ii) conservación de la biodiversidad; (iii) protección de recursos hídricos, en términos de calidad, distribución en el tiempo y cantidad de agua; (iv) belleza escénica y (v) mitigación de los impactos de desastres asociados con fenómenos naturales (Espinoza *et al.*, 1999). Podemos incluir también la conservación de suelos, conservación de los ciclos biogeoquímicos, producción de O₂.

En términos generales, quienes financian los servicios ambientales son aquellos agentes pagadores de dichos servicios que: (i) para el caso de los proyectos de fijación, reducción y almacenamiento de carbono, se ubican en países donde la legislación vigente está regida por el principio de quien contamina paga; (ii) para proyectos de prospección de la biodiversidad, algún instituto o laboratorio local, en busca de información

sobre especies, especímenes y principios activos, para desarrollo de fármacos u otros productos, ha llegado a ser financiados por empresas farmacéuticas nacionales e internacionales; (iii) en proyectos de belleza escénica, son las empresas turísticas y visitantes de parques y de diferentes categorías de áreas protegidas, los que pagan el servicio; (iv) en el caso de proyectos sobre protección de recursos hídricos, el financiamiento puede provenir de empresas de generación y distribución de energía hidroeléctrica, agua potable para consumo humano, uso industrial y para riego; o (v) los mismos ciudadanos de los países donde hay conciencia sobre la necesidad de cobrar los costos de la degradación de los recursos naturales y de pagar el valor que los servicios ambientales, aportan a la ciudadanía y al mundo.

Los recursos financieros, bienes u otro tipo de recursos generados por el pago de los servicios ambientales podrían tener varios destinos, ingresos monetarios para los propietarios de los territorios donados o cedidos para la realización de un determinado proyecto de restauración; ingresos monetarios; equipamiento para las comunidades indígenas en caso de tierras comunales, así como para refinar el propio proyecto de restauración o su ampliación.

Agroturismo

Una opción de desarrollo, en sectores rurales, es el impulso al turismo rural y agroturismo, orientado inicialmente a segmentos poblacionales del mercado interno y, ocasionalmente, a extranjeros de paso en el país que se interesan particularmente por la cultura no urbana. Entre las múltiples actividades relacionadas con el turismo están las producciones de artesanías de tradición local, la producción de conservas artesanales de productos hortofrutícolas, y en general, la posibilidad de apertura del mundo rural para ser conocido en todas sus expresiones. Por turismo rural se entiende una actividad turística que se desarrolla en un espacio rural y que consiste en retornar al conocimiento de este entorno, viviendo y participando de la cultura propia de sus habitantes, y que permite practicar ciertas actividades simples (cuidado de animales, recolección de frutos) y deportes que propician el contacto con la naturaleza (senderismo, rutas en

bicicleta o a caballo), o simplemente la contemplación de los paisajes.

El agroturismo puede incluir el alojamiento compartido o independiente en la vivienda de los propietarios locales, dedicados a la actividad ganadera, agrícola o forestal. Se trata de reactivar las zonas más deprimidas con una mejora de su calidad de vida, complementando las actividades económicas tradicionales con las turísticas. Además es una actividad que integra a toda la familia campesina y resguarda sus costumbres y tradiciones. La idea es que la agricultura familiar campesina tenga nuevas alternativas de negocio, a través de las cuales pueda complementar y/o diversificar sus ingresos.

Cualquiera que sea la actividad económica propuesta a la comunidad es importante mantener el objetivo de preservar a largo plazo los resultados de la restauración, por lo que las actividades que mantengan la interacción con la zona restaurada debe planificarse para no sobrepasar la capacidad de carga del ecosistema. El concepto de capacidad de carga sirve de base objetiva para definir la sustentabilidad de las actividades económicas.

Consideraciones finales

Cuando un proyecto de restauración ecológica tiene un cierto impacto (positivo o negativo), en una o varias comunidades, debe pensarse en la manera de involucrar a la sociedad en todas sus fases de desarrollo y crear compromisos a largo plazo. Conocer a la comunidad con la que se va a trabajar es muy importante, ya que así podemos incrementar sus potencialidades y crear proyectos acordes a su realidad cultural, social y económica. Con esto evitaremos posibles conflictos y aseguraremos un programa incluyente.

Si se afectan intereses privados o comunitarios, debe pensarse en programas alternos que ayuden a compensar y, si es posible, mejorar la situación de los pobladores. También es deseable impulsar proyectos rentables que propicien la conservación de las zonas restauradas y que incentiven la participación social en la vigilancia y expansión de las mismas.

La sustentabilidad de un proyecto determinado recae en la capacidad de considerar las necesidades locales y la posibilidad de adecuarlas a los objetivos

ambientales esperados, buscando una relación armónica a largo plazo y un balance costo-beneficio viable, que pueda alargar su vida útil.

Notas

1. La nota metodológica de elaboración del IDSE, los Tipos de nivel socioeconómico general y los mapas correspondientes se encuentran disponibles en www.ine.gov.mx, Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas.
2. En ecología, se trata del máximo impacto que puede soportar un determinado ecosistema, es decir, "...la máxima población que puede soportar indefinidamente un determinado hábitat sin dañar permanentemente la productividad del ecosistema del que depende esa población." (Rees, 1988: 285)

Bibliografía

- Bifani, P. 1997. La relación hombre-naturaleza como fenómeno social. En: *Medio ambiente y desarrollo*. Tercera edición. Universidad de Guadalajara, México. Pp. 31-36.
- Cardona, N. 2003. Nota metodológica del índice de desarrollo socioeconómico, DGIOECE, Instituto Nacional de Ecología, México. Disponible en : www.ine.gov.mx.
- Ceballos-Lascurain, H. 1998. *Ecoturismo, naturaleza y desarrollo sostenible*. Editorial Diana, México.
- . 1998. Introduction. En: K. Lindberg, M. Epler-Wood y D. Engeldrum (eds.). *Ecotourism: A Guide for Planners and Managers*. Volumen 2. The Ecotourism Society, North Bennington, EE.UU.
- Centro Latinoamericano de Desarrollo Sustentable. 2004. Camino Recorrido. Disponible en: <http://www.clades.cl>. Consultado en julio de 2004.
- Congreso de la Unión. 2004. *Ley de desarrollo rural sustentable*. Artículo 3. Legislación Federal vigente al 28 de Junio de 2004. México.
- Consejo Nacional de Población. 2001. *Índice de marginación 2000*. Colección de índices sociodemográficos. CONAPO, México.
- . 2001a. *Índice de desarrollo humano 2000*. Colección de índices sociodemográficos. CONAPO, México.
- Espinoza, N, J. Gatica y J. Smyle. 1999. *El pago de servicios ambientales y el desarrollo sostenible en el medio rural*. Documentos de trabajo RUTA-IICA. Serie de Publicaciones RUTA.

- Fundación Geoware de México A.C., INE. 2003. Cartografía económica integrada. Cartografía socioeconómica integrada. Polígonos de nivel socioeconómico general. INE, México. (Por publicar vía electrónica en www.ine.gob.mx).
- Gómez J.C. y Ceccon E. 2004. La restauración ecológica en México ¿Sueño o realidad? *Agua y desarrollo sustentable*, año 2 (16).
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2003. Sistema Municipal de Bases de datos (SIMBAD), México. Disponible en: <http://www.inegi.gob.mx>.
- . 2000. *XII Censo General de Población y Vivienda, México*. INEGI, México.
- . 1999. *Censos Económicos 1999*. INEGI, México.
- . 1990. *XI Censo General de Población y Vivienda, México*. INEGI, México.
- SINAC-MINAE. 2000. Plan de Ordenamiento Ambiental, SINAC-MINAE. Disponible en http://www.sinac.go.cr/Web_POA-01-08-00/POA.htm. Costa Rica.
- Palerm, A. 1968. *Productividad agrícola, un estudio sobre México*. Centro de Productividad, México.
- . 1972. *Agricultura y sociedad en México*. Secretaría de Educación Pública (Sep-Setentas 32), México.
- Rees, W. 1988. A role for environmental assessment in achieving sustainable development. *Environmental Impact Assessment Review* 8: 273-291.
- SGSICA. 2001. Resultados de la reunión del grupo consultivo regional para la transformación y modernización de Centroamérica. Madrid, España. Disponible en el World Wide Web: <http://www.sgsica.org/madrid/documentos.htm>.
- Wallace, G. N. 1992. *Real Ecotourism: Assisting Protected Area Managers and Getting Benefits to Local People*. International Union For Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). IV World Conference on National Parks and Protected Areas. Caracas, Venezuela.

La investigación educativa y su aplicación en la restauración ecológica

Laura Barraza*

La educación y la restauración

Resulta irónico que dos de los retos más importantes que debemos enfrentar en este siglo tienen que ver con la educación y con la restauración. Analicemos de qué manera, por un lado, necesitamos “restaurar” la educación y, al mismo tiempo, necesitamos “educar” para restaurar.

Con respecto a la educación, Weber (1997) señalaba el triste destino del hombre moderno, desde principios del siglo XX, encerrado en la jaula de hierro de la racionalidad técnico burocrática. Dewey (1944) también nos alertó sobre las consecuencias negativas de lo que llamó una democracia enjaulada en preceptos teóricos e hizo un llamado para considerar a la democracia como una forma de vida integral, esencialmente moral y como un principio educativo. Para el desarrollo de la propuesta democrática, Dewey (1944) señalaba como necesaria la inteligencia colectiva, organizada y sustentada en la libertad de individualidades cooperantes. Esta inteligencia colectiva solo podía desarrollarse a través de la educación;

que fuera capaz de promover un diálogo verdadero entre educandos y educadores para así fomentar una visión crítica y reflexiva entre los seres humanos. Por su parte, Habermas (1990) y Lipman (1991) señalaban que el ideal de una sociedad democrática debía estar fundado en una sólida comunidad cuya vida interior debía ser el diálogo, entendido, a la vez, como un ideal ético y científico. Freire (1982) también fue un defensor de la educación como una acción liberadora, pero, ¿qué tan lejos o qué tan cerca estamos de los principios ideológicos de Dewey, Freire, Habermas, y Lipman? Creemos estar muy cerca sobre todo cuando hablamos de una sociedad sustentable, que pueda perdurar a través de las generaciones, y que sea lo suficientemente flexible e inteligente como para no socavar sus sistemas de apoyo tanto físicos como biológicos y sociales. Lo anterior significa una sociedad equitativa, participativa y democrática, pero ¿cómo podemos hablar de una sociedad sustentable, si no hemos sido capaces de fortalecer los requerimientos básicos de nuestras comunidades humanas? Además, la educación que recibimos a diario refuerza valores y prácticas no sustentables en nuestra sociedad. Estamos educados en gran medida para competir y consumir y no para colaborar, cuidar y conservar (Barraza, 2002). La educación está basada en el modelo mecanicista y fundamentada en una filosofía de mercado utilitaria.

* Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM. Apartado postal 27-3 (Xangari) 50090, Morelia, Michoacán. Correo-e: lbarraza@oikos.unam.mx.

Las estrategias de poder se centran en el marco de la globalización económica lo cual no necesariamente refleja ni satisface las demandas y necesidades de nuestro país. Con la práctica de este modelo, lejos de acercar a nuestra sociedad a encontrar su propia inteligencia colectiva, enaltecemos aún más la apatía y la ignorancia.

Si queremos una sociedad sustentable necesitamos reducir la pobreza en el mundo lo que solo se podrá lograr incrementando el acceso y la calidad de la educación para todos. Necesitamos una sociedad que tenga acceso a la educación y que tenga permanencia en la misma. De acuerdo a las cifras de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 2000), 84% de la población infantil de México sólo estudia hasta el quinto grado de la educación primaria y sólo 61% logra inscribirse en la secundaria. Además, uno de cada cinco adultos en el mundo es analfabeta, de los cuales la gran mayoría son mujeres.

El referente de la educación hoy en día es complejo; implica hablar de calidad, accesibilidad para todos, diversidad, interculturalidad, multiculturalidad y equidad, entre otros temas. Esta complejidad responde en parte a la consolidación del sistema democrático como forma de gobierno. También las migraciones recientes, debido a los problemas económicos y políticos, han originado asentamientos en diferentes países del mundo de grupos minoritarios de diversa procedencia social, cultural y religiosa. Estamos en presencia de una sociedad diversa culturalmente (Sánchez, 2001).

La educación, sin duda, sigue viéndose como un factor de cambio. Sin embargo para incorporar los principios básicos de la sustentabilidad en la educación, ésta debe considerar un planteamiento distinto del que actualmente sigue. La UNESCO se ha dedicado a repensar la educación en términos de durabilidad. Habla de poner en práctica el nuevo concepto de educación para un futuro viable. Este nuevo concepto tiene que ver con la articulación y vinculación de los contenidos curriculares, con los planes y programas de desarrollo comunitario. La nueva propuesta educativa de la que habla la UNESCO propone una educación abierta y flexible, una educación que permita la formulación de contenidos y ejes temáticos que aborden la problemática social y

política de las comunidades partiendo de sus propias necesidades e intereses (Barraza y Ceja-Adame, en prensa). Este tipo de educación propone un cambio en el esquema mental del individuo hacia una visión integradora y humana.

Para estar acorde con esta propuesta necesitamos “restaurar la educación” e incorporar modelos y prácticas educativas diferentes a las que hasta ahora han predominado. La mayoría de los esfuerzos hechos en la educación de México se han orientado principalmente a la transmisión de información. Esto ha reforzado una sola área del desarrollo humano, el dominio cognoscitivo. El énfasis se ha puesto en la adquisición de un conocimiento memorístico. De manera que el método de enseñanza predominante está basado en la obtención de datos y en un aprendizaje receptivo y pasivo. Los programas se concentran fuertemente en desarrollar el aprendizaje memorístico sin que exista un verdadero análisis personal y un entendimiento del concepto o lo que se desea aprender. Resultados de investigaciones recientes (Barraza y Walford, 2002; Barraza y Pineda, 2003; Barraza y Ceja-Adame, 2003; Barraza y Cuarón, 2004), demuestran que existe un deficiente nivel de conocimientos sobre temas ambientales en niños y jóvenes del país. Por lo general, sus conocimientos están aislados y fragmentados y no existe síntesis y comprensión ni vínculo entre un concepto y su aplicabilidad. Una causa importante de los resultados obtenidos en estos estudios ha sido que la educación continúa basándose en un modelo mecanicista y lineal. Esto hace que exista una deficiente calidad en la formación de las habilidades básicas en el pensamiento y desarrollo del niño y, por lo general, las capacidades de observación, de concentración, de atención, de creatividad, y la analítica para resolver problemas (sólo por mencionar algunos aspectos relevantes de la formación analítica del ser humano), están ausentes en los programas de educación y muy distantes de la atención curricular (Barraza y Ceja-Adame, en prensa).

La educación debe verse como un proceso de desarrollo personal y social. Por lo tanto, este modelo necesita centrarse en los aspectos sociales y políticos. En este marco, el tema de la restauración ecológica destaca como parte de esa problemática y se ubica como una alternativa ante la problemática ambiental mundial. Necesitamos formar recursos humanos orientados

hacia el manejo de la restauración ecológica, pero fundamentalmente con esquemas de pensamiento y formas de acción diferentes.

En la solución del conflicto ambiental se ha descuidado la parte social. El énfasis se dirige hacia el desarrollo de los aspectos tecnológicos (Newhouse, 1990). Sin embargo, actualmente, se reconoce que la tecnología por sí sola no puede solucionar los problemas ambientales, ya que parte de la crisis ambiental tiene sus orígenes en las percepciones y actitudes humanas hacia el medio ambiente (Barraza, 2001). La educación ambiental es una herramienta importante para la conservación de los recursos naturales, porque promueve y refuerza la participación dinámica y reflexiva hacia el mejoramiento del ambiente. Sin embargo, en la investigación educativa ambiental son muy pocos los estudios explicativo-comprensivos que existen sobre la conducta humana y su efecto en los ecosistemas naturales (Barraza y Pineda, 2003). Sólo entendiendo las relaciones entre las actitudes que la gente tiene hacia los factores ambientales y los factores que influyen esas actitudes, podremos comprender y mejorar las actitudes del público hacia la naturaleza (Barraza, 2001). Las actitudes no existen en forma aislada en el individuo. Generalmente tienen vínculos con componentes de otras actitudes y con niveles más profundos del sistema de valores del individuo (Barraza, 1998). Las actitudes determinan la forma de pensar, opinar y actuar de un individuo. En este proceso la cultura juega un papel determinante en la manera de pensar, de sentir y de actuar de la gente con relación al ambiente.

La acción de la restauración ecológica consiste en rehabilitar aquellos ambientes que se encuentran degradados y restablecerlos a sus condiciones naturales originales o, si esto no es posible, crear otras que sean similares al hábitat afectado y que compensen aceptablemente los daños causados (Hobbs y Norton, 1996). Bradshaw (1990) señala que existen cuatro enfoques en la restauración de comunidades biológicas y de los ecosistemas:

1) Ausencia de acción. Es cuando se deja a que el ecosistema se recupere por sí mismo, conocido también como restauración pasiva. Un ejemplo son los campos de cultivo abandonados, que

después de algunas décadas se convierten en acahuales y, con un poco de suerte, en bosques.

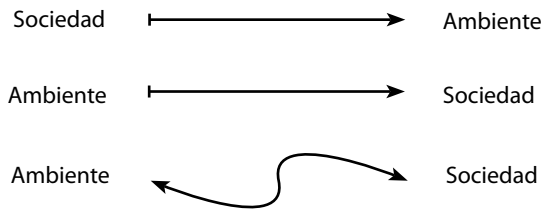
- 2) Rehabilitación. Es cuando se reemplaza un ecosistema degradado por otro que tenga un cierto tipo de productividad, utilizando pocas o muchas especies. Un ejemplo es el reemplazo de un área de bosque degradado por un pastizal productivo.
- 3) Restauración parcial. Consiste en restaurar por lo menos algunas de las especies dominantes originales y ciertas funciones del ecosistema. Por ejemplo, la plantación de árboles nativos en un bosque degradado.
- 4) Restauración completa. Consiste en restaurar el área con su composición de especies, estructura y funciones originales por medio de un programa activo de modificación del sitio y de reintroducción de las especies.

Las necesidades de restauración ecológica vienen dadas principalmente a causa de la intensa actividad humana (minería, deforestación) y de las catástrofes naturales (erupciones volcánicas, actividad sísmica, inundaciones, entre otras). Al trabajar en lugares alterados por la actividad humana, la restauración ecológica expande el campo de acción de la conservación biológica, por un lado, ésta ya no queda restringida a las áreas protegidas y, además, no sólo se protegen los hábitats remanentes, sino que se recuperan superficies de hábitat degradados (Primack y Massardo, 2001). Por ello es necesario realizar estudios que incorporen el conocimiento, las creencias y las actitudes que las poblaciones humanas tienen hacia los ecosistemas para la conservación biológica, así como para la restauración ecológica (Barraza, 2001). De esta forma, un principio adicional en la teoría de la restauración ecológica es conocer las dinámicas de relación que se generan entre la sociedad y el ambiente.

De acuerdo con Paz (2003), los estudios socio-ambientales están enfocados a analizar la relación de la sociedad con su ambiente en tres direcciones (figura 1).

Algunas preguntas que interesan responder al tipo de relación entre sociedad y ambiente son: ¿cómo se relaciona la sociedad con su entorno?, ¿cómo lo utiliza?, ¿cómo lo transforma?, ¿cómo lo degrada?, ¿cómo lo cuida y conserva?

FIGURA 1. RELACIÓN SOCIEDAD Y AMBIENTE



En cuanto al tipo de relación entre ambiente y sociedad, lo que interesa conocer en esta dinámica es: ¿cómo influye el ambiente sobre el ámbito social y sobre las condiciones de vida, en las formas organizativas: sociales, económicas, políticas, culturales? y ¿cómo las transformaciones sociales del ambiente repercuten de nueva cuenta sobre la propia sociedad?

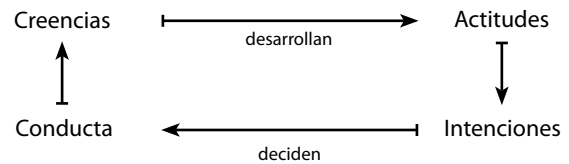
Una manera de estudiar la relación sociedad-ambiente es analizando los hechos sociales a través del enfoque llamado positivista. Éste se basa en que los hechos son observables y se pueden explicar a través de relaciones causales, del establecimiento de leyes, estructuras, sistemas de relaciones, entre otros. Esto implica la determinación de cada variable dependiente (a explicar) y de las independientes (que la explican). Este enfoque permite relacionar variables, medir y cuantificar con menor subjetividad. Su principal herramienta analítica es la estadística (Paz, 2003).

Otra forma de estudiar esta relación es a través de entender la acción social, más que el hecho social. En este caso lo que nos interesa comprender son las motivaciones que tiene la gente para hacer cosas, sus intenciones y sus prácticas, sus expectativas, sus miedos, sus percepciones y sus actitudes. Si lo que nos interesa son las explicaciones locales, sus contenidos y sus significados, nuestro enfoque será más cualitativo que cuantitativo, pero igualmente útil para entender mejor los fenómenos.

Cualquiera que sea la forma de estudiar la relación sociedad-ambiente, las creencias y las actitudes que tienen y que construyen los individuos ejercen un efecto positivo o negativo sobre las relaciones y dinámicas que se establecen con el ambiente. Esto se deriva de la relación que existe entre las creencias y las actitudes con la conducta. De acuerdo con la teoría

de la acción razonada de Fishbein (1967), existe un enlace causal entre las creencias, las cuales desarrollan las actitudes, y las intenciones que deciden sobre la conducta (figura 2). Las actitudes se refuerzan con las creencias (componente cognitivo) y frecuentemente atraen sentimientos muy fuertes (componente emocional), que conllevan a comportamientos específicos (componente de la acción).

FIGURA 2. TEORÍA DE LA ACCIÓN RAZONADA



Fuente: Fishbein 1967.

Las ciencias ambientales integran tanto áreas de las ciencias naturales como de las ciencias sociales y esto permite ampliar los esquemas de pensamiento y dirigir los esfuerzos a la búsqueda de más ciencias integradoras. El medio ambiente es ahora definido como un eco-socio-sistema, caracterizado por la interacción entre sus componentes biofísicos y sociales (Goffin, 1993). En este contexto, la educación ambiental se concibe como una dimensión de la educación contemporánea que se preocupa por optimizar la red de relaciones persona- grupo social-medio ambiente (Sauvé, 1997). Esta red de relaciones está estrechamente asociada a la biofilia, que Wilson (1984), describe como la “afiliación emocional innata de los seres humanos hacia otros organismos vivos”. En este proceso la emoción es un factor central, constituida por sentimientos y significados. Los sentimientos son los principales motivadores de la actividad humana.

Partir del entendimiento que tiene la gente sobre las prácticas de manejo que realizan en los ecosistemas es fundamental para los programas de restauración ecológica. Por ello es necesario incluir temáticas de orden social, así como metodologías de trabajo comunitario y participativo en los programas de formación ambiental. El modelo educativo que propongo consi-

dera a las ciencias ambientales como pilar epistemológico con los siguientes cinco ejes de estudio.

1. *Una educación multi e intercultural.* Consiste en la formación de valores y actitudes dirigidas a favorecer la comprensión, el respeto y la tolerancia. A través de esta orientación se busca desarrollar capacidades en los educandos que les permitan respetar la diversidad étnica y cultural y apreciar las aportaciones de todos los grupos, así como analizarlas críticamente junto con las propias.
2. *Una educación para el futuro.* La educación constituye uno de los instrumentos más poderosos para realizar el cambio. Educar para el futuro requiere de una exploración para conocer los miedos y las expectativas que tienen los educandos hacia el futuro y definir, junto con ellos, caminos de acción para crear un mejor lugar para todos. Permite que los educandos analicen situaciones, con sus problemas y obstáculos, y los motiva a buscar alternativas y mejores opciones para resolver esas situaciones (Hicks y Holden, 1995). Estudiar cuáles son los miedos y las expectativas que tiene la gente sobre el futuro nos permitirá conocer y entender cómo esas imágenes influyen en la forma de actuar de la gente, y cómo sus acciones presentes influyen hacia el futuro.
3. *Una educación integradora y holística.* Esta visión nos permite considerar la perspectiva ecológica en la educación que propone Sterling (2001), cuyas principales características son: el pensamiento sistémico en vez de lineal; integrador en vez de fragmentado; mayor relación con los procesos que con las cosas; mayor atención a las dinámicas que a los fenómenos de causa-efecto; y con los patrones y esquemas generales más que con los detalles.
4. *Una educación sustentable.* La UNESCO ha invitado a los gobiernos del mundo a usar la década (2000-2010) para integrar “la educación para un desarrollo sustentable” (EDS) en sus estrategias nacionales y planes de acción (UNESCO, 2003). “La educación para el desarrollo sustentable es vista como el proceso para aprender a tomar decisiones que consideren el futuro a largo plazo de la economía, la ecología y la equidad de todas las

comunidades”. Construir la capacidad para este tipo de pensamiento orientado al futuro es una tarea de la educación.

La educación sustentable incorpora dos funciones básicas de la educación: 1) la función liberal, cuya tarea es desarrollar las potencialidades del individuo; y 2) la función transformadora, en la que se promueven cambios hacia una sociedad más justa.

La educación sustentable trata, además, de integrar y balancear procesos con un propósito, de tal manera, que se esté informando y al mismo tiempo se promueva un aprendizaje creativo y participativo para actuar en la solución de los problemas socio-ambientales. Esto implica un cambio hacia un paradigma en el que se enaltece más el aspecto humano y los valores ecológicos, y se integra la educación para el futuro.

5. *Una educación participativa.* La educación participativa promueve el diálogo y la organización. Se basa en fomentar el desenvolvimiento creativo y reflexivo en los sujetos, así como en propiciar un cambio social. Para lograr una educación participativa es necesario que los planes y programas curriculares sean abiertos y flexibles. Una práctica pedagógica que refuerza el aprendizaje participativo es el “Aprendizaje basado en problemas” (ABP). El ABP es un proceso de indagación que resuelve preguntas, curiosidades, dudas e incertidumbres sobre fenómenos complejos de la vida (Barell, 1999). La indagación por el alumno es una parte integral importante del ABP y de la resolución de problemas. El ABP favorece que los participantes se escuchen entre sí, que estén abiertos a diferentes puntos de vista y que puedan trabajar en colaboración para llegar a conclusiones razonables.

La investigación educativa y su papel en la restauración

La investigación educativa juega un papel fundamental en los programas de restauración ecológica. Por un lado, nos permite ir avanzando en conocer y mejorar las dinámicas de relación que se generan entre los individuos y su ambiente, evaluando cómo piensan y

cual es su preocupación por el ambiente. Por el otro lado, considera aspectos básicos sobre el proceso de enseñanza-aprendizaje y su impacto en la formación de los individuos. Para lograr avances significativos necesitamos, además, crear espacios que favorezcan la investigación, ya que con ella se dinamiza el proceso de enseñanza-aprendizaje.

El modelo de investigación que propongo considera dos ejes de acción (Barraza, 2000). Como eje metodológico a la investigación participativa y como eje conceptual a los principios teóricos sobre los estudios que se basan en la educación para el futuro (Hicks, 1991; 1996; Symons, 1994; Hicks y Holden, 1995). La investigación participativa se concibe como un proceso social de producción de conocimientos. En este proceso se conoce y se analiza una realidad, partiendo de la experiencia vivencial, en la que se vincula la investigación con acciones de comunicación, organización y capacitación. Entre estos dos ejes existe una interacción dinámica, con lo cual la producción del conocimiento que se genera a partir de este modelo permite que todos los elementos en el proceso interactúen funcionalmente entre sí. Este modelo parte del principio que “la educación ambiental se aplica como resultado de un proceso de investigación y no como un

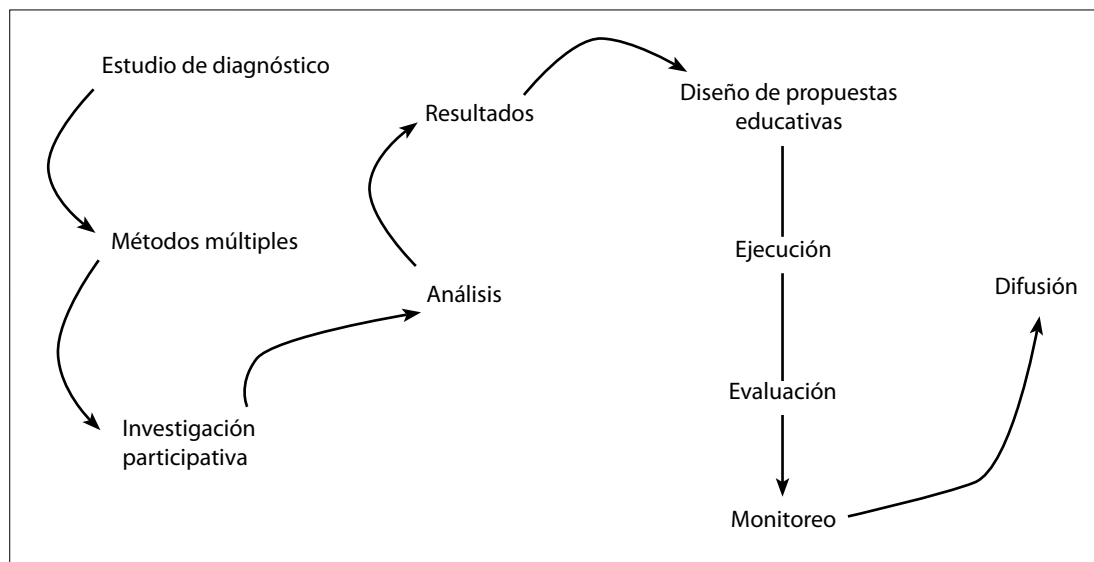
eje central de actividades”. Este modelo se representa en la figura 3.

La formación de habilidades en metodologías de investigación socio-ambiental es un requisito necesario para garantizar la eficiencia en los programas de restauración y de conservación mediante la educación. Además, es fundamental promover el desarrollo de capacidades sociales y políticas. Esto implica considerar una visión integradora de todas las áreas: ambiental, política, social, educativa y económica.

Considero que son dos habilidades básicas en las que debemos concentrar nuestra atención, cuando se trata de trabajar con comunidades humanas: a) la capacidad de observación y b) la capacidad de comunicación.

Saber observar es una habilidad necesaria para el trabajo con las comunidades humanas. Muchos problemas podrían evitarse si supiéramos observar y comunicar adecuadamente. El saber observar implica desarrollar habilidades que nos permitan adquirir una sensibilidad para estar atentos a descubrir situaciones tensas o de conflicto en diferentes contextos. A su vez, esto permite prever diversos escenarios y actuar oportunamente, para propiciar un entorno de mejor comunicación y entendimiento entre los distintos

FIGURA 3. MODELO INVESTIGACIÓN PROPUESTO



Fuente: Barraza 2000.

actores sociales, condición fundamental para obtener mejores resultados en programas de restauración y conservación ecológicas (Óscar Sánchez, com.pers).

Lograr establecer una comunicación efectiva entre los diferentes actores sociales de una comunidad garantiza el éxito en la aplicación y seguimiento de los diferentes proyectos y programas.

Investigación acción participativa (IAP)

La investigación acción participativa se enmarca en la investigación cualitativa. La investigación cualitativa no es sólo un conjunto de técnicas de recopilación de información; es, fundamentalmente, una metodología de investigación que parte de supuestos teóricos de la realidad social. Bajo este enfoque, la realidad social no es sólo un conjunto de hechos sociales observables, mensurables y cuantificables, sino que, está cargada de significados que no pueden ser aprehendidos a través de la observación directa o el experimento de laboratorio (Paz, 2003).

La realidad es ante todo acción social cargada de contenidos. Los sujetos que participan en esta acción la crean y le dan sentido a través de sus experiencias, conocimientos, creencias, valoraciones culturales, etc. La realidad social tiene una dimensión subjetiva porque los individuos no responden sólo a estructuras y determinantes externas. La tarea de la investigación cualitativa es dar cuenta de esa dimensión subjetiva: interpretarla y analizarla (Paz, 2003).

En la investigación acción-participativa la enseñanza-aprendizaje se genera a través de una comunicación horizontal, y el propósito es construir y aprender colectivamente. Los actores aprenden y enseñan de manera individual y colectiva a través del intercambio de experiencias. Este proceso involucra actividades mentales con las cuales los participantes descubren y crean conocimientos, así como actividades de acción. Éstas se realizan con el propósito de obtener información para comprobar empíricamente dichos conocimientos y obtener recursos para la solución de problemas (Peña-Olvera, 1988).

La investigación acción-participativa no es posible sin la voluntad e interés de un grupo y debe incorporar a todos los miembros de una comunidad. La investigación participativa representa una metodo-

logía diferente y complementaria a través de la cual es factible generar y consolidar nuevas prácticas de convivencia.

Las herramientas básicas para el trabajo con comunidades humanas: entrevistas en profundidad y grupos focales.

La entrevista en profundidad es una de las herramientas de la investigación cualitativa que más se utiliza en los estudios sociales para captar la experiencia subjetiva de los entrevistados (Cohen y Manion, 1994).

Se dice que una entrevista es la formulación de preguntas que permite obtener datos sobre un aspecto concreto, para conocer la opinión del entrevistado. Es un diálogo que favorece el proceso de comunicación porque se basa en una relación interpersonal programada. En la entrevista se pretende comprender más que explicar y busca maximizar el significado. Y adopta el formato estímulo/respuesta sin esperar la respuesta objetivamente verdadera, sino subjetivamente sincera (Paz, 2003).

La entrevista en profundidad difiere del cuestionario estructurado y estandarizado. En los cuestionarios, a todas las personas se les formulan las mismas preguntas en términos idénticos. La entrevista en profundidad es más flexible, abierta, no directiva y dinámica. Es una conversación entre iguales y no un intercambio formal de preguntas y respuestas. Implica encuentros cara a cara entre el investigador y el sujeto de la investigación y para realizarla se requiere establecer un nivel de confianza satisfactorio entre ambos. La confianza es un elemento indispensable en esta técnica, por lo que se recomienda siempre que al inicio de la entrevista se explique con toda claridad cuál es el propósito del estudio.

La entrevista en profundidad es un encuentro dirigido hacia la comprensión de las perspectivas que tienen los individuos acerca de sus experiencias o determinadas situaciones, tal y como lo expresan en sus propias palabras. El investigador debe saber qué preguntas hacer y cómo hacerlas y se recomienda tener una guía temática articulada, como referencia para el entrevistador. Igualmente importante es saber en qué momento es o no oportuno seguir con la entrevista. En una entrevista en profundidad sí se pueden tener intervenciones de terceros, pues estos pueden ayudar a profundizar sobre un tema (Cohen y Manion, 1994).

En una entrevista en profundidad se da, además, un fenómeno de lenguaje no verbal que es fundamental saber identificar los gestos, las posturas, los movimientos, son sólo algunas de estas señales.

Grupos focales

Los grupos focales, también conocidos como grupos de discusión, constituyen otra de las herramientas más exitosas para el trabajo comunitario. Es una técnica de investigación que ha sido utilizada durante más de 50 años (Merton, 1987). Sin embargo, es hasta fechas muy recientes que los grupos focales están recibiendo una atención creciente como forma de obtener datos cualitativos en un contexto interactivo (Goss y Leinbach, 1996).

El término de “grupos focales” se deriva de una combinación de dos métodos de investigación científica social: 1) de la entrevista focal, en la que el entrevistador obtiene información sobre un tema sin tener una guía estructurada y 2) de los grupos de discusión, en el que un grupo heterogéneo pero seleccionado cuidadosamente discute una serie de preguntas dirigidas por un moderador (Kasemir *et al.*, 2003).

Un grupo focal puede describirse como una discusión grupal conducida, en la que un número limitado de personas concentran su atención en un tema específico.

El principio que rige la dinámica de estos grupos es exponer y/o compartir un tema común de discusión y permitir los diferentes puntos de vista entre los distintos actores. Los grupos focales pueden reunirse en una o en varias ocasiones. Los temas pueden ser elegidos por los miembros de la comunidad y generalmente son temas que comparten ya sea por algún interés o por alguna dificultad.

Una gran ventaja del uso de los grupos focales como método participativo es que de manera intrínseca se generan dinámicas sociales que permiten interacciones entre múltiples perspectivas (Kasemir, *et al.*, 2003). Otra característica particular de los grupos focales es que usualmente se brinda información impresa sobre el tema de atención focal, y se estimula la lectura complementaria como apoyo.

Los grupos focales se han utilizado en varios proyectos de atención ambiental de manera exitosa, particularmente en Europa y Sudáfrica.

Reflexiones

En la medida en que trabajemos para fortalecer la educación en el mundo iremos caminando hacia una sociedad sustentable. Necesitamos garantizar que, principalmente nuestras comunidades humanas marginadas, reciban beneficios directos. Sólo si logramos una sociedad más y mejor educada estaremos trabajando por conseguir un mundo más justo y equitativo, libre y democrático. La formación de actitudes y valores ambientales, el ejercicio de un pensamiento crítico, y la participación de los ciudadanos de una manera más profunda y activa, sólo podrán lograrse a través de la educación.

A través de la investigación educativa socioambiental se promueven métodos participativos mediante el análisis de problemas comunitarios. Estos métodos han probado elevar la confianza y la autoestima de la población humana, ayudándola a organizarse de mejor manera. Una comunidad educada es una comunidad participativa. Necesitamos comprometernos con el trabajo hacia las comunidades humanas, especialmente con el fin de incrementar las probabilidades de éxito en los proyectos de conservación biológica y de restauración ecológica a través de educación ambiental.

Bibliografía

- Barraza, L. 1998. Conservación y medio ambiente para niños menores de 5 años. *Especies* 7(3): 19-23.
- . 2000. Educar para el futuro: En busca de un nuevo enfoque de investigación en Educación Ambiental. En: *Memorias Foro Nacional de Educación Ambiental*. UAA, SEP y SEMARNAP. Pp. 253-260.
- . 2001. Perception of social and environmental problems by English and Mexican school children. *Canadian Journal of Environmental Education* 6: 139-157.
- . 2002. Educación ambiental: indispensable para lograr la conciencia del poder. *Firma del mes*. CENEAM: 414-418.
- Barraza, L y R.A. Walford. 2002. Environmental Education: A comparison between English and Mexican children. *Environmental Education Research* 8 (2):171-186.
- Barraza, L y J. Pineda. 2003. Knowledge, perceptions and attitudes towards Forest Ecosystems among rural adolescents from Western Mexico. *Unasylva* 213 (54): 10-17.

- Barraza, L. y M.P. Ceja-Adame (en prensa). La dimensión ambiental en el currículum de educación básica rural: el caso de San Juan Nuevo Parangaricutiro. En: B. Orozco y A. Alba (eds.). *Currículum y siglo XXI*. CESU-UNAM, México.
- Barraza, L. y M.P. Ceja-Adame. 2003. Los niños de la Comunidad Indígena de San Juan Nuevo: Su conocimiento ambiental y su percepción sobre "naturaleza". En: A. Velásquez, A. Torres y G. Bocco (compiladores). *Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales*. INE, SEMARNAT, México. Pp. 371-398.
- Barraza, L y A.D. Cuarón. 2004. How the values of schools and the education system affect children's environmental knowledge. *Journal of Biological Education* 39(1): 18-23.
- Barell, J. 1999. *El aprendizaje basado en problemas. Un enfoque investigativo*. Manantial. Buenos Aires, Argentina.
- Bradshaw, A. D. 1990. The reclamation of derelict and the ecology of ecosystems. En: W.R. Jordan III, M.E. Gilpin y J.D. Aber (eds.). *Restoration Ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. Pp. 53-74.
- Cohen, L. y L. Manion. 1994. *Research Methods in Education*. Routledge, Londres.
- Dewey, J. 1944. *Democracy and education*. Macmillan, Nueva York, EE.UU.
- Fishbein, M. 1967. *Reading in Attitude Theory and Measurement*. John Wiley and Sons, EE.UU.
- Freire, P. 1982. *Pedagogía del oprimido*. Siglo XXI Editores. México.
- Goffin, L. 1999. L'environnement comme éco-socio-système. En: M. Loriaux (ed.). *Populations et développements: une approche globale et systémique*. Academia-Bruylant/L'Harmattan, Louvain-la-Neuve/París. Pp. 199-230.
- Goss, J.D. y T.R. Leinbach. 1996. Focus groups as alternative research practice: Experience with transmigrants in Indonesia. *Area* 28 (2):115-123.
- Habermas, J. 1990. *Pensamiento postmetafísico*. Taurus, México.
- Hicks, D. 1991. Preparing for the Millennium: Reflections on the need for futures education. *Futures* 623-636.
- . 1996. A lesson for the future. Young people's hopes and fears for tomorrow. *Futures* 28 (1): 1-13.
- Hicks, D., y C. Holden. 1995. *Visions of the future: why we need to teach for tomorrow*. Trentham Books, Londres.
- Hobbs, R.J. y D.A. Norton 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 4(2): 93-110.
- Kasemir, B., C. Jaeger y J. Jager. 2003. Citizen participation in sustainability assessments. Pp.3-36. En: B. Kasemir, J. Gager, C. Jaeger y M.T. Gardner (eds.). *Public Participation in Sustainability Science*. Cambridge University Press.
- Lipman, M. 1991. *Thinking in Education*. Cambridge University Press. Cambridge, Gran Bretaña.
- Merton, R.K. 1987. The focussed interview and focus groups: continuities and discontinuities. *Public Opinion Quarterly* 51(4): 550-566.
- Newhouse, N. 1990. implications of attitude and behavior research for environmental conservation. *Journal of Environmental Education* 22: 26-32.
- Paz, F. 2003. La investigación cualitativa. Curso de posgrado. Investigación educativa aplicada a la ecología. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, México.
- Peña-Olvera, B. 1988. *Investigación acción participativa con grupos de mujeres campesina. Manual para capacitación y operación*. CEICADAR y CILCA. México.
- Primack, R. y F. Massardo 2001. Restauración ecológica. En: R. Primack, R. Roíz, P. Feisinger, R. Dirzo y F. Massardo (eds.). *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México. Pp. 559-582.
- Sánchez, F.S. 2001. La educación intercultural como criterio de calidad de las políticas educativas. En: T. Pozo, R. López, B. García y E. Olmedo (eds.). *Investigación educativa: Diversidad y escuela*. Grupo editorial Universitario, España. Pp. 135-163.
- Sauvé, L. 1997. Environmental Education- Between modernity and Posmodernity- Searching for an integrating educational framework. En: The Future of Environmental Education in a Postmodern world? Proceedings from an On-line Colloquium. Part 1. *Canadian Journal of Environmental Education*. Pp.1-19.
- Sterling, S. 2001. *Sustainable Education. Re-visioning Learning and Change*. Green Books, Gran Bretaña.
- Symons, G. 1994. *Mapping the future*. World Wildlife Fund WWF. Surrey, U. K.
- UNESCO. 2000. *Education for all 2000 Assessment: Statistical document*. UNESCO, París.
- Weber, M. 1997. *Sociología de la religión*. Ediciones Coyoacán, México.
- Wilson, E.O. 1984 *The Biophilia Hypothesis*. Island Press, EE.UU.

Comunicación para la restauración: perspectivas de los actores e intervenciones con y por medio de las personas

*Alicia Castillo**

La restauración ecológica es una intervención de los grupos humanos sobre los ecosistemas que han sido degradados, dañados, transformados o destruidos, para facilitar su recuperación (SER, 2002). La principal intención es que el sistema natural en cuestión recupere los elementos estructurales perdidos, y que las funciones y procesos propios del ecosistema original se lleven a cabo sin ayuda humana. En otras palabras, el fin último de la restauración es lograr la integridad y la salud de los ecosistemas que fueron deteriorados por actividades humanas. Determinar las características del ecosistema original y sus funciones como un ecosistema sano o íntegro, evaluar si es posible su reconstrucción y las técnicas para lograrlo, son temas cruciales que ecólogos y otros científicos naturales discuten en la actualidad.

Tanto la teoría como la práctica de la restauración se encuentran en proceso de construcción y por ello existe una activa discusión sobre las diferentes experiencias que se desarrollan. Un tema importante que ha surgido en el debate sobre la restauración de ecosistemas es el que tiene que ver con los principios

filosóficos de la acción de restaurar. Algunos autores cuestionan si la restauración no es sólo una actividad más de dominación humana sobre las demás especies y los sistemas naturales (Katz, 1992 citado en Gobster y Hull, 2000); mientras que otros sostienen que esta actividad nos permite devolver a la naturaleza lo que nuestras acciones le han quitado, a la vez que se construyen o reconstruyen relaciones más armónicas entre las sociedades y los ecosistemas (Jordan III, 2000). En el centro de la discusión se encuentran los valores que los grupos humanos dan a su relación con la naturaleza y la utilización de esta forma de manejo de ecosistemas.

La restauración ecológica no es nueva. Desde tiempos remotos, los grupos humanos han ayudado a la recuperación de sitios degradados con la finalidad de mantener la disponibilidad de bienes brindados por los ecosistemas, así como para lograr beneficios de carácter estético y recreativo. La restauración, por ende, surgió a partir del reconocimiento por las sociedades humanas de las consecuencias del deterioro de los sistemas naturales. A pesar de ello, durante mucho tiempo no se le concedió mayor importancia y los movimientos ambientalistas y los grupos conservacionistas de la segunda mitad del siglo XX, se mostraron escépticos respecto a sus posibilidades (Jordan III, 2000). Sin embargo, tomando como base fundamental

* Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM. Antigua carretera a Pátzcuaro 8701, Morelia, Michoacán, CP 58190. Correo-e: castillo@oikos.unam.mx.

los avances en la ciencia ecológica, la restauración de ecosistemas se ha convertido, desde finales de los años ochenta, en una práctica de manejo cada vez más consolidada (SER y UICN, 2004). El aumento de experiencias de restauración alrededor del mundo y el análisis de los aciertos y problemas enfrentados en cada caso, ha permitido identificar la complejidad de las tareas a realizar. Se reconoce, por ejemplo, que en muchos sitios se carece de la información sobre los ecosistemas originales, o que la información disponible representa tan sólo un estado de los atributos de un ecosistema, es decir, sólo una combinación particular de los eventos que ocurrieron durante el desarrollo evolutivo del ecosistema y, consecuentemente, es difícil saber si las condiciones formuladas para la restauración son las adecuadas (SER, 2002).

Otro aspecto esencial ha sido visualizar la restauración de un sitio particular dentro de contextos regionales en los cuales es relevante la integración de paisajes a diferentes escalas. Una de las motivaciones principales para llevar a cabo actividades de restauración de ecosistemas es la recuperación de sus capacidades para proveer bienes y servicios a los grupos humanos. En consecuencia, la definición de los objetivos de un proyecto de restauración es un proceso vinculado fundamentalmente con las necesidades y los valores del grupo social relacionado con el sistema a restaurar. Puede tratarse, por ejemplo, de terrenos públicos importantes para la recarga de acuíferos, en los que los objetivos de la restauración son definidos por autoridades gubernamentales; o puede ser el caso de bosques comunales de un ejido, en donde se necesita recuperar las capacidades de provisión de recursos maderables y no maderables, y en este caso es la comunidad en cuestión la que tiene más influencia sobre los objetivos. El análisis de las posibilidades para llevar a cabo la restauración y la conducción técnica del proceso, no obstante, sólo puede darse utilizando los más sólidos conocimientos ecológicos disponibles (Winterhalder *et al.*, 2004). Considerar los puntos de vista de los grupos humanos que dependen de los ecosistemas resulta fundamental, en cualquier proceso que busca la restauración ecológica (Robertson *et al.*, 2000; SER y UICN, 2004). En este sentido, el objetivo central del presente capítulo es revisar el significado de la necesidad de incluir el punto de vista de los actores

que intervienen en un sistema para su restauración, y poner a consideración algunas ideas surgidas en los campos de la sociología rural, la comunicación, la educación ambiental y el nuevo extensionismo agrícola, y que pueden ser de utilidad en el contexto del manejo de ecosistemas, particularmente en la restauración.

Las perspectivas de los actores en el manejo de ecosistemas

De acuerdo con Grumbine (1994) el manejo de ecosistemas es un proceso mediante el cual se toman decisiones sobre la utilización y manipulación de los ecosistemas, considerando sus aspectos estructurales y funcionales. Es un enfoque que considera la necesidad de mantener los ecosistemas a largo plazo, ya que estos son la fuente de bienes y servicios para los grupos humanos (Daily, 1997). Durante las últimas dos décadas, los ecólogos han insistido en considerar la estructura y función de los ecosistemas como base para la toma de decisiones en relación con el ordenamiento territorial, el aprovechamiento de bienes y servicios, así como en la conservación y restauración de áreas (Maass, 2003). El manejo de ecosistemas cuestiona principalmente el enfoque que busca el manejo de recursos naturales aislados, ya que bajo este último no se consideran los efectos que determinadas acciones pueden tener sobre otros elementos o funciones del ecosistema, o sobre los ecosistemas colindantes a escalas mayores. No es posible, por ejemplo, llevar a cabo programas de manejo del agua sin tomar en cuenta las condiciones generales de las cuencas hidrográficas y sin entender las relaciones de la dinámica hidrológica con los tipos de suelo, la estructura de la vegetación o determinadas funciones de los ecosistemas, tales como los ciclos de nutrientes.

Como proceso social de toma de decisiones, en el manejo de ecosistemas es necesario reconocer la intervención de diversos actores. En primer lugar, hay que admitir que los productores rurales constituyen el principal sector que toma decisiones sobre los ecosistemas. Se trata de aquellos grupos sociales que dependen para su subsistencia de la agricultura, la ganadería, la silvicultura, la caza y la pesca, y que representan cerca del 43% del total de la población mundial. Son ellos los que inician el proceso metabólico entre las sociedades humanas y los ecosiste-

mas (Toledo, 2004). En los países considerados en desarrollo, como muchos de las regiones de América Latina, Asia y África, la proporción de los manejadores primarios de ecosistemas es mayor y se considera que en estos países vive el 95% de los grupos humanos dedicados a laborar con la naturaleza (Toledo, 2004). Estos grupos, además, muchas veces son dueños de los territorios en donde se llevan a cabo las actividades productivas. En México, hasta el año de 1990, 95% de los productores rurales poseían sus tierras (Warman, 2001) siendo las principales formas de tenencia, las comunales, a través de la conformación de ejidos y comunidades indígenas. Estas formas comunales son muy importantes ya que en muchos casos han permitido el desarrollo de arreglos institucionales, es decir, el diseño de sistemas de reglas y normas, que promueven la acción y la obtención de beneficios de manera colectiva y que han actuado como “cubiertas protectoras” para prácticas productivas sustentables (Alcorn y Toledo, 1998).

Además de los arreglos institucionales de los productores rurales, las instituciones gubernamentales imponen estructuras normativas que regulan las decisiones que se toman en los territorios de una nación. Los distintos niveles de la administración gubernamental, los programas y proyectos que se implementan, así como los criterios que tienen las autoridades de las áreas agrícola, ganadera, forestal y pesquera, desempeñan papeles importantes en la toma de decisiones. Otro sector relevante en numerosos casos, es el de las organizaciones no gubernamentales (ONG) las que, en países en desarrollo, trabajan activamente en la búsqueda de alternativas para el aprovechamiento de los ecosistemas que logren el mantenimiento de los procesos que sustentan los sistemas naturales, al mismo tiempo que mejoren las condiciones de vida de las comunidades rurales. En América Latina, muchas ONG han logrado promover un desarrollo social con base en las capacidades y conocimientos locales sobre los recursos naturales (Altieri y Masera, 1993) y en estos casos, constituyen un actor social fundamental en el manejo de ecosistemas. Finalmente, deben considerarse también como actores en la toma de decisiones sobre los ecosistemas, a las instituciones de investigación en las áreas agrícola, pecuaria, forestal y pesquera, así como en las disciplinas relacionadas con

lo ambiental. Entre éstas, la ecología ha desempeñado un papel crucial en la toma de decisiones sobre la conservación de ecosistemas, principalmente en relación con el establecimiento de áreas naturales protegidas. En otros aspectos, como el del aprovechamiento de los bienes y servicios brindados por los ecosistemas, su influencia ha sido menor, pero se espera que en las prácticas de restauración adquiera y desempeñe un papel protagónico.

Además de reconocer la diversidad de actores involucrados en los procesos de toma de decisiones sobre los ecosistemas, es necesario entender que éstos, en la mayoría de los casos, no comparten una misma idea sobre lo que debe hacerse en un sitio determinado, ni tienen las mismas expectativas sobre los resultados de una decisión. Asimismo, es común que no compartan los mismos conocimientos, ni tampoco el mismo poder de influencia sobre los demás actores. Los productores rurales, por ejemplo, pocas veces conocen con detalle cómo se construyen las políticas y programas gubernamentales, y frecuentemente son excluidos de su diseño o de la obtención de beneficios de los programas públicos. Muchas veces, los conflictos en el manejo de los recursos naturales se deben no sólo a problemas de índole material, sino también cognitivo (Adams *et al.*, 2003). Es decir, no es suficiente con analizar solamente los intereses económicos de los actores involucrados en un problema de manejo, sino que también es fundamental examinar las distintas percepciones que los actores tienen sobre los recursos, los sistemas que los proveen y las prácticas para aprovecharlos. Hacer explícitas las bases de las distintas posiciones adoptadas por los actores permite mejorar la transparencia y la efectividad de las negociaciones entre estos. Conocer y dar a conocer, entre los actores involucrados, las múltiples visiones que pueden existir con respecto de las decisiones de manejo, constituye un paso importante hacia la construcción de consensos que concilien los distintos intereses, necesidades y expectativas de esos actores. Estos intercambios y negociaciones, no obstante, son complejos y difíciles de realizar y requieren, a su vez, del establecimiento de reglas claras sobre los mismos procesos de negociación (Waltner-Toews *et al.*, 2003).

Para entender las interacciones entre los distintos actores que, se sabe, tienen distintas necesidades y ex-

pectativas, y construyen distintas explicaciones sobre los fenómenos, Long (1992, 1998) propone el análisis centrado en los actores, ya sean éstos campesinos, empresarios, burócratas gubernamentales o investigadores. El interés es entender los significados que los actores dan a los fenómenos y dilucidar cómo sus interpretaciones y estrategias se entrecruzan a través de procesos de negociación. Se trata de comprender cómo las distintas visiones del mundo de los actores interactúan entre ellas y cómo los actores responden para lograr llevar a cabo sus propios intereses (Long, 1999). Es necesario tomar en cuenta que los actores no se comportan de igual manera en distintos contextos sociales y que es necesario identificar las visiones y comprensiones en relación con contextos espaciales y temporales determinados. Desde el punto de vista del manejo de ecosistemas, conocer las perspectivas de los actores, fundamentalmente de los tomadores de decisiones como los productores rurales, se vuelve una tarea esencial si se quiere trabajar en la construcción de visiones compartidas que consideren, además de la satisfacción de necesidades y objetivos sociales, el mantenimiento a largo plazo de los ecosistemas.

La comunicación como instrumento en el manejo de ecosistemas

El manejo de ecosistemas puede verse como un proceso de intervención, es decir, la reorientación de un proceso social en una dirección determinada, por parte de quien interviene (Röling, 1990), a través del cual se incorporan los principios desarrollados por la ecología de ecosistemas en la toma de decisiones sobre ordenamiento, aprovechamiento, conservación y restauración de ecosistemas. El manejo de ecosistemas tiene un carácter dual en el que se requieren intervenciones de tipo técnico y comunicativo (Castillo, 2001). Las primeras son las actividades prácticas o recomendaciones dirigidas a manipular los elementos de los ecosistemas. Se incluyen en este concepto actividades tales como el manejo forestal, el manejo de cuencas o de fauna silvestre, en las cuales se trabaja con elementos como árboles, flujos de agua o animales, respectivamente. Las intervenciones comunicativas, por otro lado, son actividades concebidas para trabajar con la gente y por medio de las personas. Esto es, son actividades que re-

quieran que la gente realice acciones como pueden ser la selección cuidadosa de árboles aprovechables en un bosque, la construcción de sistemas de riego de acuerdo con las características de una cuenca o la protección de un bosque para la reproducción de venados. La mayoría de las prácticas de manejo requieren de trabajar en ambas cuestiones y frecuentemente solo se consideran los aspectos técnicos. Es común que los responsables de proyectos de manejo tanto en los ámbitos de gobierno como no gubernamental, sean profesionales o técnicos entrenados para las intervenciones técnicas (biólogos, agrónomos, manejadores de fauna silvestre) pero con poco conocimiento o experiencia para trabajar con las personas.

Trabajar con la gente y por medio de las personas requiere de habilidades muy diferentes a las que se necesitan en las intervenciones técnicas. Se necesita inicialmente ser capaz de entender los contextos particulares de los grupos sociales, así como capacidades para establecer diálogos a través de los cuales se construyan conocimientos, valores y soluciones a los problemas (Freire, 1973). En el contexto de países en desarrollo, el trabajo por medio de las personas presenta además características particulares debido a que se requiere trabajar, en muchos casos, con grupos sociales marginados y de escasos recursos, además de que, frecuentemente, estos grupos pueden pertenecer a una cultura indígena. En estos casos, se trabaja con grupos humanos con sistemas de conocimiento, percepciones de la relación sociedad-naturaleza, cosmovisiones y lenguajes particulares.

El extensionismo actual, derivado de los conocimientos provenientes de la investigación y práctica relacionadas con este ámbito (Röling, 1990), puede ser considerada como la mejor contribución al manejo de ecosistemas en términos del uso de intervenciones comunicativas. A pesar de la mala reputación adquirida en el pasado por los fracasos del extensionismo agrícola en países como México, el extensionismo actual contribuye con guías importantes no solo para el intercambio de conocimientos y perspectivas entre diferentes actores sociales, sino también para la disseminación y la utilización efectiva de resultados de investigación. Con base en intensas investigaciones sobre el papel del extensionista en países en desarrollo (Chambers *et al.*, 1993; Scoones y Thompson,

1994), actualmente se le concibe en la línea propia del educador capaz de comunicarse y de construir entendimientos con sus educandos (Van den Ban, 1996). El extensionismo es de naturaleza contradictoria ya que se le ve como “un instrumento de intervención deliberada que tiene como meta lograr los objetivos de quien interviene pero tomando en cuenta que esto solo puede ser efectivo induciendo cambios voluntarios en las personas a través de satisfacer sus necesidades y expectativas” (Röling, 1990: 39). El mantenimiento de ecosistemas sanos es un objetivo social que provee beneficios a la humanidad desde las escalas locales a las globales. No obstante, las personas cuyos sistemas de manejo deben ser modificados, necesitan obtener beneficios directos de los cambios inducidos. Los enfoques participativos, concebidos como el involucramiento real y activo (Reyes, 1997) de los pobladores rurales en la toma de decisiones que afectan sus vidas, forman parte también de esta visión moderna del extensionismo. Por lo tanto, la adecuada representación de las visiones y perspectivas de estos actores debe considerarse como esencial en el manejo de ecosistemas y requiere del establecimiento de compromisos políticos de sectores con mayores niveles de influencia y poder (Pretty y Pimbert, 1995). Sectores como las autoridades gubernamentales y los propios científicos, deben considerar la participación social como un elemento fundamental que permite fortalecer los procesos de manejo sustentable de los ecosistemas.

Un aspecto relevante del enfoque participativo es la aceptación de que los conocimientos necesarios para la toma de decisiones no provienen de una fuente única, ni solamente de métodos científicos. La generación, obtención y control del conocimiento la hacen diferentes personas dentro de una sociedad (Scoones y Thompson, 1994) y su transmisión depende de los contextos socioculturales y de las redes de personas y grupos existentes. Es a través de las interacciones sociales que se pueden construir tanto el conocimiento para la solución de problemas como estrategias alternativas de acción. El conocimiento científico, no obstante, desempeña un papel fundamental en la atención de problemas, y por lo tanto, las instituciones de investigación deben asumir su papel como generadores de aportaciones relevantes que apoyen la toma de decisiones sobre los ecosistemas.

Para la construcción de formas sustentables de manejo de ecosistemas es necesario lograr el intercambio de ideas y conocimientos de manera continua, interactiva y participativa y esto no es tarea fácil. Un concepto que ayuda a entender los retos y dificultades para lograr la cooperación y la posibilidad de influencia entre sectores sociales, es el de mediación (Blauert y Zadek, 1999). Este concepto surge de la preocupación por entender cómo los sectores sociales políticamente más débiles (pero con mayores responsabilidades en el manejo de ecosistemas, como es el caso de los productores rurales) pueden ejercer influencia en sectores más poderosos como las autoridades gubernamentales. A través de procesos de mediación se busca formar alianzas para la influencia política, principalmente respecto de aquellas acciones que afectan la vida, el sustento y el contexto ambiental de los campesinos. A través de la construcción de canales de comunicación entre los distintos actores, la mediación pretende acercar diferentes visiones del mundo y diferentes intereses, en el intento por establecer puentes que faciliten la construcción colectiva de alternativas de acción. La mediación no sólo considera hacer uso de múltiples canales de comunicación (contactos personales, establecimientos de redes y alianzas, uso de tecnologías modernas de comunicación), sino reconocer como esencial el desarrollo de prácticas de escucha y de aprendizaje cotidianos para el entendimiento de las percepciones de los otros involucrados, ya sean científicos, agencias de desarrollo o campesinos (Blauert y Zadek, 1999).

Propuesta de trabajo para la restauración ecológica

Como una forma de integrar lo dicho anteriormente, se propone el modelo de trabajo presentado en la figura 1, como una guía para llevar a cabo proyectos de restauración ecológica que consideren el diseño e implementación de intervenciones tanto técnicas como comunicativas. La esencia de la propuesta es tener procesos de comunicación continua, y en dos sentidos, entre los integrantes de un equipo técnico y los actores locales interesados en llevar a cabo la restauración. Este establecimiento de diálogos se puede apoyar a través de un equipo de comunicadores,

educadores y promotores ambientales, que ayuden en el trabajo con y por medio de las personas. Si no es posible contar con un equipo de este tipo, al menos se debe tener uno o dos facilitadores con conocimientos y experiencia de trabajo con grupos humanos, que sean capaces de llevar a cabo las actividades participativas y de mediación necesarias.

Para la intervención técnica, se plantea que una de las primeras acciones a realizar es identificar el ecosistema que servirá de referencia para guiar el proceso de restauración. Se reconoce como el ecosistema de un sitio existente (lo más similar posible al ecosistema original del sitio a restaurar) y su descripción más detallada posible (SER, 2002). Este punto dependerá, desde luego, de la disponibilidad de información que se tenga y de la capacidad del equipo técnico para utilizar información sobre sitios similares en el proceso de construcción del ecosistema de referencia. Se sugiere, idealmente, que el ecosistema de referencia se construya a partir de la información de múltiples sitios vecinos (que compartan condiciones ambientales semejantes al sitio que se desea restaurar). Esta descripción es necesaria para dar seguimiento a las acciones y para la obtención de resultados, de acuerdo con las variables seleccionadas y en relación con los atributos ecosistémicos a recuperar. Como una acción paralela, se plantea conocer las perspectivas de los actores interesados en el proyecto así como las de los posibles afectados. Es decir, considerar también a otros actores que podrían beneficiarse de la restauración o a actores que no estén de acuerdo porque sientan que alguno de sus intereses se ven afectados negativamente. Lo ideal para realizar este diagnóstico es utilizar los enfoques y técnicas de la investigación participativa, que permiten la construcción de conocimientos sobre las realidades ecológica y social en una situación determinada a través de la participación de los actores locales (Reyes, en prensa; GEA, 1993).

Un siguiente paso es la formulación de los objetivos del proyecto de restauración. Para esto se recomienda que se haya establecido una comunicación, interactiva y continua, entre los distintos actores y los equipos de trabajo. Es esencial la utilización de enfoques participativos de trabajo a través de los cuales se lleve a cabo el proyecto, considerando lo que todos los involucrados tienen que aportar. Lograr la integración

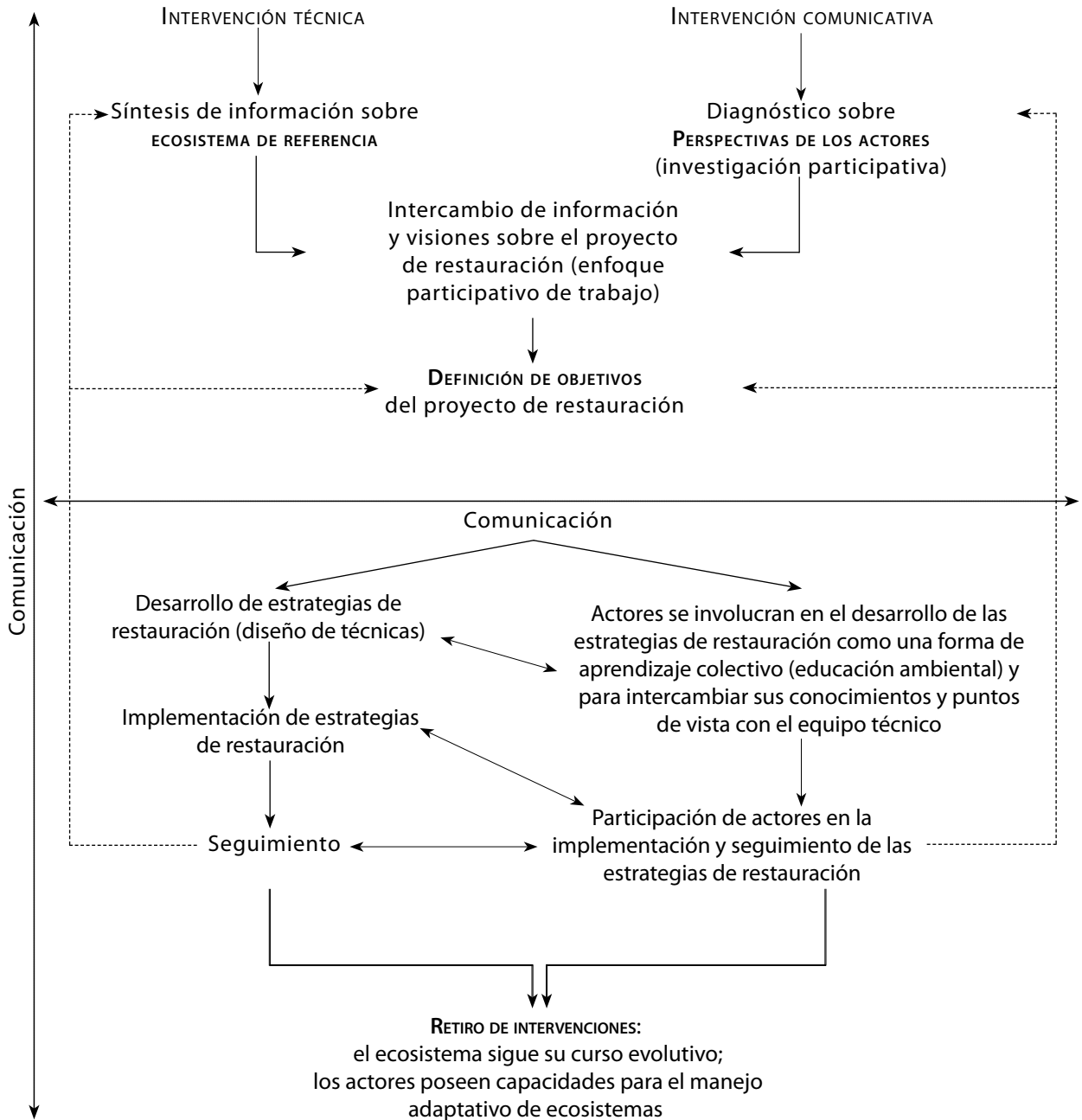
de las múltiples perspectivas que pueden darse sobre lo que debe hacerse, puede resultar una tarea difícil. Pero no hay más alternativa que, como se mencionó anteriormente, negociar para lograr consensos a través del establecimiento de reglas que también deben negociarse (Waltner-Toews *et al.*, 2003). Aunque no en el área de la restauración directamente, pero sí en relación con el manejo de ecosistemas, existen ejemplos en nuestro país de casos que han logrado trabajar dentro de un enfoque participativo. Uno de éstos es el realizado por el grupo Proyecto Sierra de Santa Martha, A.C. y el Instituto de Investigaciones Sociales de la UNAM, en la Sierras de Los Tuxtlas y Santa Martha en Veracruz, desde el año de 1990. Un aspecto esencial de esta experiencia fue incorporar, en los trabajos que tenían como meta contribuir a la conservación de las selvas remanentes y su aprovechamiento sustentable, enfoques de investigación participativa que les permitieran conocer las perspectivas de los actores locales y cotejar y/o modificar los planteamientos hechos por el propio proyecto (Paré y Velásquez, 1997; Lazos y Paré, 2000). Otro ejemplo es el de los trabajos llevados a cabo en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, en Jalisco, donde a través de equipos de promotores comunitarios y educadores ambientales y utilizando enfoques participativos, se realizan proyectos productivos y de conservación, en los que los actores locales trabajan de cerca con investigadores tanto de las ciencias naturales como de disciplinas sociales (Graf *et al.*, 1995; Castillo, 2000).

Una vez identificados los objetivos del proyecto de restauración, la intervención técnica puede seguir los pasos principales propuestos por Stanford y Pool (1996) para el manejo de ecosistemas, y que consisten en desarrollar las estrategias a seguir, diseñar las técnicas a utilizar e implementar las acciones que lleven a la restauración. Dar seguimiento a estas acciones constituye una tarea fundamental para evaluar los resultados de las acciones emprendidas. El monitoreo constante permite, además, corregir las acciones que no dieron los resultados esperados bajo un enfoque de manejo adaptativo (Holling, 1978).

En lo que respecta a la intervención comunicativa, se recomienda que los actores se involucren en las acciones concretas de restauración y que esta situación se constituya en un espacio para el aprendizaje

FIGURA 1. INTERVENCIONES TÉCNICAS Y COMUNICATIVAS EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: UNA PROPUESTA.

LAS FLECHAS CONTINUAS INDICAN LA SECUENCIA DE LA PROPUESTA Y LAS LÍNEAS PUNTADAS REPRESENTAN LOS PROCESOS DE RETROALIMENTACIÓN DE INFORMACIÓN INDISPENSABLES EN UN ENFOQUE DE MANEJO ADAPTATIVO. LAS LÍNEAS DOBLES INDICAN LA FINALIZACIÓN DE LAS INTERVENCIONES AUNQUE NO NECESARIAMENTE EL RETIRO DE LA PARTICIPACIÓN DE INVESTIGADORES Y TÉCNICOS



colectivo. Dentro de una concepción de la educación ambiental que involucra la reconstrucción de las redes de relaciones entre personas, sociedad y ambiente (Sauvé, 1999), las intervenciones que promueven la conservación de ecosistemas, el aprovechamiento sustentable de los bienes y servicios ecosistémicos, así como aquéllas que intentan la restauración ecológica, no pueden dejar de constituirse en oportunidades para la construcción y reconstrucción de relaciones más armónicas entre las sociedades y la naturaleza. Un aspecto importante cuando se trabaja en el ámbito de la educación ambiental rural, como lo señala Reyes (2003), es que los agentes externos, en este caso el equipo técnico, estimulen la construcción de un lenguaje común que facilite el desarrollo de las distintas acciones a realizar. Se deben promover, además, procesos que permitan a los actores adquirir conocimientos y habilidades útiles para el manejo a mediano y largo plazos de los ecosistemas restaurados, a la vez que ofrezcan experiencia que ayuden al fortalecimiento de las capacidades de autodeterminación de los actores locales (Reyes, 1997). Finalmente, es necesario tener en cuenta que la intención última de las intervenciones sociales es el retiro de los agentes externos cuando se han cumplido los objetivos planteados. Para el caso de proyectos de restauración que se llevan a cabo en conjunto con actores locales tales como productores rurales, es necesario identificar el momento en que el ecosistema bajo restauración posee ya las capacidades para su auto-regulación y puede seguir su curso evolutivo. En relación con los actores, es necesario determinar cuándo estos ya se han apropiado del proyecto de restauración y cuándo ya han adquirido las herramientas necesarias para conducir un manejo del ecosistema que le permita su mantenimiento a largo plazo. Dentro de estas capacidades es quizás importante que los actores puedan ser capaces de buscar la información y la asesoría técnica necesarias cuando se enfrenten a situaciones difíciles de manejo, es decir, que puedan llevar a cabo estrategias de manejo adaptativo de ecosistemas.

Consideraciones finales

El manejo de ecosistemas, y en particular la restauración, deben entenderse como procesos de toma de

decisiones que, a la vez que permitan la satisfacción de las necesidades de las sociedades humanas, sirven también al mantenimiento de las funciones de los ecosistemas a largo plazo. Las intervenciones de tipo técnico, consecuentemente, deben formularse con base en el más sólido conocimiento ecológico. La necesidad de considerar las perspectivas de los actores interesados o afectados por los proyectos de restauración, se reconoce también como una cuestión sustancial en este tipo de proyectos. Llevar a cabo intervenciones comunicativas que faciliten el trabajo con y por medio de las personas debe, utilizar los más sólidos conocimientos generados en los campos de la sociología rural, la comunicación, la educación ambiental y el actual extensionismo, así como de las experiencias de trabajo participativo llevadas a cabo exitosamente en distintos sitios del país y de la región Latinoamericana.

Bibliografía

- Adams, W.A. D. Brockington, J. Dyson y B. Vira. 2003. Managing tragedies: understanding conflict over common pool resources. *Science* 302: 1915-1916.
- Alcorn, J.B. y V.M. Toledo. 1998. Resilient resource management in Mexico's forest ecosystems: the contribution of property rights. En: F. Berkes y C. Folke C. (eds.). *Linking social and ecological systems. Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 216-249.
- Altieri, M.A. y O. Masera. 1993. Sustainable rural development in Latin America: building from the bottom up. *Ecological Economics* 7: 93-121.
- Blauert, J. y S. Zadek. 1999. Introducción. En: Blauert, J. y S. Zadek (eds.). *Mediación para la sustentabilidad*. Plaza y Valdez Editores/The British Council/IDS Sussex/CIESAS, México D.F. 1-22.
- Castillo, A. 2000. Ecological Information System: analyzing the communication and utilization of scientific information in Mexico. *Environmental Management* 25: 383-392.
- . 2001. Comunicación para el manejo de ecosistemas. *Tópicos en Educación Ambiental* 3: 41-54.
- Chambers, R., A. Pacey y L.A. Thrupp (eds.). 1993. *Farmer first. Farmer innovation and agricultural research*. Intermediate Technology Publications, Londres.

- Daily, G.C. (ed). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- Freire, P. 1973. *¿Extensión o comunicación? La concientización en el medio rural*. Siglo XXI Editores, México.
- GEA (Grupo de Estudios Ambientales A.C.). 1993. *El proceso de evaluación rural participativa: una propuesta metodológica*. Programa de Manejo Participativo de Recursos Naturales. Cuaderno No. 1. GEA, México.
- Gobster, P.H. y R.B. Hull. 2000. *Restoring nature. Perspectives from the social sciences and humanities*. Island Press, Washington D.C.
- Graf, S., E. Santana, E. Jardel y B.F. Benz. 1995. La Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán: un balance de ocho años de gestión. *Revista de la Universidad de Guadalajara* (marzo-abril): 55-61.
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8: 27-38.
- Holling, C.S. (ed.). 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Wiley, Londres.
- Jordan III, W.R. 2000. Restoration, community and wilderness. En: Gobster, P.H. y R.B.Hull. *Restoring nature. Perspectives from the social sciences and humanities*. Island Press, Washington D.C. Pp. 21-36.
- Lazos, E. y L. Paré. 2000. *Miradas indígenas sobre una naturaleza "enristecida": percepciones del deterioro ambiental entre nahuas del sur de Veracruz*. UNAM, Plaza Valdés Editores, México.
- Long, N. 1992. Introduction. En: Long, N. y A. Long. *Battlefields of knowledge. The interlocking of theory and practice in social research and development*. Routledge, Londres.
- . 1998. Cambio rural, neoliberalismo y mercantilización: el valor social desde una perspectiva centrada en el actor. En: Zendejas, S. y P. De Vries (eds.). *Las disputas por el México rural*. El Colegio de Michoacán, Zamora, Michoacán. Pp. 45-71.
- . 1999. The multiple optic of interfase analysis. UNESCO background paper (www.utexas.edu).
- Maass, M. 2003. Principios generales sobre manejo de ecosistemas. En: Sánchez, O, E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, México. Pp. 117-135.
- Paré, L. y E. Velázquez. 1997. *Gestión de recursos naturales y opciones agroecológicas para la Sierra de Santa Martha, Veracruz*. Instituto de Investigaciones Sociales UNAM, México.
- Pretty, J.N. y M.P. Pimbert. 1995. Beyond conservation ideology and the wilderness myth. *Natural Resources Forum* 19: 5-14.
- Reyes, J. (en prensa). La participación social en la investigación de problemas ambientales. En: Oyama, K. y Castillo (eds.). *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: Perspectivas desde la investigación científica*. UNAM, Siglo XXI Editores, México.
- Reyes, J. 1997. La educación ambiental en el medio rural. En: CESE (Centro de Estudios Sociales y Ecológicos A.C.) *Contribuciones educativas para sociedades sustentables*. CESE, Pátzcuaro.
- Reyes, J. 2003. Educación ambiental y extensión del conocimiento en apoyo a la conservación de los ecosistemas templados de montaña en México. En: Sánchez, O, E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis. *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, México. Pp. 281-299.
- Robertson, M., P. Nichols, P. Horwitz, K. Bradby y D. MacKintosh. 2000. Environmental narratives and the need for multiple perspectives to restore degraded landscapes in Australia. *Ecosystem Health* 6(2): 119-133.
- Röling, N. 1990. *Extension science information systems in agricultural development*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sauvé, L. 1999. La educación ambiental entre la modernidad y la posmodernidad: en busca de un marco de referencia educativo integrador. *Tópicos en Educación Ambiental* 1: 7-25.
- Scoones, I. y J. Thompson (eds.). 1994. *Beyond farmer first. Rural people's knowledge, agricultural research and extension practice*. Intermediate Technology Publications, Londres.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2002. The SER Primer on Ecological Restoration. (www.ser.org).
- SERI (Society for Restoration Ecology International) y UICN (The World Conservation Union). 2004. SERI and IUCN's Global Rationale for Ecological Restoration (www.ser.org).
- Toledo, V.M. 2004. La ecología rural. *Ciencia y Desarrollo* 30: 36-43.
- Van den Ban, A.W. 1996. *Agricultural extension*. Blackwell Science, Oxford.

- Waltner-Toews, D. J.J. Kay, C. Neudoerffer y T. Gitau. 2003. Perspective changes everything: managing ecosystems from the inside out. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 23-30.
- Warman, A. 2001. *El campo mexicano en el siglo XX*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Winterhalder, K., A.F. Clewell, y J. Aronson. 2004. Values and science in ecological restoration – a response to Davis and Slobodkin. *Restoration Ecology* 12: 4-7.

Segunda parte

El uso de los recursos bióticos y la restauración

La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos

Diego R. Pérez Salicrup*

Introducción

El manejo forestal es una actividad productiva que incuestionablemente reduce la integridad de los ecosistemas con respecto de aquellos en los que solamente actúan procesos ecológicos y evolutivos (Bawa y Seidler, 1998; Struhsaker, 1998; Hartshorn y Bynum, 1999). Sin embargo, no implica la conversión del uso del suelo a ecosistemas claramente producidos por la actividad humana, como son las áreas dedicadas a la agricultura, ganadería, o uso urbano (Putz *et al.*, 2000). Como consecuencia, el manejo forestal conserva más biodiversidad y servicios ecosistémicos que prácticamente cualquier otra actividad productiva.

En México, la historia del manejo forestal no ha sido muy alentadora. A pesar de que ha existido legislación en la materia desde prácticamente el inicio del siglo XX, esta actividad siempre estuvo supeditada a la producción agrícola y ganadera (Merino, 2001; Klooster, 2003; Cedeño y Pérez Salicrup, este volumen). Como consecuencia, su aporte nunca ha pasado del 2% del producto interno bruto (INEGI,

2000; CONAFOR, 2003). Lo que es más alarmante desde el punto de vista biológico, es que en México se pierden anualmente entre 189,000 y 501,000 ha de bosques tropicales y entre 127,000 y 167,000 ha de bosques templados (Masera *et al.*, 1997) sin que ocurra ningún esfuerzo por llevar a cabo un manejo forestal. A pesar de que nuestro país se ubica en el décimo primer lugar mundial en términos de superficie forestal, ocupa tan solo el sitio 26 en cuanto a producción. En el año 2000, ésta tan solo satisfizo 58% de la demanda de productos forestales nacionales, por lo que fue necesario importar el 42% restante, generando un déficit de 5,700 millones de dólares, 48% del déficit de la balanza comercial de México (CONAFOR, 2003). Paradójicamente, dadas las características de biodiversidad, control gubernamental sobre los cambios del uso del suelo, y presión social sobre los recursos naturales que prevalecen en México, el manejo de recursos forestales podría convertirse en una muy buena opción productiva que, al mismo tiempo, permitiría mantener una alta integridad ecológica.

La restauración ecológica, junto con la conservación y el aprovechamiento, son actividades humanas que se desprenden del marco teórico del manejo de ecosistemas (Christensen *et al.*, 1996). A pesar de que el siglo XX se caracterizó por un mal manejo forestal, en México es factible restaurar zonas antaño cubiertas por vege-

* Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM.
Correo-e: diego@oikos.unam.mx.

tación natural. Sin embargo, antes de sugerir prácticas concretas de restauración, es pertinente aclarar y definir conceptos. Para ello resumiré algunos aspectos fundamentales del manejo de ecosistemas como un marco teórico, haciendo especial hincapié en lo que respecta a restauración. Posteriormente, definiré manejo forestal, para poder precisar qué es la restauración dentro de ese contexto. A continuación, hablaré de algunos de los factores que han limitado las prácticas de restauración en el contexto del manejo forestal en México, y concluiré señalando algunas de las necesidades de investigación que se requieren para poder restaurar algunos de los ecosistemas que han sido severamente dañados o modificados en nuestro país.

El manejo de ecosistemas

En 1996 una comisión de investigadores de primera línea de la Sociedad Ecológica de América presentó un reporte sobre las bases científicas del manejo de ecosistemas (Christensen *et al.*, 1996). En él se destaca que los humanos somos parte de los ecosistemas, y que estos son la escala de organización ecológica adecuada para el manejo, que debe de incluir, entre otras cosas, a la sustentabilidad y el establecimiento de metas concretas. Además, señala que el manejo adaptativo es la forma adecuada de trabajar hacia el manejo de ecosistemas, y que éste requiere de la interacción de los investigadores con la sociedad en general y con los tomadores de decisiones en particular (Christensen *et al.*, 1996). Muchos de los elementos anteriores son fundamentales cuando son aplicados al manejo forestal, particularmente al referirnos al aprovechamiento o extracción de recursos bióticos.

Incorporar a los humanos como parte de los ecosistemas nos obliga a aceptar dos consecuencias. Primero, señala la necesidad de un abordaje interdisciplinario, tanto en la investigación como en la gestión, para alcanzar niveles cada vez más altos de sustentabilidad en el manejo (Maser *et al.*, 1999). Segundo, nos recuerda que los humanos siempre hemos interactuado y aprovechado los recursos que provienen de los ecosistemas naturales, y que no existen hoy ecosistemas que no hayan sufrido alteraciones ocasionadas por actividades humanas (Chazdon, 1998). Como producto de lo anterior, es indispen-

sable incorporar tanto a las actividades como a las aspiraciones de las sociedades que interactúan con los ecosistemas naturales para poder hacer evaluaciones sobre su manejo y para plantear metas concretas de manejo a futuro. Para el caso de la restauración en México, esto quiere decir que las metas que se fijan en programas de restauración deben de incorporar los intereses de la sociedad en general, pero lo más importante, es que consideren los de los actores que directamente ejercen actividades en los ecosistemas naturales que se pretenden restaurar.

Señalar al ecosistema como el nivel de organización adecuada para plantear el manejo es muy importante. En ecología se han definido diferentes escalas de organización, relevantes para entender los procesos que generan la distribución y abundancia de las especies sobre la biosfera (Begon *et al.*, 1986). Los organismos, las poblaciones y las comunidades son tres escalas de organización generalmente reconocidas en dicha ciencia. Sin embargo, el reconocimiento del ecosistema como un nivel de organización no ha sido siempre aceptado sin debate (por ejemplo, ver Bazzaz, 1996). El ecosistema consiste de todos los organismos y las fuentes abióticas con las que ellos interactúan (Chapin III *et al.*, 2002). Al reconocer que es el ecosistema la unidad de manejo se elimina el enfoque poblacional, que fue el prevaleciente hasta hace unos años (véase por ejemplo, Hartwick y Olewiler, 1986). Bajo un enfoque poblacional, el manejo estaría orientado a asegurarnos que siempre habrá individuos de la especie que es objeto de explotación. Este enfoque ha demostrado ser inadecuado, ya que en muchas ocasiones, al tratar de aumentar el tamaño de la especie aprovechada modificamos tanto al ecosistema, que podríamos tener efectos secundarios negativos, que potencialmente reducirían el tamaño poblacional de la especie de interés. Además, el soslayar todos los beneficios y servicios ambientales que son provistos por los ecosistemas en aras de aprovechar solo una o algunas especies, generalmente da como resultado en costos ambientales que exceden los beneficios potenciales de la explotación de una especie (Costanza, 1991; Kohm y Franklin, 1997).

Bajo un enfoque ecosistémico, el manejo de un recurso debe ocurrir sin ignorar las consecuencias que su aprovechamiento puede generar en el ecosistema.

Más aún, se busca no reducir el aprovechamiento a una especie sino manejar el ecosistema de forma integral, valorando todos los posibles beneficios y servicios que el ecosistema puede aportar (Christensen *et al.*, 1996).

El manejo adaptativo es quizás uno de los aportes más importantes que se incorporan en el manejo de ecosistemas y consiste en ir mejorando las prácticas de manejo conforme mejoramos nuestro conocimiento del ecosistema a manejar. Para ello, el manejo adaptativo requiere que se haga investigación sobre el ecosistema para diseñar las acciones y metas que se esperan del manejo. Una vez llevadas a cabo las acciones, se debe evaluar nuevamente, por medio de investigación, si se alcanzaron o no las metas. Una vez hecha esta evaluación, se decide si es necesario plantear nuevas metas o nuevas acciones, o si se alcanzaron las metas deseadas por medio de las acciones planteadas, con lo que comenzaría nuevamente el ciclo. Es decir, las metas y las acciones se van adaptando conforme nuestro conocimiento del ecosistema a manejar mejora (figura 1). Métodos de evaluación de la sustentabilidad, como el MESMIS (Maser *et al.*, 1999) se basan precisamente en un esquema de manejo adaptativo. En el caso concreto de la restauración en México, es triste ver los pobres resultados de programas de reforestación llevados a cabo durante más de 50 años, sin que haya habido un verdadero planteamiento de evaluar por qué esos métodos no funcionan (Madrigal y Trujillo, 2001; Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros, 2004, pero véase PRONARE, 2000).

El manejo forestal

De acuerdo con la intensidad de la actividad humana, o de la integridad de los procesos ecológicos y evolutivos que se dan en los distintos ecosistemas, uno puede esperar distintos elementos de manejo, y también diferentes beneficios (Christensen *et al.*, 1996). El manejo forestal incorpora las prácticas de conservación, aprovechamiento y restauración de ecosistemas naturales o tipos de vegetación originales, de los cuales se extraen productos, servicios o beneficios ecosistémicos. Lo que distingue a zonas bajo manejo forestal de aquéllas con mayor intensidad de actividad humana, como las zonas agrícolas, ganaderas, urbanas o industriales, es que no se requiere cambiar

FIGURA 1. REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL MANEJO ADAPTATIVO EN FORMA DE ESPIRAL. LAS LETRAS EN NEGRITAS Y LAS FLECHAS EN GRIS CORRESPONDEN AL PROCESO COMPLETO AL TIEMPO 1. LAS LETRAS EN *ITALICAS* Y LAS FLECHAS PUNTEADAS CORRESPONDEN AL TIEMPO 2

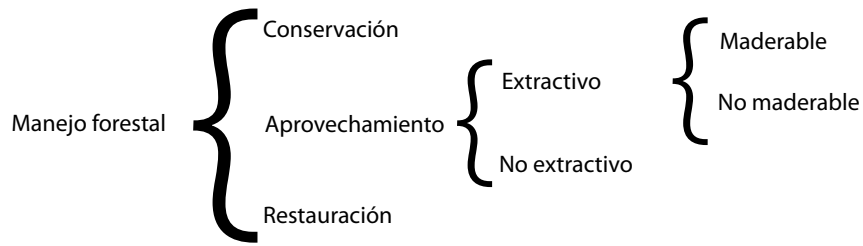


la cobertura del suelo, ni modificar drásticamente la cobertura vegetal original. Lo que distingue a zonas bajo manejo forestal de zonas con completa integridad de procesos ecológicos y evolutivos, como deberían de serlo las áreas naturales protegidas, es que la estructura y composición de la vegetación se ven alteradas por el aprovechamiento de recursos.

Es muy importante distinguir entre manejo y explotación forestal. Como hemos visto antes, la palabra manejo, bajo el concepto de manejo de ecosistemas, involucra la gestión integral y a largo plazo de los ecosistemas, lo que conlleva a la necesidad de un manejo sustentable. En cambio, la palabra explotación implica el aprovechamiento de los recursos hasta que éstos se consumen, lo que también se le ha llamado explotación de tipo minero (Hartwick y Olewiler, 1986).

El concepto de manejo forestal generalmente se ha reducido al aprovechamiento, en términos de las acciones que se pueden desarrollar, y a bosques templados, en términos de los ecosistemas que pueden ser manejados desde el punto de vista forestal (Challenger, 1998; Caballero, 2000). Este reduccionismo ha sido parcialmente responsable de la disminución en la integridad y extensión de los recursos forestales de México, tal y como ocurrió con la transformación de

FIGURA 2. DIAGRAMA DE LAS ACCIONES QUE SE INCLUYEN EN EL MANEJO FORESTAL



las selvas tropicales a zonas agrícolas entre las décadas de 1970 y 1990 (Challenger, 1998).

El manejo no debe limitarse solo al aprovechamiento, y mucho menos al aprovechamiento de productos maderables (figura 2). Dependiendo de la integridad del ecosistema, es factible manejar con fines de conservación, de aprovechamiento no extractivo (por ejemplo, manteniendo los servicios ecosistémicos), de aprovechamiento extractivo de productos maderables y/o no maderables, y de restauración. El manejo forestal encaminado a la conservación se debe dar en ecosistemas poco alterados, con el fin de que los procesos ecológicos y evolutivos sigan su curso, tal y como debería de ocurrir en las zonas núcleo de las reservas de la biosfera bajo la legislación actual. El aprovechamiento forestal no extractivo se debe dar en ecosistemas razonablemente bien conservados y que pueden proveer de bienes y servicios ecosistémicos, o bien que pueden ser utilizados para el esparcimiento y disfrute de la sociedad, tal y como debería de ocurrir con los parques nacionales (Vargas-Márquez, 1984). El manejo forestal enfocado al aprovechamiento de productos forestales maderables o no maderables debe darse en ecosistemas con razonable integridad ecosistémica, y en donde exista algún producto que puede ser extraído para su posterior venta. Es importante recalcar que el manejo forestal centrado en el aprovechamiento no puede reducirse a un solo producto, sino que debe planificarse con base en todo el ecosistema, de forma integral. Finalmente, cuando han existido perturbaciones, ya sean naturales o causadas por la actividad humana, que hayan reducido drásticamente la integridad de un ecosistema, o lo hayan modificado del todo, la única opción de manejo forestal es la restauración.

El manejo forestal no debe limitarse ni reducirse a bosques templados. En México, contamos con al menos diez tipos distintos de vegetación, que corresponderían a una decena de diferentes ecosistemas naturales (Rzedowski, 1988). Todos ellos pueden ser manejados desde el punto de vista forestal, es decir, en todos se pueden llevar a cabo actividades de conservación, aprovechamiento y restauración. Mientras las actividades de manejo no impliquen cambios de la cobertura original de la vegetación, éstas pueden considerarse como manejo forestal.

La restauración en el manejo forestal

Las actividades relacionadas con el manejo forestal siempre tendrán un efecto sobre la integridad de los ecosistemas, aunque no los alteren drásticamente. Por ejemplo, los bosques tropicales bajo manejo forestal en Borneo, en el sureste asiático, no mostraron cambios drásticos en su biodiversidad con relación a los bosques maduros no manejados (Cannon *et al.*, 1998). Sin embargo, como consecuencia del manejo forestal en la misma región, aumentó la cantidad de materia orgánica en descomposición en el suelo, lo que generó un aumento de combustibles (Hartshorn y Bynumm, 1999). Durante el año de 1997, debido al fenómeno de El Niño, los bosques bajo manejo fueron más susceptibles a incendios forestales que los bosques maduros sin manejo (Hartshorn y Bynumm 1999).

Ejemplos como el anterior nos sugieren la siguiente pregunta: considerando que toda actividad relacionada con el manejo forestal tendrá un impacto sobre los ecosistemas, ¿hay que hacer siempre tareas de restauración? La respuesta es no, pero para responderla, antes es necesario definir qué es restauración.

La Sociedad de Restauración Ecológica definió a la restauración como “el proceso de alterar intencionalmente un sitio para establecer un ecosistema definido, indígena e histórico. La meta de este proceso es emular la estructura, función, diversidad y dinámica del ecosistema específico” (Society of Ecological Restoration, 1991, en Primack, 2002). Hay varios elementos importantes que resaltar en esta definición. Por principio de cuentas, nuevamente aparece el ecosistema como la unidad de trabajo. Esto se debe a que al hacerlo, estaremos restaurando también sus componentes. En segundo término, y al igual que en el manejo de ecosistemas, se habla de establecer intencionalmente un ecosistema definido, lo que implica que antes de emprender cualquier esfuerzo de restauración, se deben de plantear metas precisas y cuantificables. Finalmente, de manera implícita, se habla de los elementos de perturbación. Al hablar de un ecosistema histórico, se plantea intentar regenerar al ecosistema que existía antes de que éste desapareciera como consecuencia de perturbaciones. Sin embargo, este último punto ha causado fuerte debate entre los especialistas en restauración. ¿Es realista pensar que siempre podremos volver un ecosistema a su estado original?

Las perturbaciones que reciben los ecosistemas pueden ser naturales o generadas por las actividades humanas. Los ecosistemas pueden responder a las alteraciones restableciendo la vegetación original por mecanismos y procesos conocidos en general como regeneración o sucesión. Una propiedad de los ecosistemas es su resiliencia, que es la capacidad de regenerarse luego de recibir una perturbación. Sin embargo, hay perturbaciones naturales o humanas que simplemente transforman completamente al ecosistema, por lo que este no puede reestablecerse. En estos casos hablamos de que las perturbaciones modificaron al ecosistema más allá de su capacidad de regeneración, o que rebasaron su resiliencia, y es entonces cuando se presenta la necesidad de restauración.

Primack (2002), basándose en el esquema propuesto por Bradshaw (1990), habla de cuatro cursos de acción potenciales ante un ecosistema que ha sido modificado más allá de su capacidad de reestablecerse. Primero, cuando es irreal plantear acciones de restauración, ya sea por variables ecológicas o sociales, Primack sugiere como alternativa no desarrollar

ninguna acción. Segundo, cuando un ecosistema ha sido modificado drásticamente y es muy costoso o biológicamente irreal suponer una restauración del ecosistema nativo, ante lo que se propone crear un ecosistema que proporcione más servicios ecosistémicos o cause menos daños. A esto se le llama rehabilitación. Tercero, cuando es posible restaurar solo algunos elementos del ecosistema original, proceso denominado restauración parcial. Finalmente, cuando se tiene un conocimiento suficiente del ecosistema a restaurar, y es factible hacerlo, se plantea la restauración total (Primack, 2002).

Para alcanzar metas precisas de restauración, se han planteado pasos concretos de acción. En primer término, es necesario identificar los procesos y componentes que generan la degradación del ecosistema original (línea base). Como segundo paso, se deben generar métodos capaces de detener o inhibir dichos procesos. Como tercer paso, se deben determinar metas realistas para reestablecer a las especies y a las funciones del ecosistema que se pretende arreglar. Para ello, es fundamental definir parámetros concretos y observables de éxito. Una vez alcanzado este punto, se recomienda desarrollar técnicas prácticas para implementar las metas establecidas en el tercer paso, y finalmente, cuando estas técnicas demuestran ser efectivas, se deben documentar y comunicar a la sociedad (Hobbs y Norton, 1996). Si bien todos estos pasos son esenciales, el primero de ellos es primordial. Muchas veces los ecosistemas se degradan no por un solo agente de perturbación, sino por la acción sinérgica de varios. Además, un mismo ecosistema puede caer en diferentes umbrales de perturbación, y las acciones encaminadas a revertir los procesos que generan la perturbación deben ser consecuentes con dichos umbrales (Hobbs y Norton, 1996).

Con los elementos expuestos anteriormente, ahora podemos responder nuevamente a la pregunta planteada al inicio de esta sección. No todas las perturbaciones ocasionadas por el manejo forestal requieren de un esfuerzo de restauración. Solo se requiere restaurar un ecosistema cuando, a causa de un mal manejo, el ecosistema ha sido alterado más allá de su capacidad de regeneración, o dicho de otra manera, más allá de la resiliencia máxima del ecosistema. Cuando un ecosistema ha sido extremadamente perturbado es

posible que no lo podamos restaurar, pero al menos si lo podemos rehabilitar (*sensu* Primack, 2002). Para ello, hay que definir metas concretas y establecer cuales son los servicios, funciones ecosistémicas o componentes de la comunidad de especies que más nos interesa rehabilitar.

Las limitaciones a la restauración en el contexto del manejo forestal en México

Aunque hay ejemplos decorosos, en general las prácticas de restauración en el contexto del manejo forestal en México no han sido exitosas. Por ejemplo, en la cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán, se han hecho esfuerzos de restauración desde principios del siglo XX, con resultados que distan mucho de ser alentadores (Madrigal y Trujillo, 2001). En un estudio reciente se estimó que la sobrevivencia dentro del primer año de plántulas sembradas en el estado de Michoacán con fines de restauración solo alcanzó 37.8% (SEMARNAP, 2000). Y eso no considera la mortalidad de los años subsiguientes. Incuestionablemente, hay una larga lista de aspectos prácticos que influyen para que los esfuerzos de restauración generen tan pobres resultados. Desmenuzarla sería objeto de un trabajo mucho más extenso (véase, por ejemplo, Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros, 2004). En esta sección señalaré únicamente los principales aspectos conceptuales que limitan los éxitos de restauración en México.

La restauración aparece como concepto desde la primera ley forestal (Cedeño y Pérez-Salicrup, este volumen). Sin embargo, la definición que se le da difiere mucho de la discutida en los párrafos anteriores. En la legislación mexicana, y en las prácticas de manejo ejecutadas por la política pública, se confunden los términos plantación, reforestación y restauración como si fueran sinónimos, cuando en realidad no lo son. Más aún, los esfuerzos de restauración no se centran en el ecosistema, sino que tienen un enfoque netamente poblacional. Finalmente, hasta hace poco no existían en México criterios que permitieran evaluar el éxito de los esfuerzos de restauración.

Reforestación consiste en establecer árboles, y al tener el prefijo “re”, se supone que deben ser árboles de las mismas especies a los que existían antes de que fuera necesario dicha acción. Como vemos, estos

términos no son sinónimos. Es posible restaurar ecosistemas en los que la forma dominante de crecimiento vegetal no es la arbórea, por lo que sería ridículo hablar de reforestación. Más aún, en muchos escenarios de restauración es conveniente primero regenerar a las plantas del sotobosque (arbustos y herbáceas) para mitigar la erosión, y posteriormente intentar incorporar a los árboles (Lindig-Cisneros, comunicación personal).

Plantación es el acto de plantar, es decir, propagar plantas poniéndolas en la tierra para que arraiguen. En términos forestales, las plantaciones nuevamente se refieren a árboles, solo que en este caso no son necesariamente de las mismas especies de las que existían en el ecosistema previo al disturbio. El incorporar especies exóticas a un ecosistema, puede ser, en sí misma, una perturbación más. Por ejemplo, hoy en día los eucaliptos plantados en diferentes partes de México impiden el reestablecimiento de bosques naturales (Espinosa-García, 1996). Por ello, es claro que plantar no es lo mismo que restaurar. A pesar de que es posible restaurar la vegetación original de ecosistemas por medio de plantaciones, incluso de especies exóticas (Lugo 1992, 1997; Parrotta *et al.*, 1997; Pérez-Salicrup *et al.*, en revisión), es fundamental comprender que los objetivos y alcances de una plantación, una reforestación y un esfuerzo de restauración no son necesariamente iguales ni compatibles. Por ello, es fundamental que tanto en la legislación, como en las políticas públicas relacionadas con el manejo forestal, se incorpore el concepto de restauración como fue presentado en este texto, y distinguirlo de las plantaciones y las reforestaciones.

Las plantaciones y reforestaciones han sido promovidas en México, esencialmente como una consecuencia de una visión reduccionista del manejo. Lejos de hacer manejo forestal teniendo al ecosistema como unidad de manejo, en la legislación mexicana, incluyendo la nueva ley forestal, la restauración de los recursos forestales tiene un enfoque completamente poblacional. Se supone que el aprovechamiento tendrá como consecuencia una reducción en la densidad de los organismos a ser extraídos, y que consecuentemente estos pueden ser reemplazados artificialmente para compensar su abundancia. Por supuesto, ignorando que las especies manejadas no existen aisladas de su ecosistema.

Finalmente, aunque la legislación marca claramente la necesidad de restaurar, no proporciona criterios mínimos aceptables para poder evaluar el éxito de una acción de restauración. Esto es fundamental, pues como ya se discutió, no es posible restaurar, ni manejar ecosistemas, sin antes fijarnos una meta concreta. Como ejemplo, el PRONARE publicó un manual con criterios para evaluar el éxito de reforestaciones, pero en el mismo no se establecen cuáles deben de ser las metas a alcanzar en términos de sobrevivencia y crecimiento de las plántulas (PRONARE, 2000).

Conclusiones

El éxito de los programas de restauración en México no depende únicamente de la incorporación de tecnologías o prácticas concretas, según el escenario a restaurar. Es fundamental modificar el marco teórico en el que se plantean la restauración y el manejo forestal, incorporando los conceptos de manejo de ecosistemas. Para ello, un paso imprescindible es incorporar a la investigación en todos los procesos relacionados con la restauración. Hoy en día, hay muchos ecosistemas para los que no tenemos el suficiente entendimiento ecológico como para pretender restaurarlos. Por ello, es fundamental que investigadores y gestores planifiquen tareas conjuntas encaminadas a proveer información básica que permita plantear estrategias y metas concretas de restauración.

Agradecimientos

Le agradezco a Óscar Sánchez la invitación para participar en el diplomado en restauración ecológica, y a los editores de este volumen por sus correcciones, que incuestionablemente mejoraron la calidad del manuscrito. Muchos de los conceptos y datos que se presentan aquí son resultado del trabajo y discusión con mis estudiantes Ana Alice Aguiar Eleuterio, Heidi Cedeño Gilardi, Angélica Murillo, Cristina Berenice Peñaloza Guerrero, Erika del Carmen Pérez, Sonia Ramos Guardían y Yunuhé Zacarías Eslava. El programa UC-MEXUS-CONACYT, el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica de la UNAM (proyecto IN227802-03), y el Centro de

Investigaciones en Ecosistemas de la UNAM aportaron fondos a partir de los cuales se han investigado los conceptos aquí vertidos.

Bibliografía

- Bawa, K. S. y R. Seidler. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12: 46-55.
- Bazzaz, F.A. 1996. *Plants in their changing environments: linking physiological, population and community ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 320 pp.
- Begon, M., J.L. Harper y C.R. Townsend. 1986. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell. Oxford. 876 pP.
- Bradshaw, A.D. 1990. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En: W.R. Jordan III, M.E. Gilpin y J.D. Aber (eds.) *Restoration Ecology: a Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 53-74.
- Caballero E., M. 2000. *La actividad forestal en México*. Tomos I y II. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Cannon, C.H., D.R. Peart y M. Leighton. 1998. Tree species diversity in commercially logged Bornean Rainforests. *Science* 281: 1,366-1,368.
- Comisión Nacional Forestal. 2003. Taller regional de captación de demandas de capacitación e investigación y desarrollo forestal. CNF, México.
- Costanza, R. (ed.) 1991. *Ecological Economics: The science and management of sustainability*. Columbia University Press, Nueva York. 525 pp.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre. México. 847 p.
- Chapin III, S.F., P.A. Matson y H.A. Mooney. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, Nueva York. 436 pp.
- Chazdon, R.L. 1998. Tropical forests – log'em or leave 'em? *Science* 281: 1295-1296.
- Christensen, N.L. A. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M. Turner y R.G. Woodmansee. 1996. The report of the ecological society

- of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- Espinosa-García, F.J. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus L'Herit*. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58: 55-74.
- Hartshorn, G. y N. Bynum. 1999. Tropical Forest Synergies. *Science* 286: 2,093-2,094.
- Hartwick, J.M. y N.D. Olewiler. 1986. *The economics of natural resource use*. Harper and Collins, Nueva York. 530 Pp.
- Hobbs, R. J. y D.A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.
- Instituto Nacional de Geografía e Informática. 2000. *Censos Económicos*. INEGI, México.
- Klooster, D. 2003. Campesinos and Mexican forest policy during the twentieth century. *Latin American Research Review* 38(2): 94-126.
- Kohm, K.A. y J. F. Franklin. 1997. *Creating a forestry for the 21st Century*. Island Press. Washington D.C. EE.UU. 475 pp.
- Lugo, A.E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological monographs* 62:1-41.
- . 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with monoculture. *Forestry Ecology and Management* 99: 9-19.
- Madrigal, S.X. y G.M.P Trujillo. 2001. Algunas consideraciones para la planeación de plantaciones en la cuenca de Cuitzeo, Mich. México. *Ciencia Nicolaita* 27: 45-61.
- Masera, O., M. Astier y S. López-Ridaura. 1999. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales, el marco de evaluación MESMIS. Multiprensa/GIRA/Instituto de Ecología, UNAM. 109 pp.
- Masera, O., M. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic change* 35: 265-295.
- Merino, L. 2001. Las políticas forestales y de conservación y sus impactos sobre las comunidades forestales. *Estudios Agrarios* 18: 75-115.
- Parrotta, J.A, J.W. Turnbull y N. Jones. 1997. Catalizing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* 99: 1-7.
- Pérez-Salicrup, D.R., C.B. Peñaloza-Guerrero y A.A. Aguiar-Eleutério. En revisión. Regeneration of *Styrax argenteus* in natural forest and *Cupressus lindleyi* plantations in Michoacan, Mexico. *New Forests*.
- Primack, R. *Essential of Conservation Biology*. Sinauer Press. Sunderland, MA. 699 pp.
- Programa Nacional de Reforestación. 2000. *Manual: Metodología para la evaluación técnica de la reforestación*. México. 97 pp.
- Putz, F. E., K.H. Redford, J.G. Robinson, R. Fimbel y G.M. Blate. 2000. *Biodiversity Conservation in the Context of tropical forest management*. World Bank Overlays Program. 71 pp.
- Rzedowsky, J. 1988. *Vegetación de México*. Editorial LIMUSA, México. 432 pp.
- Sánchez-Romero, C. y R. Lindig-Cisneros. 2004. Evaluación y propuestas para el programa de reforestación en Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* 37: 107-122.
- Struhsaker, T.T. 1998. A biologist's perspective on the role of sustainable harvest in conservation. *Conservation Biology* 12: 930-932.
- Vargas Márquez, F. 1984. *Parques nacionales de México y reservas equivalentes. Pasado, presente y futuro*. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.

La legislación forestal y su efecto en la restauración en México

Heidi Cedeño Gilardi* y Diego R. Pérez Salicrup*

Introducción

El manejo de ecosistemas contempla la integración de la investigación en las decisiones de manejo (Christensen *et al.*, 1996). Dentro de ese marco se establece que, de acuerdo con la intensidad de la actividad humana y de la integridad del ecosistema a manejar, se pueden llevar a cabo actividades de conservación, aprovechamiento o restauración (Pérez-Salicrup, en este volumen). En escenarios donde las perturbaciones naturales o humanas han generado un cambio drástico en la cobertura del suelo de tal forma que se inhiba el proceso de regeneración, es necesario restaurar (Hobbs y Norton, 1996).

Las alteraciones ambientales producto de las actividades humanas se han dividido para su análisis en factores directos e indirectos (Merino 2001, 2004). Los primeros son las acciones humanas que se ejercen sobre los ecosistemas, como el cambio de uso del suelo, la explotación de los recursos forestales y los incendios inducidos. Los segundos son aquellas condiciones sociales que generan a los factores directos, tales

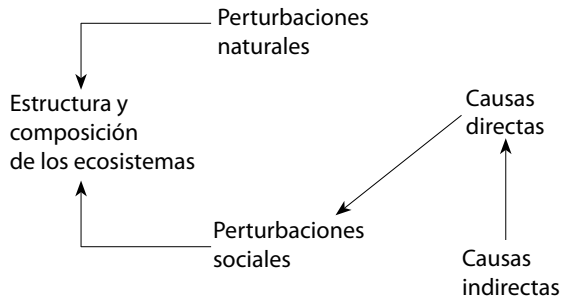
como el entorno macroeconómico, las condiciones demográficas, algunas políticas públicas, la cultura, o las fallas en los mercados para valorar los bienes y servicios ecosistémicos, por mencionar algunos (Merino 2001, 2004). Es importante destacar que las perturbaciones ecológicas producto de las actividades humanas pueden tener un efecto sinérgico con perturbaciones de índole natural (Hartshorn y Bynum, 1999; Toledo, 2004, figura 1).

La legislación es un factor indirecto de gran importancia para entender la trayectoria que han mostrado el manejo y el deterioro forestal. En México la centralización del poder en el gobierno federal ha producido que la regulación del sector forestal dependa fundamentalmente de la normatividad nacional. Por ello, la elaboración de normatividad a nivel estatal o municipal se ha visto impedida u opacada, dando como resultado una copia de la regulación nacional o normas con una influencia local muy limitada. Por ello, a continuación analizaremos el papel de la legislación forestal federal.

México es uno de los países que cuenta con mayor biodiversidad en el mundo (Challenger, 1998; CONAFOR, 2003; Castillo y Toledo, 2000), pero también es uno de los que registran mayores tasas de pérdida de superficie boscosa (Maser *et al.*, 1997). En el *Inventario Nacional Forestal* del año 2000 se reportó una tasa de deforestación de entre 370 mil y 1,500 millones de

* Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM.
Correos-e: heidi@oikos.unam.mx y diego@oikos.unam.mx.

FIGURA 1. ESQUEMA DE PERTURBACIONES NATURALES Y SOCIALES



hectáreas por año (entre 0.8 y 2% anual) (Velázquez *et al.*, 2001). Se estima que la superficie forestal (bosque templado) original del país ha disminuido o se ha deteriorado en al menos 50% (Velázquez *et al.*, 2001) y otro tanto ha ocurrido con 90% de la superficie original en selvas altas (Maser, 1998). Este proceso de pérdida o deterioro de los ecosistemas naturales ha respondido generalmente a la conjugación de distintos factores de índole social, entre los que podemos incluir a la regulación sectorial.

La legislación forestal es un instrumento de política (Fredriksson, 2004, citado en Nilson, 2004) en el que se plantean los parámetros del manejo forestal. Desde sus orígenes la legislación se diseñó y ha sido modificada con el objetivo de adecuarla para volverla más efectiva del manejo forestal, conforme a los parámetros de la época y acorde con el avance en la investigación científica. Por esto, resulta importante hacer un análisis de cuáles fueron los planteamientos de la ley y sus tendencias en el manejo forestal en distintos momentos de la historia nacional, remitiéndonos en concreto a lo relevante en términos de restauración.

En México, los términos “conservación”, “aprovechamiento” y “restauración” se han empleado desde la primera Ley Forestal en 1926. Sin embargo, su sentido y contexto ha cambiado considerablemente. En este capítulo se analizan las acciones que se desprenden de las leyes forestales de México en relación con la restauración. La primera Ley Forestal en México se elaboró en el año de 1926 y, en total, se han decretado seis legislaciones forestales más: 1926, 1942, 1947, 1960, 1986, 1992 y 2003. Además de la legislación forestal, otras políticas públicas relacionadas con el manejo

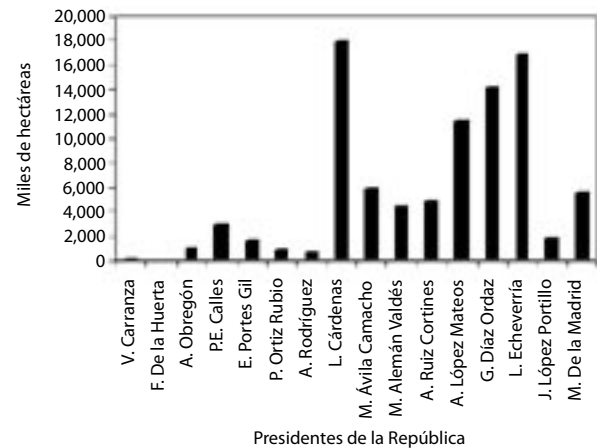
forestal en México fueron las agrarias (vinculadas con la tenencia de la tierra y su reparto), las agropecuarias (ligadas a la producción agrícola, la cría de ganado y los subsidios a ambos sectores) y, desde 1988, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (Banco Mundial, 1995; Challenger, 1998, Merino, comunicación personal).

Cronología de las leyes forestales federales (siglo XX y XXI), y políticas públicas relacionadas

De acuerdo con la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR 2003) y el Banco Mundial (1995) desde 1884, el gobierno federal mexicano ha decretado una legislación para el sector forestal. El objeto de esta primera normatividad era regular las actividades de aprovechamiento comercial de los bosques para asegurar sus rendimientos a largo plazo, dejando en manos del gobierno central el control de todas las etapas del proceso productivo (CONAFOR, 2003), a través de un estricto sistema de clasificación de tierras y reglamentos de uso (Banco Mundial 1995). Ni la CONAFOR (2003) ni el Banco Mundial (1995) mencionan los resultados o aplicaciones de esta legislación.

Para el año de 1909 se formuló lo que se pretendía que fuera la primera ley forestal del país, la cual no pudo aplicarse al nivel nacional debido a que la Cons-

FIGURA 2. EL REPARTO DE TIERRAS POR PERÍODO PRESIDENCIAL (1915-1988)



Fuente: Modificado de Challenger 1998.

titución de 1857 no facultaba al gobierno federal para intervenir en la regulación de los recursos naturales de los estados (Vargas Márquez, 1984). Durante el gobierno de Plutarco Elías Calles (1924-1928) se decretó la Ley Forestal de 1926 (D.O.F. 24 abril de 1926). Desde entonces se reconoció la importancia que tienen los bosques en el control de la erosión de suelos y en la protección de cuencas hidrológicas y la captación de agua, por lo que se dictaron medidas relacionadas con la conservación de macizos forestales (Treviño, 1945). A partir de la publicación de esta ley y de las posteriores (1942, 1947 y 1960) el objetivo de la legislación forestal fue reglamentar y fomentar la conservación, la restauración y el aprovechamiento de los bosques y sus recursos (D.O.F. 24 abril 1926, 17 marzo de 1943, 10 enero de 1948 y 19 enero de 1960).

El Banco Mundial (1995) y Leticia Merino (2004 y 2001) señalan que esta ley forestal prohibió a las empresas extranjeras realizar aprovechamientos en tierras que eran propiedad de comunidades y ejidos. Además, ya no se le permitió a las compañías ser propietarias de los terrenos forestales que tenían concesionados, por lo que el uso de estos terrenos solo lo podían llevar a cabo sus dueños. Todas estas medidas se dictaron con el objetivo de terminar el deterioro forestal y con el uso descontrolado que se estaba practicando desde finales del siglo anterior.

Al hacer una revisión de esta ley, se observa que su contenido se enfoca a aspectos técnicos o sanitarios de los bosques, como el control de incendios y plagas, la protección y establecimiento de las reservas forestales y la repoblación, entre otros temas. La regulación de los aprovechamientos forestales únicamente se menciona cuando se define a los terrenos forestales comunales o ejidales (“cualquier extensión de tierra que por sus condiciones naturales sea impropia para el cultivo agrícola”) que sólo podrán ser utilizados comercialmente por cooperativas forestales comunales o ejidales conformadas por vecinos del lugar. La reglamentación de los aprovechamientos forestales comerciales o de autoconsumo no constituye el principal tema de esta ley. Como resultado, el aprovechamiento forestal estuvo pobremente normado en esta primera etapa. Esto explica por qué la política forestal impulsada por Miguel Ángel de Quevedo, Jefe del Departamento Forestal y de Caza y Pesca, consistía

en fortalecer la protección de los recursos en vez de reglamentar el aprovechamiento racional de los mismos (Klooster, 2003). Por ello, el contenido de la Ley Forestal de 1926 trata en su mayoría sobre cuestiones de saneamiento y producción, y no de reglamentar el aprovechamiento. Es importante recalcar que esta ley no estuvo respaldada por su reglamento, lo que dio como resultado que muchos aspectos quedaran inconclusos o sin aplicación real.

En la década de 1930, la producción agrícola y las extracciones forestales realizadas por particulares se consideraron responsables del deterioro forestal. Para el año 1933 las comunidades y ejidos aportaban 18.8% de la producción nacional de madera pero la mayor parte se extraía bajo condiciones de rentismo, consecuencia de la deficiente aplicación y respaldo en la política forestal. Con base en esto, el gobierno federal adquiere el control de los bosques y su aprovechamiento, anulando los derechos de las comunidades sobre ellos (Merino 2001, 2004). En esa década, el sector forestal recibió un fuerte golpe, cuando la Ley Forestal de 1926 se vio minimizada por la aplicación de la Reforma Agraria de 1934, que respaldó y otorgó mayores subsidios a las políticas agropecuarias y de desarrollo económico en general (Merino 2001, 2004; Conafor 2003; Banco Mundial, 1995).

Antes y durante el gobierno de Lázaro Cárdenas, el sector forestal operaba y se administraba de manera independiente al sector agropecuario. A finales de ese período, Cárdenas traspasó el control del sector forestal a la Secretaría de Agricultura y Ganadería a causa de las acciones que Miguel Ángel de Quevedo realizaba para proteger los bosques de las actividades de los campesinos. De Quevedo, ingeniero y especialista en proyectos hidráulicos, percibía claramente la relación entre deforestación e inundaciones, y concebía a los bosques como parte vital de la infraestructura nacional, la cual no debía dejarse en manos de las comunidades campesinas (Pincetl, 1993, en Klooster, 2003). Argumentaba que los bosques debían protegerse ya que los servicios ambientales eran más importantes que la producción de madera, y que por lo tanto el gobierno tenía un papel central en el manejo de los bosques para proteger los bienes comunes (Simonian, 1995, en Klooster, 2003). La ideología de Quevedo no

fomentó la participación del campesinado en el uso y administración forestal sino que fortaleció la creación de una burocracia autoritaria y represiva (Klooster, 2003). Estas acciones interferían con el proyecto político cardenista de consolidar una economía y una base campesinas que sustentaran al partido político; por ello disuelve el Departamento Forestal (1934-1940) y pasa sus funciones al Departamento de Agricultura (Simonian, 1995, en Klooster, 2003).

La Comisión Nacional Forestal (2003) señala que en 1938 se decretó una ley forestal, “reflejo casi íntegro” de la anterior (1924); sin embargo, la ley a la que hace referencia nunca se emitió; prueba de ello es que la ley a la que precede, la de 1942, señala en el primer artículo transitorio que con su promulgación se deroga la ley del 5 de abril de 1926. Como confirmación a esto, tampoco se encontraron referencias sobre ella y su contenido en alguno de los otros textos revisados (D.O.F. 17 marzo de 1943).

A principios de la década de 1940, bajo la presidencia de México Manuel Ávila Camacho (1940-1946), se decreta la nueva Ley Forestal de 1942, que, por lo explícito de su contenido relacionado con la conservación, el aprovechamiento y recuperación de las zonas forestales, puede considerarse como el primer documento elaborado de manera clara y completa que realmente regula el sector forestal al nivel nacional. A diferencia de la ley forestal de 1926, ésta explica algunos de los conceptos fundamentales como son: vegetación forestal, bosque vs. terreno forestal o monte, aprovechamiento forestal vs. explotación forestal (D.O.F., 17 marzo de 1943). Sin embargo, al igual que la ley anterior, confunde el término restauración con reforestación. Más grave aún: permitió el empleo de plantaciones, aunque fueran de especies introducidas, para actividades de reforestación.

En el contexto de esta ley se señala a las prácticas de subsistencia campesina y al rentismo forestal como las principales causas de la deforestación. Para remediar esta situación, el gobierno federal tuvo una mayor intervención en las actividades forestales a través de empresas privadas llamadas Unidades Industriales de Explotación Forestal (UIEF) mismas que monopolizaron el aprovechamiento, la transformación y la comercialización de los recursos (D.O.F., 17 marzo de 1943; Merino, 2001, 2004; CONAFOR, 2003; Challenger, 1998).

A partir de esta segunda ley forestal, el aprovechamiento industrial empieza a consolidarse y a reglamentarse con mayor precisión. En este contexto se crea en 1951, y bajo el gobierno de Miguel Alemán (1946-1952), la Subsecretaría de Recursos Forestales y Caza, encargada de “la conservación, mejoramiento y repoblación forestal en el Territorio Nacional”, y en general, de las actividades relacionadas con este sector y que estuvieran señaladas en la Ley Forestal y en la Ley de Caza (Subsecretaría Forestal y de la Fauna, 1970).

Pocos años después de decretada la Ley Forestal de 1942 y de la aparición de su reglamento en 1944, ambos son derogados para decretar una nueva ley en 1947, bajo el gobierno de Miguel Alemán, la cual representó un retroceso en la regulación de los aspectos relacionados con el manejo forestal que se habían alcanzado en la legislación de 1942. La nueva ley pareciera una síntesis de algunos de los temas de la ley anterior, pero sin el detalle con el que se habían expuesto anteriormente, y en otros casos el texto es una copia íntegra de los artículos de la ley previa. Se pierde detalle en el tema de la regulación del aprovechamiento forestal en zonas como los terrenos nacionales, los parques nacionales, las zonas vedadas, los terrenos comunales, ejidales y municipales, y los terrenos de propiedad privada. Además, no retoma la definición de algunos conceptos plasmados en la ley anterior (parque nacional, bosque, terreno forestal, aprovechamiento y explotación forestal, por mencionar algunos). Todos los temas que se señalan en la ley de 1947 se retoman de la ley de 1942, pero no todos los temas de la ley de 1942 se recuperan en la de 1947. Esta ley reguló al sector forestal durante más de una década, cuando se impulsaron con más auge las concesiones y las vedas forestales en todo el país.

La siguiente legislación forestal que se decretó fue la Ley Forestal de 1960. Su objetivo era la administración de la industria forestal al nivel nacional, por medio de la regulación de la conservación, del aprovechamiento y de la restauración de los bosques, así como del transporte y el comercio de los productos forestales (D.O.F. 19 enero de 1960, Subsecretaría Forestal y de la Fauna, 1970). Sirvió para cancelar los permisos de explotación a empresas extranjeras y sólo eran concedidos a personas (organizadores), sociedades o empresas mexicanas. También se termina

el sistema de concesiones forestales y se da paso a la formación de empresas privadas bajo el control de los gobiernos federal y estatales (Merino 2001, 2004). Con base en esa ley, las Unidades de Ordenación Forestal realizaban aprovechamientos acordes a normas dasocráticas, económicas y sociales adecuadas, que sólo buscaban obtener un mejor rendimiento forestal (D.O.F., 19 enero de 1960; Subsecretaría Forestal y de la Fauna, 1970; Caballero, 2000).

A mediados de 1960 se dio una desaceleración en la reforma agraria y una reducción del reparto de tierras, motivando el creciente descontento del sector campesino de todo el país. Como respuesta, el presidente Luis Echeverría (1970-1976) reanudó a principios de 1970 los repartos masivos, principalmente en el sur del país. Se repartieron 16,814 millones de hectáreas, cifra mayor que en cualquier otro período de gobierno posterior al de Lázaro Cárdenas, en el que se distribuyeron 17,906 millones de hectáreas (Challenger, 1998; Merino 2001, 2004; figura 2). A la par de la asignación operaba la Comisión Nacional de Desmontes, que otorgaba créditos a los campesinos para incentivarlos a eliminar toda la vegetación de los terrenos así como y un Programa Nacional de Ganaderización (Merino, 2004).

A raíz de estas políticas, desde la década de 1970 hasta 1985, el sector ganadero mostró un considerable crecimiento y el área dedicada al cultivo y forrajeo para ganado se incrementó en más de 100% (Banco Mundial, 1995). De la misma manera, como ocurrió con la agricultura entre 1940 y 1960, la expansión de la ganadería se dio principalmente sobre áreas forestales que hasta entonces habían permanecido inalteradas (CONAFOR, 2003). Las políticas de colonización ocasionaron la desaparición de casi 80% de las selvas húmedas y el incremento de las tasas de deforestación a 1.5 millones de hectáreas por año (Toledo s/f, citado por Merino, 2004).

Durante las décadas de 1960 y 1970 la tecnología de la Revolución verde (creada en los Estados Unidos de América con el fin de maximizar la producción agrícola comercial, mediante la alta mecanización y la aplicación masiva de fertilizantes) se aplicó cada vez más en cultivos comerciales como el algodón, cártamo, linaza, soya y sorgo. La expansión de estos cultivos, principalmente del sorgo, se conoció como la segunda

Revolución verde y produjo un fuerte impacto en los ecosistemas, principalmente en los bosques templados de pino y encino, donde se multiplicaron la mayoría de estos cultivos. En los estados de Guanajuato y Michoacán la siembra de productos básicos fue sustituida por la de estos cultivos comerciales que generaban mayores ganancias (Challenger, 1998).

Los repartos de tierras de la década de 1970 no fueron respaldados con el capital, la tecnología y la congruencia que permitiera a sus dueños un aprovechamiento completo. Uno de los resultados de la aplicación de tales políticas agrícola y forestal fue que los bosques se visualizaban como terrenos baldíos y zonas carentes de derechos. El divorcio de estas políticas generó deforestación y al fracaso de los proyectos impulsados. Un ejemplo fueron las vedas forestales que no sólo no cumplieron con sus objetivos de protección y regeneración de los bosques, sino que también ocasionaron que la deforestación se amparara en la corrupción de las policías forestales y de las autoridades ejidales, creándose fuertes estructuras de contrabando (Merino 2001, 2004).

La crisis económica que golpeó al país a principios de la década de 1980, obligó a que se hicieran recortes presupuestales en programas como la educación, la asistencia social y el mejoramiento ambiental, entre otros. Su impacto en el campo mexicano ocasionó que los campesinos mermaran los recursos naturales de su propiedad, siendo estos la fuente de sus ingresos (Challenger, 1998).

La Ley Forestal de 1986 dio un giro muy importante en materia de aprovechamiento y control de los recursos forestales. Unos años antes de su expedición habían finalizado los decretos de vedas forestales, y ya en la década de 1980 se dio término a las concesiones forestales. Lo anterior, aunado al aumento en la participación de las comunidades sobre sus recursos forestales, promovió el desarrollo de las empresas forestales comunales y ejidales, dejando en manos de los propietarios la decisión de aprovechar o no sus recursos (Challenger, 1998; Merino, 2001, 2004). La proporción de madera manejada por las comunidades y ejidos aumentó de 17% en 1975 a 40% en 1991 (Merino 2001, 2004). A pesar de esto, gran parte del control de los bosques siguió en manos del gobierno federal que seguía supervisando la extracción, el manejo, la industrialización, el transporte y la

comercialización de los productos forestales. Además, hubo empresas forestales que tenían fuertes influencias en las localidades y que dificultaron la aplicación de la legislación (Challenger, 1998).

En 1988 se decreta la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la cual constituye un paso muy importante en la legislación ambiental en México, porque permite la unión de los distintos niveles de gobierno en materia de cuidado del ambiente, de preservación y restauración de los ecosistemas naturales. En el marco de esta ley se crean dentro de la Secretaría de Desarrollo Social, el Instituto Nacional de Ecología y la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente y se ponen en marcha el Programa Nacional de Reforestación y el Fondo Nacional de Apoyo a Empresas en Solidaridad (Meneses Murillo, 2004).

En diciembre de 1992 se decreta una nueva ley forestal, la cual tenía como propósito fundamental desregular el proceso productivo sectorial para fomentar las inversiones y hacerlo competitivo ante Estados Unidos y Canadá, tras firmarse el Tratado de Libre Comercio de América del Norte. Esta ley forestal tenía como objetivo fomentar ya no solo la conservación, protección, restauración y aprovechamiento de los recursos forestales, como las legislaciones anteriores, sino que adicionó el manejo y las plantaciones comerciales, a fin de propiciar un desarrollo sustentable de este sector (Meneses Murillo, 2004). Desgraciadamente, en dicha ley se permitía la denudación de la vegetación original, en aras de abrir espacio para las plantaciones comerciales.

Finalmente, en el año de 2003 se promulga la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, en clara alusión a los cambios en la política del sector, al conferirle mayor peso a la conservación y al desarrollo sustentable del sector al nivel nacional. Esta ley otorga la propiedad de los recursos forestales a los propietarios de los terrenos en donde estos se encuentren. Fortalece además la capacidad de gestión de los tres niveles de gobierno que se venía proyectando desde la ley forestal anterior. En un intento por tener una mejor administración y regulación del sector forestal, también se crea el Servicio Nacional Forestal en el que se conjugan los esfuerzos, instancias, instrumentos, políticas, servicios y acciones institucionales del sector forestal (Vargas Hernández, 2003).

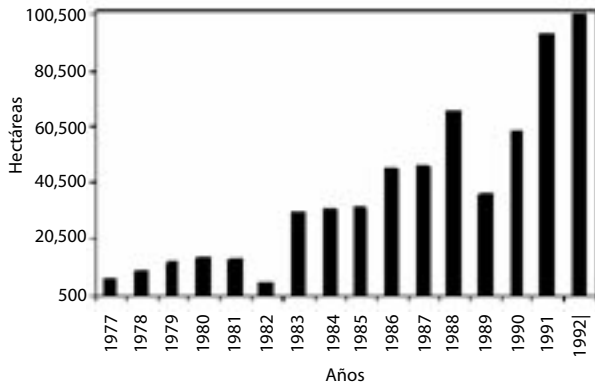
En este momento ya se contaba con una serie de organismos e instancias gubernamentales en todos los niveles para diversos aspectos asociados con este sector, como son: política, programas, inventarios y registros, bienes y servicios ambientales, educación y cultura forestal, producción, procesamiento y transporte de los recursos y sus derivados, servicios técnicos, control y combate de plagas y enfermedades, restauración, reforestación, entre otros más (Vargas Hernández, 2003). Estos avances demuestran cuánto se ha mejorado la especialización y la comprensión del sector y de sus implicaciones ambientales, sociales y económicas. Los logros alcanzados colocan a México a la vanguardia en Latinoamérica (Klooster, 2003), pero, los retos a vencer son muchos todavía.

Restauración

En las leyes forestales de México, restauración significaba exclusivamente la repoblación forestal de los sitios que de manera natural (erosión) o artificial (aprovechamiento) hubieran perdido su vegetación. Además, no se privilegió el uso de las especies arbóreas nativas de cada región, sino que incluso se emplearon especies ajenas al país, generando una fuente más de perturbación. Esta actividad se relacionaba con el fomento de la vegetación forestal, llevado a cabo en viveros dependientes de la Dirección General Forestal (D.O.F., 17 marzo de 1943, 10 enero de 1948 y 10 enero de 1960). Es importante contrastar esta definición con otras más modernas. Por ejemplo, la Sociedad de Restauración Ecológica definió a la restauración como “el proceso de intencionalmente alterar un sitio para establecer un ecosistema definido, indígena e histórico. La meta de este proceso es emular la estructura, función, diversidad y dinámica el ecosistema específico” (Sociedad de Ecología de la Restauración 1991, en Primack, 2002)

De acuerdo con Primack *et al.* (2001), las prácticas que se utilizan para recuperar cualquier comunidad o ecosistema degradado son cuatro: ausencia de acción, cuando la restauración es muy costosa y los incentivos previos han fallado o cuando la experiencia indica que el sistema se recuperará solo; reemplazo, cuando se intenta pasar de un ecosistema degradado a uno productivo; rehabilitación, cuando se busca reparar

FIGURA 3. SUPERFICIE REFORESTADA EN MÉXICO, 1977-1992



Fuente: SAHR 1982 y Programa Nacional de Reforestación 1992, citados por Caballero 2000.

al ecosistema al recuperar algunas especies originales y ciertas funciones ecosistémicas; y restauración o reconstrucción, al restablecer los procesos ecológicos a través de un programa de modificación del sitio y de reintroducción de especies nativas.

Con base en las categorías de Primack, la práctica de restauración que más se fomentó en México a través de su legislación fue la reconstrucción, al establecer plantaciones forestales con fines de reforestación. Sin embargo, esta estrategia fue inadecuada, ya que contenía dos enormes problemas, tal como son reconocidos hoy. En primer término, se basaba en una concepción poblacional de los recursos, y no ecosistémica (Pérez-Salicrup, en este volumen), es decir, se planteaba hacer plantaciones o reforestaciones en sitios donde había habido extracción forestal, suponiendo que esto sería suficiente para reconstruir el ecosistema. En segundo lugar, hubo una confusión entre los términos plantación, reforestación y restauración (Pérez-Salicrup, en este volumen). La consecuencia de esta confusión es que se planteaba restaurar solamente al reforestar, es decir, restablecer el dosel arbóreo de un ecosistema. Peor aún fue que se establecieron plantaciones de árboles introducidos luego de hacer aprovechamientos forestales, en lugar de permitir a la regeneración natural al restablecer las poblaciones de árboles nativos.

Como uno de los muchos ejemplos de los fracasos ocasionados por lo inadecuado de las políticas encaminadas a la reforestación tenemos lo ocurrido en la cuenca del Lago de Cuitzeo, ubicada en la parte centro-

norte del estado de Michoacán, México, una región prioritaria dentro de los programas de reforestación desde 1929. Allí se han plantado muchas especies exóticas como *Cupressus sempervirens*, *Casuarina equisetifolia*, *Pinus radiata*, *Pinus halepensis*, *Eucalyptus* sp., *Acacia retinoides*, *Acacia* spp., *Ceratonia siliqua*, *Tamarix* sp., *Schinus molle* y *Salix babylonica* (Madrigal y Trujillo, 2001). Además se han obtenido resultados poco satisfactorios en las reforestaciones debido a factores de calidad y procedencia de las semillas utilizadas, las cuales frecuentemente provienen de localidades alejadas de los sitios de reforestación, donde las condiciones de germinación y crecimiento son muy distintas (Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros, 2004). En las plantaciones realizadas en la cuenca del Lago de Cuitzeo durante los años 1960 a 1986 se utilizaron 11 especies nativas, destacándose *Pinus michoacana* en más del 50% de la superficie trabajada, lo cual puede considerarse acertado. De las especies introducidas sobresalen seis de *Eucalyptus* spp. establecidas en 3,025 hectáreas (26% de la superficie total de plantación), de las cuales *Eucalyptus globulus* fue la más utilizada (Madrigal y Trujillo, 2001).

En algunas leyes forestales hay precisiones sobre los trabajos que deben hacerse en cuanto a restauración. Por ejemplo, en las leyes de 1942, 1947 y 1960 se menciona que los responsables de los aprovechamientos forestales tienen la obligación de hacer las reforestaciones necesarias. En la ley de 1947 se precisa que están obligados a establecer viveros para plantar diez árboles por metro cúbico que haya sido explotado (D.O.F., 17 marzo de 1943, 10 enero de 1948 y 10 enero de 1960, Subsecretaría Forestal y de la Fauna, 1970). Sin embargo, es evidente que tales instrucciones no fueron suficientes.

Durante el período de gobierno de Díaz Ordaz (1965-1970) se plantaron en todo el país 70,293,138 árboles de especies forestales, de ornato, alineación y frutales. Las reforestaciones hicieron énfasis en las cuencas hidrográficas con el objetivo de reducir en lo posible el arrastre de suelo a los vasos de almacenamiento y proteger la duración de estas obras destinadas al riego agrícola y a la producción de energía eléctrica (Subsecretaría Forestal y de la Fauna, 1970). Durante el gobierno de López Portillo (1976-1982) se produjeron 72.18 millones de arbolitos y se reforestó una

superficie de 55,350 hectáreas. Durante esta etapa, los trabajos se realizaron con base en dos criterios: a) aportar recursos forestales para el desarrollo o bienestar de las comunidades, y b) crear plantaciones, que por sus características, aporten materia prima para la producción industrial (SARH, 1982).

Es importante aclarar que las plantaciones de ciertas especies nativas o introducidas pueden servir como inductor para restaurar la vegetación nativa en sitios altamente degradados (Lugo, 1992; Parrota *et al.*, 1997). Sin embargo, las plantaciones monoespecíficas pueden tener efectos negativos en los sitios en los que se establecen, tales como cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo, en la calidad y cantidad de luz que penetra al sotobosque, reducción de la biodiversidad y un aumento en la susceptibilidad a las plagas y enfermedades (Feyera *et al.*, 2002). A pesar de esto, las plantaciones monoespecíficas pueden ser una solución adecuada en sitios muy degradados, para empezar a generar servicios ecosistémicos tales como la protección de los suelos y para impulsar los procesos de sucesión y el restablecimiento de la vegetación nativa (Lugo, 1997; Parrota *et al.*, 1997, Pérez-Salicrup *et al.*, enviado). Como se ha señalado, en México se establecieron a lo largo del siglo XX grandes plantaciones monoespecíficas en sitios previamente ocupados por bosques templados de pino-encino (Challenger, 1998). Los resultados de estas acciones no han sido suficientemente evaluados, pero el enfoque de la política forestal de casi todo ese siglo se enfocó principalmente al establecimiento de árboles, olvidando que el objetivo de la restauración consiste en restituir los procesos ecosistémicos en conjunto y de tanta diversidad biológica nativa como sea posible.

Conclusiones

Los bosques en México son concebidos legalmente como un bien y un servicio público. La legislación forestal regula las actividades relacionadas con estas zonas, es decir, el aprovechamiento, la conservación y la restauración, principalmente para obtener los máximos beneficios posibles. Sin embargo, estos tres componentes se han equilibrado de distintas maneras en las diferentes leyes forestales que han regido en este país. Como ejemplos, en las tres leyes forestales

de 1942, 1947 y 1960, se reglamenta la conservación forestal pero en las primeras el término está más enfocado en la sanidad de los bosques (plagas e incendios) que a la conservación del sitio por su flora y su fauna. Por su parte, en la ley de 1960 se regulan más los aprovechamientos forestales comerciales que en las leyes anteriores, en las cuales se hacía más hincapié en los aprovechamientos domésticos.

El término manejo forestal, con referencia a una actividad que hace uso racional de los bosques, es relativamente reciente, no así, los elementos que lo componen (aprovechamiento, conservación y restauración). El manejo de ecosistemas es la integración óptima de las expectativas y valores sociales, el potencial ecológico y la economía (Christensen *et al.*, 1996), donde se conjuntan los componentes naturales y sociales relacionados con el sector forestal. Desde los inicios de la legislación forestal al nivel nacional se regula el aprovechamiento (concesionarias y uso comercial y doméstico), la conservación (parques nacionales y zonas de protección forestal) y la restauración (reforestación y fomento) de los recursos forestales. A medida que ha aumentado la investigación científica en torno al uso racional de los bosques, los conceptos han enriquecido sus definiciones al grado de des-socializar a los bosques y concederles un valor intrínseco a sus funciones y a la biodiversidad. Los bosques ya no son sólo un bien o un servicio exclusivo de la sociedad, sino un componente natural con valor de existencia propio.

La primera ley forestal de México, asesorada por Miguel Ángel de Quevedo, creó las bases, sólidas en algunos aspectos, del manejo forestal. Los aspectos fuertes de la legislación han sido resaltar la importancia de los bosques en cuanto a la capacidad de obtención de agua, como zonas de recarga de acuíferos; la noción de controlar la capacidad de carga (o resiliencia) de los bosques aprovechados; el contemplar la conservación, el aprovechamiento y la restauración como elementos integrantes del manejo forestal, y reglamentar la reforestación después de los aprovechamientos comerciales. Los aspectos débiles de su conceptualización o de su aplicación son el no considerar el funcionamiento integral de los ecosistemas forestales y plasmarlo en la legislación; la falta de vigilancia sobre el cumplimiento real de los mecanismos de control para no rebasar la

capacidad de carga de los bosques y para propiciar su restauración, lo que produjo deforestación, degradación de especies y originó el decreto de vedas forestales. También dieron como consecuencia aspectos débiles el hacer llegar parte de los beneficios o ganancias de los aprovechamientos comerciales a las comunidades o ejidos dueños de los bosques, a los cuales se les dejó al margen de las decisiones sobre sus bosques. Por otro lado, y como hecho interesante, existió un estricto control en los ejidos y comunidades sobre las multas y permisos para aprovechar los bosques con fines de autoconsumo. Finalmente, en ninguna de las leyes revisadas se define claramente el concepto y objetivos de la conservación y la restauración, lo cual dificulta evaluar el éxito de las acciones que tratan de propiciar, dificulta su correcta regulación y el planteamiento de metas u objetivos claros.

En general, la legislación forestal deja ver una gran contradicción entre las políticas de producción y conservación de los recursos forestales. A principios de siglo, México era un país eminentemente campesino y la productividad de la tierra se enfocaba principalmente a los cultivos agrícolas y la ganadería, y no a la aptitud forestal. Las tierras debían mantenerse en constante producción, su desmonte permanente era la manera de acreditar su propiedad, y evitar así su retiro. Esto explica la importancia y el peso que tenían las políticas ajenas al sector forestal. No puede dejarse de lado la influencia que tuvo la Revolución Mexicana en este tema y olvidar que una de sus manifestaciones, el ejemplo más palpable, fue la reforma agraria. Otro ejemplo del peso que tenía la política agropecuaria era el hecho de que fuera la Secretaría de Agricultura y Ganadería la encargada de administrar al sector forestal. Las acciones emprendidas por Miguel Ángel de Quevedo para afianzar al sector, impulsando la productividad racional y la conservación de los ecosistemas forestales, fueron catalogadas de incompatibles o adversas al proyecto político de producción.

A pesar de que la administración del sector forestal estaba más inclinada hacia el aspecto productivo de los bosques, existió desde un principio el interés por conservar ciertos servicios forestales como la protección de los suelos, las cuencas hidrográficas y el control del clima. Estos servicios estaban más asociados con la restauración o la reforestación de zonas

degradadas que con la conservación de los macizos forestales existentes. La restauración era concebida como un proceso a través del cual se recuperaba la cubierta vegetal, entendida como los árboles explotables a futuro, es decir, la capacidad productiva de los terrenos forestales, no sus funciones ecológicas ni su diversidad biológica nativa.

En la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (SEMARNAT, 2003) se define a la restauración forestal como “el conjunto de actividades tendientes a la rehabilitación de un ecosistema forestal degradado, para recuperar parcial o totalmente las funciones originales del mismo y mantener las condiciones que propicien su persistencia y evolución”. Esta definición no se aleja mucho de la ofrecida por la Sociedad para la Restauración Ecológica (Society for Ecological Restoration), y esperamos que su implementación se refleje en una mejora de estas prácticas en los ecosistemas de nuestro país.

Agradecimientos

Agradecemos a los editores de este volumen sus correcciones, las cuales mejoraron la calidad del manuscrito. El Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica de la UNAM (proyecto IN227802-03), y el Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la UNAM aportaron fondos a partir de los cuales se han investigado los conceptos aquí vertidos. Este trabajo forma parte del proyecto de maestría de HCG, quien recibió becas de postgrado del CONACYT y del Postgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM.

Bibliografía

- Banco Mundial. 1995. Oficina Regional de América Latina y el Caribe. México. Estudio de Revisión del Sector Forestal y Conservación de Recursos. Número de reporte: 13114-ME.
- Castillo, A. y V. Toledo. 2000. Applying Ecology in the Third World: The case of Mexico. *BioScience* 50(1): 66.76.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre, México.

- Christensen L., A. Bartuska, J. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. Franklin, J. MacMahon, R. Noss, D. Parsons, C. Peterson, M. Turner, R. Woodmansee. 1996. The reporting of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3): 665-691.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2003. Diagnóstico del Subsector Forestal Mexicano. www.semarnap.gob.mx/ssrn/conaf/diaghome.htm
- Diario Oficial de la Federación (D.O.F.). 24 abril 1926. Secretaría de Gobernación, México.
- . 17 marzo 1943. Secretaría de Gobernación, México.
- . 28 junio 1944. Secretaría de Gobernación, México.
- . 10 enero 1948. Secretaría de Gobernación, México.
- . 15 septiembre 1950. Secretaría de Gobernación, México.
- . 16 enero 1960. Secretaría de Gobernación, México.
- Feyera, R., Beck, E. y U. Lüttge. 2002. Exotic trees as nurse trees for the regeneration of natural tropical forest. *Trees* 16: 245-249.
- Hartshorn, G. y N. Bynum. 1999. Tropical Forest Synergies. *Science* 286: 2,093-2,094.
- Hobbs, R. J. y Norton, D. A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.
- Klooster, D. 2000. Institutional Choice, Community, and Struggle: A Case Study of Forest Co-Management in Mexico. *World Development* 28(1): 1-20.
- . 2003. Campesinos and Mexican forest policy during the twentieth century. *Latin American Research Review* 38(2): 94-126.
- Lambin, E.F. 1994. Modeling Deforestation Processes. A Review. Tropical Ecosystem Environment Observations by Satellites (TREES). TREES Series: Research Report No. 1. Publicado por la Comisión Europea, Luxemburgo.
- . 1997. Modeling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21(3): 375-393.
- Lugo, A.E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* 62:1-41.
- . 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with monoculture. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.
- Madrigal, S. X. y Trujillo, G. M. P. 2001. Algunas consideraciones para la planeación de plantaciones en la cuenca de Cuitzeo, Mich. México. *Ciencia Nicolaita* 27: 45-61.
- Masera O., M.J. Ordoñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35: 265-295.
- Meneses, L. 2004. Marco jurídico forestal. SEMARNAT-CONAFOR. www.ine.gob.mx/ueajei/forestal.html.
- Merino, L. 2001. Las políticas forestales y de conservación y sus impactos sobre las comunidades forestales. *Estudios Agrarios* 18:75-115. México.
- . 2004. *Conservación o deterioro. El impacto de las políticas en las instituciones comunitarias y en las prácticas de usos de los recursos forestales en México*. INE, SEMARNAT, México.
- Parrotta, J.A., J.W. Turnbull y N. Jones 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 1-7.
- Primack, R. 2002. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Press. Sunderland, MA. 699 pp.
- Primack, R., R. Roíz, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. 2001. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1982. Memoria 1977-1982. En E. Caballero. 2000. *La actividad forestal en México*. Tomos I y II. Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- . 1992. *Programa Nacional de Reforestación*. SARH, México.
- Sánchez-Romero, C. y R. Lindig-Cisneros. 2004. Evaluación y propuestas para el programa de reforestación en Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* 37: 107-122.
- Secretaría de Educación Pública. 1982. *Manuales para la educación agropecuaria. Producción forestal*. Editorial Trillas, México.
- Siebe, Ch., H.C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleschko. 1999. *Conservación y restauración de suelos*. UNAM, Programa Universitario del Medio Ambiente. México.
- Toledo, V. 2004. Ecología, sustentabilidad y manejo de recursos naturales: la investigación científica a debate. En K. Oyama y A. Castillo (eds.). *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México. Perspectivas desde la investigación científica*. Siglo XXI Editores, México.

- Vargas Hernández, J. M. 2003. Desarrollo de la legislación ambiental en México. En Oscar Sánchez, Ernesto Vega, Eduardo Peters y Octavio Monroy-Vilchis (comps.). *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. INE, SEMARNAT, México.
- Vargas Márquez, F. 1984. *Parques Nacionales de México y reservas equivalentes. Pasado, presente y futuro*. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.
- Velázquez A., J.F Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica* 62: 21-37.

Tercera parte

Algunas bases de la restauración

Algunas bases del enfoque ecosistémico para la restauración

Felipe García-Oliva*

En la actualidad, la restauración de los ecosistemas se ha convertido en una prioridad, debido al avanzado deterioro del ambiente. A pesar de esta necesidad y de que existe una importante discusión conceptual en los círculos académicos, hay muy pocas experiencias de proyectos de restauración, principalmente en los países con zonas tropicales como el caso de México. Entre las principales causas de esto está la complejidad del problema, el cual se ha abordado con diferentes enfoques (i.e. de biología molecular, botánico o funcional, entre otros). Desde mi punto de vista, no existe un enfoque mejor que otro, sino que la calidad depende de los objetivos de cada uno de los proyectos de restauración. Por ejemplo, si lo que se busca es incrementar la diversidad genética es necesario abordar el tema con un enfoque de biología molecular, o si se busca incrementar los servicios ambientales es necesario abordarlo desde una perspectiva ecosistémica. El presente capítulo se basa en este último enfoque y tiene dos partes. En la primera se abordan algunos conceptos básicos del enfoque ecosistémico, que tiene una implicación directa en los proyectos de restauración y en la segunda parte

se desarrollan dos ejemplos de cómo varios factores ambientales influyen en este tipo de proyectos.

Primera parte: conceptos básicos del enfoque ecosistémico

Concepto de estabilidad de los ecosistemas

El concepto de ecosistema fue propuesto por Tansley (1935), sin embargo, su desarrollo ha ocurrido a partir de la década 1970-1980 (i.e. Bormann y Likens 1979, Odum 1983). Actualmente, existen varios trabajos que han descrito con detalle las características de los ecosistemas terrestres (i.e. O'Neill *et al.* 1986, Maass y Martínez-Yrizar 1990, Aber y Melillo 1991). De manera resumida, podemos definir a los ecosistemas como sistemas funcionales estructurados jerárquicamente, formados por almacenes y flujos de materia y energía manifestándose en distintas escalas temporales y espaciales. Además, son sistemas abiertos, lo cual implica que reciben y exportan materia y energía, por lo cual están continuamente influenciados por los flujos de los ecosistemas aledaños. Asimismo, son sistemas cibernéticos, ya que presentan una serie de procesos de homeostasis que les permiten mantenerse en equilibrio funcional y poder hacerle frente a las perturbaciones (Trudgill, 1979; Ulrich, 1984). Esta última

* Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, A.P. 27-3 Sta. María de Guido, 58090, Morelia, Michoacán, México. Correo-e: fgarcia@oikos.unam.mx.

característica permite la posibilidad de considerar que los ecosistemas puedan restaurarse.

La idea de estabilidad tiene dos componentes principales: i) la resistencia, que es la capacidad que tienen los ecosistemas de hacer frente a una perturbación sin cambiar su estructura y dinámica, dependiendo del tamaño de sus almacenes de materia y energía, y ii) la elasticidad (resiliencia) que es su capacidad de regresar al estado anterior a la perturbación, lo cual está determinado por sus tasas metabólicas (Bormann y Likens, 1979; May, 1977; Trojan, 1984; Trudgill, 1979; Webster *et al.*, 1979). Aquellos ecosistemas con grandes masas estructurales (i.e. biomasa en pie) y bajas tasas metabólicas (como los bosques templados) pueden ser más resistentes a las perturbaciones en comparación con aquellos ecosistemas con mayores tasas metabólicas (como los bosques tropicales húmedos), que pueden presentar una elasticidad mayor (Webster *et al.*, 1979).

Sin embargo, la estabilidad depende de dos componentes: i) de las características intrínsecas del ecosistema, las cuales van a definir su resistencia y elasticidad, y ii) de las características de la perturbación (tales como la intensidad, la duración y el tamaño). Ahora bien, debido a que los ecosistemas están estructurados jerárquicamente en niveles de organización, cada nivel tiene, en algún grado, mecanismos reguladores de las perturbaciones, por lo que la capacidad total del ecosistema para enfrentar las perturbaciones va a depender del número de niveles de organización con que cuenta. Por ejemplo, los ecosistemas simples son más vulnerables que aquéllos más complejos, tales como los monocultivos y los bosques tropicales no perturbados, respectivamente. A la capacidad de reducir el efecto de la perturbación se le conoce como “incorporación” (O’Neill *et al.*, 1986), por lo cual cada nivel jerárquico va a poder incorporar a diferentes tipos de perturbaciones. Por ejemplo, el claro formado por la caída de un árbol en un bosque puede ser regenerado por las poblaciones adyacentes, mientras que la deforestación de una superficie sólo puede ser enfrentada por el ecosistema en su conjunto. Sin embargo, la perturbación puede llegar a rebasar a la capacidad de incorporación del último nivel de la organización jerárquica del ecosistema y, por lo tanto, en esos casos se da un proceso de degradación.

Otro concepto que es importante aclarar es que la presencia de un sistema en producción no implica que esté en equilibrio. Ellis y Swift (1988) hacen una diferencia entre el equilibrio y la persistencia de un ecosistema. El equilibrio depende de las características antes mencionadas, mientras que la persistencia depende de que exista energía subsidiaria. Esta energía se define como aquella que no es producida en el propio sistema y por lo tanto es necesario importarla de otros. Por ejemplo, la utilización de sistemas de riego con aguas ajenas a la cuenca hidrológica requiere de una inversión extra para mantenerla. Por lo tanto, la persistencia del ecosistema depende de la presencia de la energía subsidiaria. El problema del uso de energía de este tipo es que puede mantener o incluso fomentar los procesos de degradación, así como que su disponibilidad no depende de la dinámica del ecosistema, por lo que su uso hace más frágil al sistema. Por lo anterior, es importante conocer si el ecosistema que se quiere restaurar está recibiendo este tipo de energía, así como de qué magnitud y en qué forma.

Generalidades de la estructura y dinámica de los ecosistemas terrestres

De una manera simplificada, podemos apuntar que los principales almacenes de los ecosistemas terrestres son la vegetación (aérea y subterránea), el mantillo y el suelo, los cuales interactúan con diferentes flujos internos y externos de materia y energía (figura 1). Sin embargo, la subdivisión y su importancia relativa dependen de las características de cada uno de los ecosistemas y de cada uno de los parámetros que se están considerando (ya sea agua, energía o nutrientes). Por ejemplo, el mantillo puede jugar un papel menos importante en la dinámica del agua que en el ciclo del carbono. No obstante lo anterior, existe interacción entre los tres principales ciclos (agua, nutrientes y energía) e inclusive pueden existir efectos favorables o contrarios entre los tres ciclos. Por ejemplo, Vitousek y colaboradores (1994) han reportado que las plantas, al tener que hacer un uso eficiente del agua, sacrifican la protección de los nutrientes, incrementando así la probabilidad de su pérdida del ecosistema. Este tipo de antagonismo entre los ciclos del agua y de los nutrientes puede limitar el éxito de los proyectos de restauración. Por todo lo anterior, es

importante reconocer cuál es la importancia relativa de cada uno de los almacenes y flujos del ecosistema bajo estudio, así como las interacciones más importantes entre los diferentes ciclos. Desafortunadamente, existe muy poca información de este tipo, pero a partir de la teoría existente y de las características básicas del sitio bajo estudio, es posible establecer hipótesis al respecto, las cuales deben considerarse en el diseño de los proyectos de restauración.

En conclusión, no es recomendable tratar de implementar métodos de restauración generados en ecosistemas diferentes a aquél que se está estudiando, sin haberlos analizados, por lo menos, en el contexto de las características del sitio de trabajo. Lo más recomendable es contar con la mayor información posible y establecer qué tipo de parámetros será necesario medir antes de implementar el proyecto de restauración.

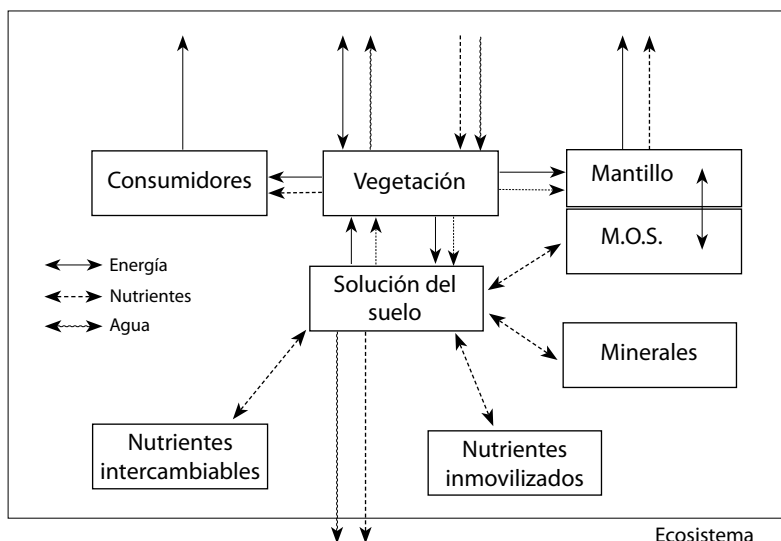
El concepto de la "Línea Base"

Un concepto básico en los proyectos de restauración es que exista "adicionalidad" o ganancia neta de los

parámetros considerados como consecuencia del mismo proyecto (figura 2). Es decir, que se presente un incremento debido efectivamente al manejo (proyecto de restauración) y no como consecuencia de otros factores ajenos al proyecto (tales como la variabilidad climática, espacial u otros). Para ello es importante definir lo que se conoce como la "línea base", la cual es el valor de referencia con el cual se van a contrastar los valores después de la implementación del proyecto (figura 2). Su definición puede parecer sencilla y puede suponerse que para obtenerla basta con medir las condiciones del sitio, antes de la puesta en marcha del proyecto. Sin embargo, existen algunos factores que, si la línea base se mide de esta manera, pueden generar situaciones artificiales en la evaluación del proyecto. Entre estos factores se encuentran: la variabilidad temporal, la variabilidad espacial y la presencia de valores umbrales de la respuesta a las perturbaciones (May, 1977; Bormann y Likens, 1979; Brown *et al.*, 2000; García-Oliva y Masera, 2004b).

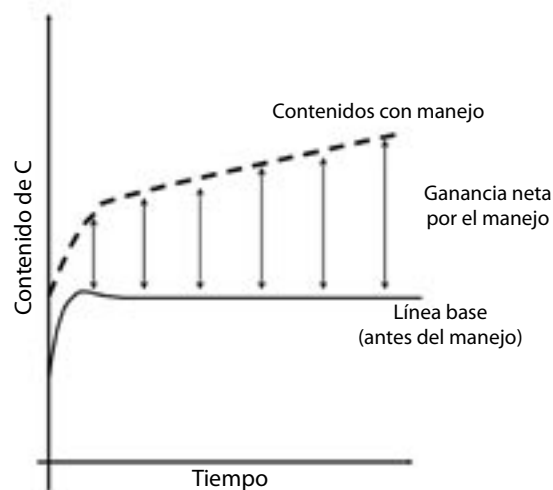
La variabilidad temporal es uno de los principales problemas en la evaluación de los proyectos ambientales, y está asociada principalmente con la variación

FIGURA 1. MODELO SENCILLO QUE PRESENTA LOS PRINCIPALES ALMACENES (CAJAS) Y FLUJOS (FLECHAS) DE UN ECOSISTEMA TERRESTRE CONSIDERANDO LA DINÁMICA DE ENERGÍA, NUTRIENTES Y AGUA



Fuente: Modificado de Aber y Melillo 1991.

FIGURA 2. ESQUEMA DONDE SE PRESENTA LA GANANCIA NETA DEBIDO AL MANEJO (FLECHAS). PARA ELLO DEBE HABER DIFERENCIAS ENTRE LOS VALORES ANTES DEL MANEJO (LÍNEA CONTINUA) Y DESPUÉS DEL MANEJO (LÍNEA PUNTEADA)

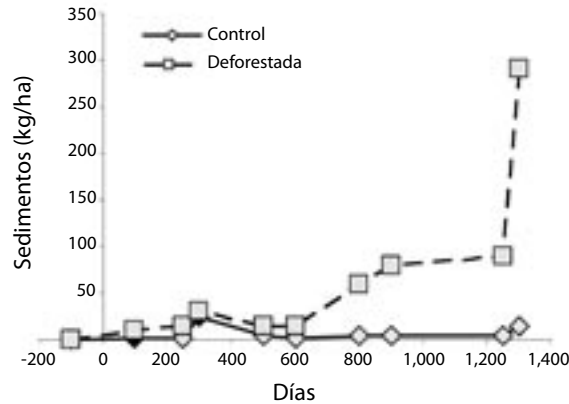


de la precipitación. Este problema lo presentan sitios cuya cantidad y distribución de lluvia durante el año depende de fenómenos aleatorios, tales como los ciclones en las regiones tropicales (*i.e.* García-Oliva *et al.*, 1995). En la siguiente sección se presenta un ejemplo de dos sitios con patrones de lluvias con diferente nivel de predecibilidad, en la costa del Pacífico mexicano. Una consecuencia de esta variabilidad en el tiempo es que la diferencia entre la línea base y los valores medidos después de la implementación del proyecto pueden simplemente deberse a esta variabilidad interanual, por lo que la ganancia neta puede ser un artificio. Para evitar este tipo de problemas, en estudios ecosistémicos se ha utilizado el método de cuencas pareadas o parcelas pareadas (*i.e.* Dunne y Leopold, 1978; Bormann y Likens, 1979; Likens y Bormann, 1995). De una manera simplificada, este método consiste en medir dos parcelas o cuencas durante algunos años para poder definir mediante regresiones el tipo de relación que hay entre ambas. Posteriormente, se aplica el manejo sobre una de ellas y se estima su valor previo al proyecto utilizando las regresiones elaboradas con la parcela no manejada. El problema de este método es que puede ser costoso, ya que hay que estar midiendo ambas parcelas durante varios años, tanto antes como después del manejo.

La variabilidad espacial es sensible a ciertos parámetros ambientales, principalmente los asociados con nutrientes en el suelo (Izaurrealde *et al.*, 2001; Murty *et al.*, 2002). Para ello es muy importante considerar la variabilidad espacial implícita de los parámetros considerados y utilizar los diseños adecuados de muestreo, para reducir este tipo de errores. Estas situaciones son muy comunes en estudios que utilizan cronosecuencias como base para el diseño de estudio, en las que confunden los efectos de la variabilidad espacial con la de los factores que se están estudiando (Hurlbert, 1984; Bruijnzeel, 1990).

El tercer factor es la presencia de valores umbrales a partir de los cuales la respuesta a la perturbación es diferente antes y después de alcanzar dichos valores (May, 1977). Por ejemplo, Bormann y colaboradores (1974), utilizando cuencas experimentales, encontraron en una cuenca deforestada que la cantidad de sedimentos producidos por la erosión hídrica no se incrementaron hasta 22 meses después de la tala (figura 3). Estos autores reportan que durante el primer año la escorrentía aumentó 45% con respecto al bosque natural, mientras que en el segundo año consecutivo fue mayor en 187%. Los autores concluyen que la respuesta a la perturbación no es lineal, sino que hay valores umbrales a partir de los cuales el ecosistema

FIGURA 3. CANTIDAD DE SEDIMENTOS QUE SALEN DE DOS CUENCAS EXPERIMENTALES EN HUBBARD BROOK, EE.UU. SIN DEFORESTAR (ROMBOS) Y DEFORESTADA (CUADROS). EN ESTA GRÁFICA SE APRECIA QUE LA EROSIÓN SE INCREMENTA HASTA LOS 800 DÍAS DESPUÉS DE LA TALA



Bormann *et al.* 1974.

ya no puede controlar la perturbación. Este tipo de efecto depende de los procesos funcionales de los ecosistemas y es importante tenerlo en cuenta para evaluar a los proyectos de restauración.

Segunda parte: ejemplos de la influencia de factores ambientales en proyectos de restauración

Los factores externos al ecosistema

En la sección anterior se mencionó que una característica de los ecosistemas es que son sistemas abiertos, por lo que los aspectos externos pueden tener una influencia muy importante en su estructura y su dinámica. Debido a que estas variables dependen de condiciones externas al ecosistema, éste último no puede regular su dinámica, sino sólo enfrentarla. De estos, los climáticos son los más relevantes.

La lluvia ha sido considerada como una de las principales variables que estructuran a los ecosistemas, ya que de ella depende la cantidad de agua que ingresa en un sitio dado. Entre las principales características de la lluvia están su cantidad, su distribución durante

el año (su patrón) y su predecibilidad. El efecto de las dos primeras características en la dinámica de los ecosistemas ha sido bien estudiado. En cambio, el efecto de la predecibilidad de la lluvia ha sido menos comprendido y, aunado a las otras dos características, puede tener una influencia directa en el éxito de los proyectos de restauración. Por ello, a continuación y a manera de ejemplo, voy a presentar un estudio de caso de esta característica.

En la costa de Jalisco existen dos sitios (Cihuatlán y Puerto Vallarta) que tienen el mismo clima tropical estacional con lluvias en verano y una temperatura media parecida (cuadro 1); y comparten el tipo de vegetación (bosque tropical caducifolio, según Rzedowski, 1983). Sin embargo, difieren en la cantidad de lluvia anual y sobre todo en su predecibilidad. Puerto Vallarta tiene una mayor precipitación anual que Cihuatlán y la cantidad de lluvia mensual es más predecible en Puerto Vallarta que en Cihuatlán, como se aprecia en el cuadro 1, donde se presentan las probabilidades de 100 mm de lluvia mensual para los cuatro meses más húmedos (de junio a septiembre). En la figura 4 se presenta la lluvia anual de los dos sitios durante 25 años; en ella se puede observar que

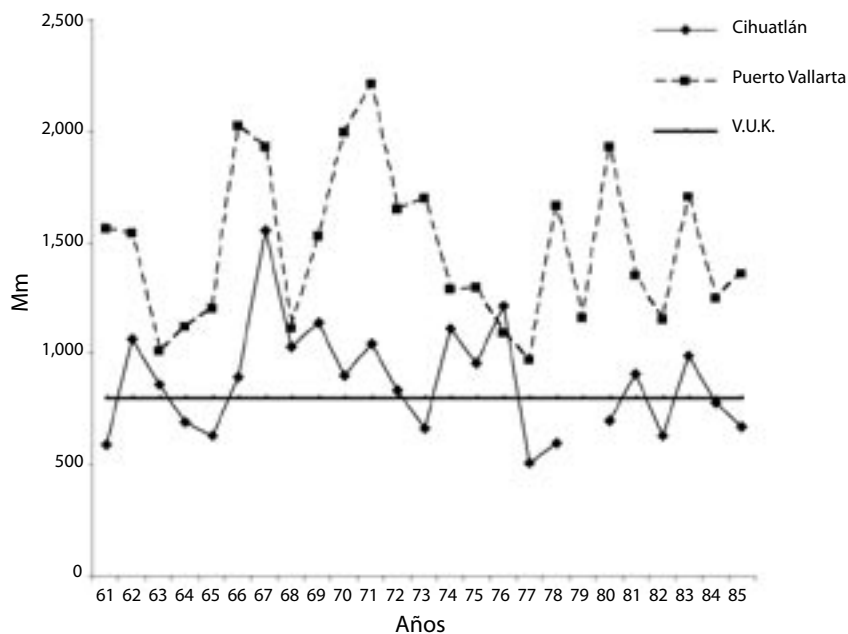
ambos tienen una variabilidad anual parecida (coeficiente de variación entre 24% y 28%; cuadro 1); sin embargo, su significado cambia si se le compara con un valor de referencia. Para simplificar el ejemplo, en esta figura escogimos el valor umbral de 800 mm anuales, que corresponde al valor que separa a los sitios con clima húmedos de los climas semiáridos, de acuerdo con el método de clasificación de Köppen (Maderey, 1982). Como se puede observar en esta figura, Cihuatlán presenta algunos años con una precipitación menor a este valor umbral, mientras que Puerto Vallarta nunca está por debajo de él, lo cual sugiere que aquél sitio puede presentar años secos, lo cual es poco probable en Puerto Vallarta, a pesar que la cantidad de lluvia depende de los ciclones tropicales en ambos casos. Esto se debe a que la trayectoria de los ciclones del Pacífico se ve afectada por la corriente fría de California, ya que en el paralelo 20° N (donde se encuentra Puerto Vallarta) es

donde más frecuentemente los ciclones cambian de dirección, debido a que las aguas del Golfo de California son más tibias en comparación a las aguas bajo la influencia de la corriente fría de California. Como consecuencia de esto, Puerto Vallarta presenta una mayor incidencia de ciclones tropicales, generando más lluvia y con mayor probabilidad que Cihuatlán (García-Oliva *et al.*, 1991). Este tipo de características deben considerarse destacadamente en los proyectos de restauración, ya que la recurrencia de años secos en la zona de Cihuatlán pudiera limitar el desarrollo de dichos proyectos.

Los factores internos del ecosistema

En buena parte de los ecosistemas, los principales almacenes de energía están en las plantas, en forma de carbono, que puede resultar, en mayor o menor medida, susceptible de movilización. Pero hay casos en

FIGURA 4. LLUVIA ANUAL (EN MM) DURANTE 25 AÑOS DE DOS SITIOS EN LA COSTA DE JALISCO: CIHUATLÁN Y PUERTO VALLARTA. LA LÍNEA V.U.K CORRESPONDE AL VALOR UMBRAL DE PRECIPITACIÓN ANUAL QUE SEPARA A LOS CLIMAS HÚMEDOS DE LOS SECOS DE ACUERDO A LA CLASIFICACIÓN CLIMÁTICA DE KÖPPEN (CALCULADO COMO: $2 \times (14 + \text{TEMPERATURA MEDIA ANUAL})$; MADEREY 1982).



Fuente: Servicio Meteorológico Nacional.

CUADRO 1. CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS Y DE PRECIPITACIÓN DE DOS SITIOS EN LA COSTA DE JALISCO, MÉXICO

VARIABLE	CIHUATLÁN	PUERTO VALLARTA
Coordenadas	19° 14' N y 104° 35' O	20° 37' N y 105° 14' O
Altitud	20 m.s.n.m.	2 m.s.n.m.
Temperatura media anual	26.2°C	25.9°C
Lluvia media anual	827 mm	1468 mm
Coeficiente de variación de la lluvia anual	28%	24%
Cantidad de lluvia típica de un mes húmedo	158 mm	291 mm
Probabilidad de que llueva 100 mm mensuales		
Junio	36%	60%
Julio	65%	100%
Agosto	75%	95%
Septiembre	85%	100%

Fuente: García-Oliva *et al.* 1991.

los que el suelo es uno de los principales almacenes de nutrientes y energía de los ecosistemas. Por ejemplo, el contenido de C en los primeros 60 cm del suelo en un bosque tropical estacional en la región de Chamela, Jalisco es mayor que el presente en la biomasa aérea (76 y 58 Mg ha⁻¹, respectivamente; Jaramillo *et al.*, 2003). En cambio, el contenido de C en el suelo (de los primeros 50 cm) es menor que en la biomasa aérea en un bosque tropical húmedo en la región de Los Tuxtlas, México (137 y 195 Mg ha⁻¹, respectivamente; Hughes *et al.*, 2000). Por esto, las implicaciones de la deforestación sobre los contenidos de carbono, a nivel del ecosistema, son diferentes en cada uno de los sitios. Hughes y colaboradores (2000) mencionan que la pérdida de los contenidos de C del ecosistema debido a la transformación del bosque en praderas en Los Tuxtlas se debe principalmente a la pérdida de la biomasa aérea; mientras que en el caso de Chamela se da tanto en la biomasa aérea como en el contenido en el suelo (García-Oliva *et al.*, 1999^a; Jaramillo *et al.*, 2003). Por todo lo anterior, las estrategias de restauración en cada uno de los sitios deben ser diferentes.

Los procesos de degradación de suelo se pueden agrupar en tres tipos: físicos, químicos y biológicos

(cuadro 2; Lal y Stewart, 1992). Su importancia relativa depende de las características del ecosistema así como del tipo de perturbación. Sin embargo, existen relaciones sinérgicas entre ellos, por lo cual la aplicación de algunos métodos específicos de mejoramiento del suelo puede favorecer otro tipo de procesos de degradación. Por ejemplo, fertilizar con nitrógeno puede incrementar la acidez del suelo, favoreciendo así la reducción del fósforo disponible, lo que acarrea consecuencias negativas para algunas formas de vida. Por lo tanto, es importante entender al suelo como un componente del ecosistema antes de aplicar métodos de mejoramiento del suelo de manera aislada.

A continuación presento un ejemplo de la degradación del suelo en la región de Chamela y algunas consideraciones para su restauración. Dicha región se encuentra en la costa del estado de Jalisco, al occidente de México, y la vegetación dominante del área es un bosque tropical caducifolio. Las principales características funcionales de este sitio ya han sido descritas por varios autores (García-Oliva *et al.*, 2002; Cotler *et al.*, 2002; Maass *et al.*, 2002). Este bosque ha sido transformado a praderas para ganadería desde la década de 1970-1980 por medio de la roza-tumba y

CUADRO 2. PROCESOS DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS

TIPO	PROCESOS
Físicos	Cambios en la estructura del suelo Cambios en la densidad del suelo Cambios en el régimen hidro-termal
Químicos	Lixiviación (pérdida de elementos químicos) Cambios en el pH (acidificación) Rompimiento en el balance químico de los elementos (contaminación)
Biológicos	Reducción de la materia orgánica del suelo Reducción de la flora y fauna del suelo Incremento de patógenos

quema, por lo cual gran parte del bosque natural ha sido convertido en potreros (Gutiérrez-Alcalá, 1993). Entre los principales procesos de degradación que presenta el suelo están la reducción de la estructura del suelo (rompimiento de los macroagregados), la pérdida en la capacidad de amortiguamiento del suelo, la pérdida de su contenido de materia orgánica (MOS) y de nutrientes del suelo, la pérdida de la diversidad de microorganismos, la compactación del suelo y el incremento de la erosión hídrica (Maass *et al.*, 1988; García-Oliva *et al.*, 1994; García-Oliva *et al.*, 1999a; García-Oliva *et al.*, 1999b; Giardina *et al.*, 2000; Nava-Mendoza *et al.*, 2000; Alvarez-Santiago, 2002). Entre los procesos más importantes a restaurar en estos suelos se cuenta los siguientes: i) incrementar la MOS, ii) recuperar la estructura del suelo y iii) aumentar la capacidad de retención de agua en el suelo.

En este tipo de suelos, la principal fuente de nutrientes, en su forma disponible, procede de las formas orgánicas y de la actividad microbiana (Singh *et al.*, 1989; Campo *et al.*, 1998; García-Oliva *et al.*, 2003). Por lo tanto, la reducción de dicha fuente genera pérdida de la fertilidad; por ejemplo, 60% del potasio

total del suelo está en formas orgánicas (Giardina *et al.*, 2000; Alvarez-Santiago, 2002). Para restaurar este factor es necesario incrementar la incorporación de la MOS por medio de la vegetación, ya que el uso actual ha reducido su incorporación al suelo (Castellanos *et al.*, 2001; Jaramillo *et al.*, 2003). Para esto es importante considerar cuáles especies vegetales son las más adecuadas, dependiendo de su productividad primaria neta, de las características químicas del material que retorna al suelo y de su demanda de nutrientes. El efecto de las especies vegetales en la calidad y cantidad de MOS ha sido ya ampliamente estudiado (Vitousek *et al.*, 1987; Wedin y Tilman, 1990; García-Montiel y Binkley, 1998; Chen y Stark, 2000; Smolander y Kitunen, 2002) y ha sido la base para el diseño de sistemas forestales y agroforestales (Binkley y Sollins, 1990; Rhoades y Binkley, 1996; García-Montiel y Binkley, 1998; Kaye *et al.*, 2000).

Por su parte, la estructura del suelo se ve afectada por tipos de manejo agresivos, como la deforestación. Los macroagregados se reducen 50% después de la instalación del potrero (García-Oliva *et al.*, 1999a), los cuales juegan un papel muy importante en mantener la actividad de las bacterias, la capacidad de amortiguamiento del suelo y la disponibilidad de los nutrientes (García-Oliva *et al.*, 2004a). La presencia de los macroagregados depende del incremento de la MOS y de la biomasa radicular (Tisdall y Oades, 1979; Elliott, 1986; Gupta y Germida, 1988; Oades y Waters, 1991; Buyanovsky *et al.*, 1994).

El manejo agropecuario en este tipo de sitios también incrementa la densidad del suelo (10% en 11 años de manejo; García-Oliva y Maass, 1998), como resultado del sobre pastoreo y de la erosión hídrica del suelo (Maass *et al.*, 1988). Esto reduce la infiltración del agua y la capacidad de retención de agua en el suelo, disminuyendo así la disponibilidad del agua. Una alternativa a pequeña escala de parcelas (i.e. de parcelas de ca. 60 m²) es incorporar mantillo al suelo, lo que reduce la erosión e incrementa la infiltración (Maass *et al.*, 1988; Burgos, 2004); sin embargo, aún falta evaluar su viabilidad económica a escalas mayores. Por ello es necesario buscar alternativas que favorezcan el desarrollo de la estructura del suelo y reduzcan la erosión hídrica del mismo. De este ejemplo resulta claro que el suelo funciona como un

componente del ecosistema y que es necesario evaluarlo como tal para el diseño de cualquier proyecto de restauración ecológica.

Agradecimientos

Agradezco los comentarios al manuscrito de tres revisores anónimos y de Sonia A. Álvarez, el apoyo técnico de Heberto Ferreira y Maribel Nava-Mendoza en la elaboración de este capítulo.

Bibliografía

- Aber, J.D. y J.M. Melillo 1991. *Terrestrial Ecosystems*. Saunder Collage Publishing, Philadelphia.
- Alvarez-Santiago, S.A. 2002. Efecto de la perturbación en la interacción micorrizica vesículo arbuscular en un ecosistema tropical estacional. Tesis de maestría en Ciencias, UNAM, México.
- Binkley, D. y P. Sollins 1990. Factors determining differences in soil pH in adjacent conifer and alder-conifer stands. *Soil Science Society American Journal* 54: 1,427-1,433.
- Bormann, F.H. y G.E. Likens 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag. New York.
- Bormann, F.H., G.E. Likens, T.G. Sicama, P. S. Pierce y J. Eaton 1974. The export nutrient and recovery of stable condition following deforestation at Hubbard Brook. *Ecological Monographs* 44: 255-277.
- Brown, S., O. Masera y J. Sathaye 2000. Project-based activities. En: R.T. Watson, R.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo y D.J. Dokken (eds.). *Land use, land-use change, and forestry*. IPCC-Cambridge University Press, New York. Pp. 285-338.
- Bruijnzeel, L.A. 1990. *Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion: a state of knowledge review*. UNESCO, Holanda.
- Burgos, A. 2004. Función hidrológica y sucesión secundaria en laderas transformadas de selva baja a pradera en el Trópico Seco Mexicano. Tesis de doctorado en Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Buyanovsky, G.A., M. Aslam y G. Wagner 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Science Society American Journal* 58: 1,167-1,173.
- Campo, J., V.J. Jaramillo y J.M. Maass 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115: 167-172.
- Castellanos, J., V J. Jaramillo, R. L. Sanford Jr y J.B. Kauffman 2001. Slash-and burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in Mexico. *Forest Ecology and Management* 148: 41-50.
- Chen, J. y J.M. Stark 2000. Plant species effects and carbon and nitrogen cycling in a sagebrush-crested wheatgrass soil. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 47-57
- Cotler, H., E. Durán y C. Siebe 2002. Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. En: F. Noguera, J. H. Vega, A. N. García-Aldrete y M. Quesada (eds.). *Historial Natural de Chamela*. UANM, México. Pp. 17-79.
- Dunne, T. y L.B. Leopold 1978. *Water in environmental planning*. W.H. Freeman and Company, San Francisco, EE.UU.
- Ellis, J.E. y D.M. Swift 1988. Stability of African pastoral ecosystems: alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management* 41: 450-458.
- Elliott, E.T. 1986. Aggregate structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society American Journal* 50: 627-633.
- García-Montiel, D.C. y D. Binkley 1998. Effect of Eucalyptus saligna and Albizia falactaria on soil processes and nitrogen supply in Hawaii. *Oecologia* 113: 547-556.
- García Oliva, F., E. Ezcurra y L. Galicia 1991. Pattern of rainfall distribution in the Central Pacific coast of Mexico. *Geografiska Annaler* 73A: 179-186.
- García Oliva, F., I. Casar, P. Morales y J.M. Maass 1994. Forest to pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a Tropical Deciduous Forest. *Oecologia* 99: 392-396.
- García Oliva, F., J.M. Maass y L. Galicia 1995. Rainstorm analysis and rainfall erosivity of a seasonal tropical region with a strong cyclonic influence in the Pacific Coast of Mexico. *Journal of Applied Meteorology* 34: 2491-2498.
- García-Oliva, F. y J.M. Maass 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacional en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62: 39-48.
- García-Oliva, F., R.L. Sanford Jr. y E. Kelly 1999a. Effects of Slash-and-burn Management on Soil Aggregate Organic C and N in a tropical Deciduous Forest. *Geoderma* 88: 1-12.

- García-Oliva, F., R.L. Sanford Jr. y E. Kelly 1999b. Effect of burning of Tropical Deciduous forest soil in Mexico on the microbial degradation of organic matter. *Plant and Soil* 206: 29-36.
- García-Oliva, F., A. Camou y J.M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. En: F. Noguera, J. H. Vega, A. N. García-Aldrete y M. Quesada (eds.). *Historial Natural de Chamela*. UNAM, México. Pp. 3-10.
- García-Oliva, F., B. Sveshtarova y M. Oliva 2003. Seasonal effect on soil organic carbon dynamic in a Tropical Deciduous Forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 19: 179-188.
- García-Oliva, F., M. Oliva y B. Sveshtarova 2004a. Effect of soil macroaggregates crushing on C mineralization in a tropical deciduous forest ecosystem. *Plant and Soil* 259: 297-305.
- García-Oliva, F. y O.R. Maser 2004b. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in Land-Use, Land-Use Change, and Forestry (LULUCF) Projects under the Kyoto Protocol. *Climatic Change* 65: 347-364.
- Giardina, C.P., R.L. Sanford y I.C. Dockersmith 2000. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of American Journal* 64: 399-405.
- Gupta, V.V.S.R. y J.J. Germida 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 777-786.
- Gutiérrez-Alcalá, A.R. 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. Tesis de Licenciatura en Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Hughes, R.F., J.B. Kauffman y V.J. Jaramillo 2000. Ecosystems-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecological Applications* 10: 515-527.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- Izaurrealde, R.C., N.J. Rosenberg y R. Lal 2001. Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration: issues of science, monitoring, and degraded lands. *Advance in Agronomy* 70: 1-75.
- Jaramillo, V.J., J.B. Kauffman, L. Rentaría-Rodríguez, D.L. Cummings y L.J. Ellingson 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6: 609-629.
- Kaye, J.P., S.C. Resh, M.W. Kaye y R.A. Chimner. 2000. Nutrient and carbon dynamics in a replacement series of Eucalyptus and Albizia trees. *Ecology* 81: 3267-3273.
- Lal, R. y B.A. Stewart 1992. Need for land restoration. *Advances in Soil Science* 17: 1-11.
- Likens, G.E. y F.H. Bormann 1995. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Second Edition. Springer-Verlag, New York.
- Maass, J.M., C. Jordan y J. Sarukhán 1988. Soil erosion and nutrient losses in a seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* 25: 595-607.
- Maass, J.M. y A. Martínez-Yrizar. 1990. Los ecosistemas: definición, origen e importancia del concepto. *Ciencias* 4: 10-20.
- Maass, J.M., V. J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. Pp. 525-542. En: F. Noguera, J.H. Vega, A.N. García-Aldrete y M. Quesada (eds.). *Historia natural de Chamela*. UNAM, México.
- Maderey, L.E. 1982. *Geografía de la atmósfera*. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.
- May, R.M. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 471-477.
- Murty, D., M.U.F. Kirschbaum, R.E. McMurtrie y H. McGillvray 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biology* 8: 105-123.
- Nava-Mendoza, M., L. Galicia y F. García-Oliva 2000. Efecto de dos especies de árboles remanentes y de un pasto en la capacidad amortiguadora del pH del suelo en un ecosistema tropical estacional. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67: 17-24.
- Oades, J.M. y A.G. Waters 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research* 29: 815-828.
- Odum, E.P. 1983. *Basic Ecology*. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- O'Neill R.V., D.L. De Angelis, J. B. Waide y T.F.H. Allen 1986. *A hierarchical concept of ecosystems*. Princeton University Press. Princeton.

- Rhoades, C. y D. Binkley 1996. Factors influencing decline in soil pH in Hawaiian Eucalyptus and Albizia plantations. *Forest Ecology and Management* 80: 47-56.
- Rzedowsky, J. 1983. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Singh, J.S., A.S. Raghubanshi, R.S. Singh y S.C. Srivastava. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature* 338: 449-500.
- Smolander, A. y V. Kitunen 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 651-660.
- Tansley, A.G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.
- Tisdall, J.M. y J.M. Oades 1979. Stabilization of soil aggregates by the root system of ryegrass. *Australian Journal of Soil Research* 17: 429-441.
- Trojan, P. 1984. *Ecosystems homeostasis*. Dr. Junk Publishers, Holanda.
- Trudgill, S. 1979. *Soil and vegetation system*. Claredon Press, Gran Bretaña.
- Ulrich, B. 1984. Stability and destabilization of central european forest ecosystem- a theoretical data based approach. Pp. 217-237 En: J.H. Cooley y F.B. Golley (eds.). *Trends in Ecological Research*. Plenum Press, Nueva York.
- Vitousek, P.M., L.R. Walker, L.D. Whiteaker, D. Muller-Dombois y P.A. Matson 1987. Biological invasions by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science* 238: 802-804.
- Vitousek, P.M., D.R. Turner, W.J. Parton y R.L. Sanford 1994. Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawaii: patterns, mechanisms, and models. *Ecology* 75: 418-429.
- Webster, J.R., J.B. Waide y B.C. Patten 1979. Nutrient recycling and the stability of Ecosystems. Pp. 136-162. En: H. H. Shugart y R. V. O'Neill (eds.). *System Ecology*. Downe, Hutchinson and Ross, EE.UU.
- Wedin, D.A. y D. Tilman 1990. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. *Oecologia* 84: 433-441.

Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas

Yvonne Herrerías Diego* y
Julieta Benítez-Malvido*

Introducción

La pérdida de hábitat y la fragmentación se han convertido en las más importantes amenazas para el mantenimiento de la biodiversidad en todos los ecosistemas terrestres (Bierregaard *et al.*, 2001). La fragmentación es la pérdida de continuidad de un ecosistema y produce cambios importantes en la estructura de las poblaciones y comunidades de plantas y animales y en el ambiente físico, afectando su funcionamiento (Saunders *et al.*, 1991). La fragmentación implica la creación de bordes, que son el área más alterada de un fragmento; los efectos de borde pueden propagarse varios cientos de metros hacia el interior del bosque remanente (Curran *et al.*, 1999; Laurence, 2000; Peters, 2001). Este efecto se puede definir como la interacción entre dos ecosistemas adyacentes separados por una transición abrupta (Murcia, 1995).

La fragmentación es un proceso en el que el hábitat natural continuo es reducido a pequeños remanentes. Los efectos primarios de este fenómeno son la alte-

ración del microclima y el aislamiento, es decir, los cambios físicos y fisiológicos tanto al interior como a los alrededores del fragmento. Los principales cambios climáticos se reflejan en el flujo de radiación, la incidencia del viento, la frecuencia de fuegos, y en el ciclo hidrológico del fragmento (Lojevoy *et al.*, 1986; Kapos, 1989; Saunders *et al.*, 1991; Kapos *et al.*, 1997). Las modificaciones micro-ambientales pueden tener un impacto significativo sobre el establecimiento y composición de especies de plantas y animales afectando también las interacciones bióticas.

No se conocen todos los efectos que tiene la fragmentación sobre las diferentes especies, aunque pueden ser negativos, positivos o neutrales. Se sugiere que la mayoría de las especies se ven afectadas de manera directa o indirecta por la fragmentación y el impacto incluye los siguientes factores: la importancia de la pérdida del hábitat, sin necesariamente tomar en cuenta el tamaño del fragmento; el área y la forma del fragmento; el aislamiento del fragmento y el paisaje circundante, y la calidad del parche (*e.g.* la edad del fragmento) (Andrén, 1994).

Este capítulo aborda el impacto de la fragmentación en tres niveles de organización: poblacional; comunitario y ecosistémico. En una última sección se discuten los diferentes métodos de restauración ecológica para el mantenimiento de los fragmentos y

* Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Ex-Hacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán, México CP 58190. Correo-e: jbenitez@oikos.unam.mx.

la importancia de los mismos como fuentes de propágulos y/o reservorios de la biodiversidad. Aunque se abordan los efectos de la fragmentación de manera general, la mayoría de los ejemplos provienen de bosques tropicales debido a la experiencia de las autoras en estos sistemas.

El impacto de la fragmentación sobre las poblaciones

La pérdida del bosque da como resultado la reducción de las poblaciones de plantas y animales, y la consecuente disminución en el tamaño efectivo de cada población en condiciones reproductivas. La subdivisión del hábitat puede alterar la estabilidad de las poblaciones. El ejemplo más claro, y al mismo tiempo extremo, son las extinciones locales y regionales de algunas especies. Las características de las especies que las pueden hacer vulnerables a extinciones son: fragilidad de su historia de vida, tamaño corporal, hábitat o dieta específica, longevidad, capacidad de dispersión, variabilidad de la población, rareza y nivel trófico (Laurence y Yensen, 1991; Pimm, 1991; Tilman *et al.*, 1994). Se pueden distinguir dos tipos de características de las poblaciones que son afectadas por la fragmentación del hábitat, las demográficas y las genéticas.

Los efectos demográficos

La fragmentación ocasiona alteraciones en los parámetros de nacimiento, mortalidad y crecimiento de las poblaciones naturales, y su efecto puede ser variable en diferentes categorías de edades (cuadro 1). Los primeros cambios posteriores a la fragmentación que se han registrado en las poblaciones de plantas en bosques templados y tropicales han sido una diferenciación en la mortalidad y en el crecimiento de los individuos previamente establecidos, así como patrones contrastantes en el reclutamiento de nuevos individuos (Laurence *et al.*, 1997; Scariot, 1999; Bruna, 2002; Benítez-Malvido y Martínez-Ramos, 2003a, b).

Los árboles de mayor porte en parches pequeños presentan una tasa de mortalidad mayor que los presentes en parches de mayor tamaño (Laurence *et al.*, 2000). Se sugiere que la extinción de especies de

árboles en los fragmentos es un proceso lento, derivado de eventos aleatorios de muerte y nacimiento. Las especies que son favorecidas en los bosques fragmentados son de un estado de sucesión temprano (altas tasas fotosintéticas y de crecimiento, reproducción temprana, ciclos de vida cortos, etc.). Este decremento en la abundancia de adultos y plántulas compromete la regeneración futura del bosque.

Los efectos genéticos

La reducción en el tamaño de la población a causa de la fragmentación crea barreras genéticas, ya que los individuos remanentes son sólo una muestra del total de los genes que había en la población (Raijmann *et al.*, 1994). Las poblaciones pequeñas pueden presentar un incremento en la deriva génica, endogámica o depresión exogámica y una reducción del flujo génico (Raijmann *et al.*, 1994; Young *et al.*, 1996; Nason y Hamrick, 1997; Aldrich y Hamrick, 1998).

La pérdida en la variación genética a causa de la fragmentación del hábitat puede tener consecuencias evolutivas a largo plazo, e inclusive puede tener efectos a corto plazo con cambios a nivel genético que alteren la adecuación y la viabilidad de las poblaciones remanentes. La extinción local o regional pudiera ser el resultado de esta clase de escenario:

- § La población se reduce a un tamaño pequeño por la fragmentación del hábitat
- § La deriva génica tiene un gran efecto en la diversidad genética de poblaciones pequeñas
- § La proporción de sexos puede no mantenerse en una población pequeña
- § El tamaño efectivo de la población se acerca a cero
- § Los efectos de la endogamia alteran la adecuación.

Sin embargo, los efectos de la fragmentación sobre la estructura de las poblaciones no pueden ser generalizados. Especies que tienen distribuciones geográficas restringidas pueden ser más vulnerables a las extinciones locales si se reduce en la población la variación genética debido a la perturbación del hábitat (Barret y Kohn, 1991; Kirkpatrick y Jarne, 2000). En

CUADRO 1. EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN EN EL ÉXITO REPRODUCTIVO DE ESPECIES DE BOSQUES TEMPLADOS Y ESPECIES DE BOSQUES TROPICALES. LAS ↓ INDICAN UNA DISMINUCIÓN, ↑ INDICAN UN INCREMENTO Y ↔ NO HAY DIFERENCIA ENTRE BOSQUE CONTINUO Y FRAGMENTADO

ESPECIE	CARÁCTER MEDIDO	EFEECTO	AUTOR
Especies templadas			
<i>Sinapis arvensis</i>	Fructificación	↓	Steffan-Dewenter y Tschardtke, 1999
<i>Raphanus sativus</i>	Fructificación	↓	Steffan-Dewenter y Tschardtke, 1999
<i>Clarkia concinna concinna</i>	Producción de frutos	↓	Groom, 2001
<i>Primula elatior</i>	Producción de semillas y frutos	↓	Jacquemyn <i>et al.</i> , 2002
<i>Eucalyptus globulus</i>	Vigor de la progenie	↓	Hardner <i>et al.</i> , 1998
<i>Acacia brachybotrya</i>	Fructificación	↓	Cunningham, 2000
<i>Eremophila glabra</i>	Fructificación	↓	Cunningham, 2000
<i>Quercus douglasii</i>	Limitación de polen	↓	Knapp <i>et al.</i> , 2001
<i>Leucochrysum albicans</i>	Producción de semillas	↔	Costin <i>et al.</i> , 2001
<i>Oenothera macrocarpa</i>	Producción de semillas	↓	Moody-Weis y Heywood, 2001
<i>Delphinium nuttallianum</i>	Fertilización de óvulos	↓	Schulke y Waser, 2001
<i>Corydalis ambigua</i>	Producción de semillas	↓	Yasaka <i>et al.</i> , 1994
<i>Polygonatum odoratum</i>	Producción de semillas	↓	Yasaka <i>et al.</i> , 1994
<i>Aconitum yesoense</i>	Producción de semillas	↓	Yasaka <i>et al.</i> , 1994
<i>Attalea butyracea</i>	Sobrevivencia de semillas, recubrimiento de plántulas	↓	Wright y Duber, 2001
Especies tropicales			
Varias especies	Abundancia de plántulas	↓	Benitez-Malvido, 1998
<i>Samaena saman</i>	Desempeño de progenie y producción de semillas	↓	Cascante <i>et al.</i> , 2002
<i>Heliconia acuminata</i>	Germinación de semillas y sobrevivencia de plántulas	↓	Bruna, 2002
<i>Dinizia excelsa</i>	Producción de semillas	↓	Dick, 2001
<i>Shorea siamensis</i>	Producción de semillas	↓	Ghazoul <i>et al.</i> , 1998
<i>Clatsetum viridiflavum</i>	Producción de semillas	↓	Murren 2002
Varias especies	Establecimiento y dispersión	↓	Tabarelli <i>et al.</i> , 1999
<i>Dombeya acutangula</i>	Producción de semillas	↓	Gigord <i>et al.</i> , 1999
<i>Shorea siamensis</i>	Fructificación y producción de semillas	↓	Ghazoul y McLeish, 2001
16 especies	Cargas de polen, producción de frutos y producción de semillas	↓	Aizen y Feinsinger, 1994
<i>Pachira quinata</i>	Fructificación	↔	Fuchs <i>et al.</i> , 2002

las especies raras o que se encuentran en densidades bajas una disminución sustancial en la población a causa de la fragmentación puede acelerar la pérdida de diversidad genética e incrementar los niveles de endogamia (Sun, 1996; Allphin *et al.*, 1998). En estos casos, para que sea posible la conservación de una especie es necesario que se maximice el tamaño de la población; un número grande de individuos debe tener una diversidad mayor de fenotipos que un grupo pequeño.

El impacto de la fragmentación al nivel de la comunidad

Los efectos de la fragmentación sobre la diversidad, abundancia, distribución, conducta y sobrevivencia de plantas y animales se ha investigado para varios sistemas naturales (Klein, 1989; Aizen y Feinsinger, 1994 a, b; Murcia, 1995; Didham, 1997a, b; Ferreira y Laurence, 1997; Kapos *et al.*, 1997; Benítez-Malvido, 1998; Scariot, 1999). Los resultados obtenidos tienen particularidades para cada ecosistema. Probablemente el problema más grande al que se enfrentan las comunidades fragmentadas es la pérdida de la diversidad (Turner *et al.*, 1994). Para varios grupos de animales se ha observado una disminución en la abundancia y la riqueza de especies (*i.e.*, coleópteros, invertebrados degradadores de hojarasca, aves, primates, entre otros) en los remanentes en comparación con los bosques continuos (Klein, 1989; Stouffer y Bierregaard, 1995; Didham, 1997a; Chapman y Onderdonk, 1998).

El hábito sésil de las plantas resulta ser particularmente susceptible a la destrucción del hábitat, lo cual puede ocasionar cambios en la composición y en los tamaños de las poblaciones (Schemske *et al.*, 1994). Estudios realizados en bosques tropicales han encontrado que la abundancia y la riqueza de especies de plántulas resulta menor en fragmentos que en la selva continua (Benítez-Malvido, 1998; Scariot, 1999; Benítez-Malvido y Martínez-Ramos, 2003 a, b).

La fragmentación puede disminuir la riqueza de especies en los remanentes de bosque, pero existen algunos grupos taxonómicos (por ejemplo, las ranas y los mamíferos pequeños) que pueden presentar un incremento en la riqueza de especies en los sitios fragmentados comparados con la riqueza de especies antes

del aislamiento (Gascon *et al.*, 1999). Este fenómeno puede ser explicado por el tipo de matriz de vegetación que rodea al fragmento, la cual tiene una fuerte influencia en la dinámica poblacional en este ámbito (Gascon y Lojevoy, 1998; Gascon *et al.*, 1999). No es lo mismo que un fragmento de bosque tropical esté rodeado de vegetación secundaria, con estructura y composición similar a la del interior del fragmento, a que lo rodee un pastizal (Gascon *et al.*, 1999). Además, el aislamiento de los fragmentos altera la capacidad de movimiento de los individuos. Se ha observado que la riqueza de especies de insectos disminuye notablemente en los fragmentos, y que el movimiento de algunos polinizadores se ve fuertemente afectado. Esto se refleja en la comunidad vegetal, induciendo un aumento en los niveles de auto-polinización y al apareamiento entre individuos emparentados. Otro factor importante que impacta la diversidad de las comunidades fragmentadas es la introducción de especies exóticas, y en algunos casos se ha encontrado que el número de éstas es mayor en los bordes y aumentan conforme se reduce el tamaño del fragmento (Kemper *et al.*, 1999; Scariot, 1999).

Las interacciones bióticas

Debido a que la fragmentación ocasiona alteraciones tanto a nivel de la comunidad vegetal como de la comunidad animal, las interacciones existentes entre ambos grupos también son afectadas (cuadro 1). Algunas de las interacciones bióticas más sensibles son la polinización, la depredación de semillas, la descomposición de materia orgánica, las asociaciones mutualistas, como las asociaciones micorrízicas así como la dispersión de propágulos, o antagonistas, como los hongos patógenos y la herbivoría (Janzen, 1971, 1978; Dirzo y Miranda, 1990; Dirham, 1997b; Benítez-Malvido *et al.*, 1999, Benítez-Malvido, 2001).

Debido a que los animales frugívoros son especialmente sensibles a la perturbación del hábitat (Kattan *et al.*, 1994), si ocurriera un evento de disturbio, las especies de plantas que dependen de ellos para su dispersión podrían desaparecer de la comunidad (cuadro II). Algunas especies de plantas presentan modificaciones en su distribución cuando las poblaciones de frugívoros se han reducido (Pizo, 1997; Wrigth *et al.*,

CUADRO 2. ALGUNOS TRABAJOS DEL EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE DIFERENTES INTERACCIONES BIÓTICAS.
 LAS ↓ INDICAN UNA DISMINUCIÓN, ↑ INDICAN UN INCREMENTO Y ↔ NO HAY DIFERENCIA ENTRE BOSQUE CONTINUO Y FRAGMENTADO

INTERACCIÓN	FACTOR ANALIZADO	ESPECIES INVOLUCRADAS	EFEECTO	AUTOR
1) Depredación				
a) Herbivoría				
	Herbivoría en plantas infectadas por hongos patógenos	<i>Pouteria caimito</i> <i>Chrophyllum pomiferum</i> <i>Micropholis venulosa</i>	↑ ↑ ↔	Benitez-Malvido <i>et al.</i> 1999.
	Relación entre la desaparición de animales frugívoros y el reclutamiento de plantas	Estudio con 31 especies	↓	Cordeiro y Howe 2001
	Dispersión y depredación de semillas por diferentes especies de aves.	<i>Cabralea canjerana</i>	↓	Pizo 1997
	Depredación de bulbos en diferentes estados sucesionales	<i>Peromyscus leucopus</i> <i>Sciurus sp.</i> <i>Tamias striatus</i> <i>Odocoileus virginianus</i>	↑	Fletcher <i>et al.</i> 2001
b) Depredación de semillas				
	Depredación de semillas	<i>Samanea saman</i>	↓	Cascante <i>et al.</i> 2002.
	Depredación de semillas por brúquidos (escarabajos)	<i>Attalea butyracea</i>	↓	Wright y Duber 2001
c) Depredación (animales)				
	Depredación de nidos de aves	<i>Procyon lotor</i> <i>Didelphis virginiana</i> <i>Mephitis mephitis</i>	↓	Dijak y Thompson 2000
	Tasa de depredación en sitios perturbados vs. sitios conservados	<i>Vulpes vulpes</i> <i>Martes martes</i>	↑	Kurki <i>et al.</i> 1998
	Tasa de depredación de carnívoros medianos	<i>Procyon lotor</i> <i>Canis familiaris</i> <i>Felis domesticus</i> <i>Vulpes vulpes</i> <i>Canis latrans</i>	↑	Oehler y Litvaitis 1996

(Continúa)

CUADRO 2. ALGUNOS TRABAJOS DEL EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE DIFERENTES INTERACCIONES BIÓTICAS.
 LAS ↓ INDICAN UNA DISMINUCIÓN, ↑ INDICAN UN INCREMENTO Y ↔ NO HAY DIFERENCIA ENTRE BOSQUE CONTINUO Y FRAGMENTADO

INTERACCIÓN	FACTOR ANALIZADO	ESPECIES INVOLUCRADAS	EFEECTO	AUTOR
	Depredación de nidos de diferentes especies de aves		↓	Hay más de 55 referencias de este tema
	Estructura de la comunidad de aves insectívoras		↓	Telleira <i>et al.</i> , 2001
2) Parasitismo	Patógenos y herbivoría	<i>Pouteria caimito</i> <i>Chrophyllum pomiferum</i> <i>Micropholis venulos</i>	↑ ↔	Benitez-Malvido <i>et al.</i> , 1999.
	Parasitismo de nidos de un ave emparentada filogenéticamente	<i>Molothru ater</i>	↑	Hosoi y Rothstein, 2000
	Parasitoides	<i>Malacosoma disstria</i>		Roland y Taylor, 1997
3) Polinización				
Especies templadas	Frecuencia de visitas	<i>Nepeta cataria</i> con <i>Apis mellifera</i> , <i>Bombus</i> spp	↓	Sih y Baltus, 1987
	Frecuencia de visitas	<i>Delpinium nuttallianum</i> con colibríes y abejas		Schulke y Waser, 2001
Especies tropicales				
15 especies	Tasa de visitas	Euglosinne	↓	Powell y Powell, 1987
16 especies	Frecuencia de visitas	Abejas	↓	Aizen y Feinsinger, 1994b
<i>Shorea siamensis</i>	Conducta de forrajeo	<i>Trigona fimbriata</i>	↓	Ghazoul <i>et al.</i> , 1998.
<i>Ficus elastica</i> F. natalensis	Frecuencia de visitas	Pleistodontes claviger	↓	Mawdsley <i>et al.</i> , 1998
4) Detritívoros				
	Tasa de descomposición	Invertebrados	↓	Didham, 1998

2000). La extinción de dispersores de semillas puede reducir las áreas de distribución y los tamaños poblacionales de las plantas, o disminuir la posibilidad de colonización de nuevos ambientes. Estos efectos dan lugar a un mayor aislamiento de las poblaciones, conduciéndolas eventualmente a la extinción.

Los sistemas especializados planta-polinizador son sensibles a cualquier tipo de perturbación (Powell y Powell, 1987; Sih y Baltus, 1987; Jennersten, 1988; Klein, 1989; Aizen y Feinsinger, 1994a, b; Quesada *et al.*, 2003, 2004). En fragmentos pequeños y aislados el flujo de polen mediado por las interacciones planta-polinizador puede verse afectado (Bawa, 1990; Quesada *et al.*, 2004); por consiguiente la producción de frutos y semillas es afectada negativamente, tanto en la cantidad como en la calidad de su progenie (cuadro 2). Se sabe que los árboles tropicales se encuentran en bajas densidades y en algunos bosques tropicales se ha estimado que el 50% de las especies de los árboles presentan densidades menores a un individuo hectárea (Poore, 1968; Hubbell y Foster, 1983; Gentry y Terborgh, 1990; Lieberman *et al.*, 1990). Adicionalmente, los árboles tropicales son principalmente autoincompatibles y generalmente dependientes de animales para la polinización y la dispersión de semillas (Bawa, 1974, 1990). La fragmentación tiene efectos sobre los vectores de transferencia de polen y esto tiene repercusiones sobre el éxito reproductivo de las poblaciones de árboles y sobre la estructura genética de las progenies de las poblaciones remanentes. El proceso de polinización se rompe por una disminución en la abundancia de polinizadores causada por el cambio en el ambiente, la disponibilidad de recursos (Schaal, 1980; Jennersten, 1988), la disminución en la frecuencia de visitas debidas a cambios en la distribución de los recursos florales (Real *et al.*, 1983; Rathcke, 1983), o exclusión competitiva de los recursos florales por especies polinizadoras diferentes a las originales (Huryn, 1997; Dick, 2001).

Los grandes depredadores dependen de áreas extensas para su desarrollo, por lo que ante la fragmentación resultan muy vulnerables. Su persistencia dentro de los remanentes de vegetación puede estar dada por la habilidad de desplazarse a través de los fragmentos (Stouffer y Bierregaard, 1995). La fragmentación, al

modificar la abundancia y la diversidad de los herbívoros, también altera su interacción con otras especies (Didham *et al.*, 1998a, b; Benitez-Malvido *et al.*, 1999; García-Guzmán y Dirzo, 2001), así como las complejas interacciones entre los organismos patógenos y sus hospederos y vuelve a los remanentes de bosque más vulnerables a la invasión de especies exóticas (Brothers y Spingarn, 1992; Peters, 2001). La combinación de patógenos exóticos y los cambios ambientales pone a los fragmentos en una posición vulnerable a enfermedades poco comunes o sin historia previa en la comunidad (Gilbert y Hubbell, 1996). La diferencia entre los sitios con perturbaciones naturales y los que resienten los efectos antropogénicos es la presencia de plantas de especies exóticas, algunas de las cuales pueden crecer más rápido que las plantas nativas y son más competitivas por lo que excluyen a las especies nativas (Peters, 2001).

El impacto de la fragmentación sobre los ecosistemas

La mayoría de la investigación relacionada con la fragmentación de los ecosistemas se enfoca en la dinámica de las poblaciones y de comunidades y rara vez se han considerado los procesos ecosistémicos. Se ha sugerido que la diversidad funcional, y no solamente la riqueza de especies, es importante para mantener el flujo de nutrimentos y de energía (Silver *et al.*, 1996). Una alta riqueza de especies puede incrementar la elasticidad de los ecosistemas después de una perturbación, por lo que es mayor el número de alternativas para el flujo de los recursos. La luz del sol, el dióxido de carbono, la temperatura, el agua y los nutrientes del suelo, son recursos que se requieren para la producción primaria en los ecosistemas terrestres y son modificados drásticamente con la fragmentación y la creación de bordes (Kapos, 1989; Camargo y Kapos, 1995; Sizer *et al.*, 2000).

Los flujos de energía

El balance de energía en un ambiente fragmentado es muy diferente de aquél con la cobertura vegetal original, especialmente cuando la vegetación nativa fue más densa que lo que resta después de la frag-

mentación. El tipo de matriz de vegetación que rodea al fragmento afecta el balance de radiación debido a un incremento de la insolación en la superficie del fragmento (Saunders *et al.* 1991). En las áreas perturbadas por lo general las temperaturas diurnas son más altas y las temperaturas nocturnas más bajas que las presentes en las áreas sin alterar. Estas modificaciones de temperaturas pueden cambiar los procesos de reciclaje de nutrientes entre otros procesos y puede tener efectos desestabilizadores en interacciones como la competencia, la depredación y el parasitismo (Saunders *et al.*, 1991).

El viento

Con los cambios en la estructura de la vegetación el flujo del viento se modifica. El incremento en la incidencia de viento ocasiona daño físico en la vegetación y una mayor evapotranspiración de las plantas ya que reduce la humedad y aumenta la desecación (Laurence *et al.*, 2000; Saunders *et al.*, 1991). Además, el viento reduce el sustrato disponible para los microorganismos y la disponibilidad de recursos provenientes del suelo (Saunders *et al.*, 1991). En los bosques tropicales la incidencia de viento caliente y seco en las áreas perturbadas y en los remanentes ocasiona un incremento en la mortalidad de los árboles y en la incidencia de fuegos forestales en el borde de los fragmentos, a la vez que evita la regeneración del bosque (Laurence *et al.*, 2000).

El flujo de agua

La fragmentación altera varios componentes del ciclo hidrológico (Saunders *et al.*, 1991, Camargo y Kapos, 1995). Al quitar la vegetación nativa se cambian las tasas de interceptación de lluvia y la evapotranspiración. Al sustituirse especies perennes por herbáceas anuales (o especies para pastura) se incrementa la superficie de pérdida de agua, al mismo tiempo que se facilita la erosión del suelo y el transporte de partículas. El impacto de este fenómeno depende de la posición del parche y de su grado de inclinación; sitios con una mayor pendiente se verán más afectados por el flujo de agua que aquellos con una pendiente menor.

La pérdida de biomasa

La pérdida de biomasa es uno de las primeras consecuencias de la fragmentación del hábitat. En fragmentos y cerca de bordes hay un incremento en la mortandad de árboles de gran porte. Con el paso del tiempo, la biomasa disminuye cerca del borde del fragmento y el crecimiento secundario de lianas y especies de árboles pioneros no compensa ésta pérdida (Laurence *et al.*, 1997). La magnitud de esta reducción puede depender del patrón espacial de deforestación, el cuál determina el tamaño y la forma de los fragmentos (Laurence *et al.*, 1997, 1999). Para el Amazonas se estima que la mortalidad de árboles se incrementa en fragmentos con un tamaño menor a 400 ha. Por lo regular los fragmentos se encuentran por debajo de este tamaño, sugiriendo que la pérdida de biomasa en áreas fragmentadas puede ser una fuente de emisión de gases de invernadero (Laurence *et al.*, 1997). Los bosques tropicales contienen cerca del 40% del carbono almacenado en los ecosistemas terrestres, por lo que una pequeña perturbación en este ecosistema puede dar como resultado un cambio significativo en el reciclaje de carbono al nivel global (Laurence *et al.*, 1997, 1999; Phillips *et al.*, 1998).

Los suelo y los nutrientes

Un ecosistema tropical depende de un rápido reciclado de los nutrientes que, en su gran mayoría, están en las plantas y animales que lo habitan y no en el suelo, como sucede en los bosques templados. La conversión de bosques tropicales a pastizales reduce la concentración de nitrógeno, carbono orgánico y contenido de nutrientes del suelo (Laurence *et al.*, 1999). La pérdida de nutrientes del suelo puede ocasionar una baja cantidad de biomasa en sitios que se estén empleando para cultivos o en proceso de regeneración. Los fragmentos presentan una acumulación de contaminantes y nutrientes en el borde, los cuales pueden funcionar como concentradores de nutrientes y contaminantes que son transportados principalmente por el viento (Saunders *et al.*, 1991). Esto ocurre debido a, que al quitar la vegetación, disminuye el paso del agua en la zona del borde, por lo que el borde se considera como una trampa de nutrientes y contami-

nantes provenientes de las zonas agrícolas y urbanas cercanas. Es probable que la modificación en los flujos tenga efectos de cascada en los ciclos de nutrientes, la actividad microbiana, la dominancia de plántulas y otros procesos ecológicos que se desarrollen en los límites de las zonas alteradas.

La recuperación de sistemas fragmentados

La diversidad biológica de nuestro planeta está perdiéndose como consecuencia directa o indirecta de las actividades humanas. Los tamaños de las poblaciones de animales y plantas disminuye y la consecuente pérdida en la diversidad genética reduce la posibilidad de las poblaciones remanentes de adaptarse a los cambios en el ambiente. Aunque existe información referente al impacto de la fragmentación sobre diversos grupos de plantas y animales, faltan estudios que evalúen el efecto de la fragmentación sobre la comunidad de degradadores y formadores de suelos y de varios otros procesos ecosistémicos. Este enfoque es muy importante ya que los suelos son de los factores que se alteran más rápidamente con la fragmentación y puede ser una limitante en la restauración de zonas perturbadas.

Otro aspecto que falta investigar a mayor profundidad es la incidencia de parásitos y enfermedades como consecuencia de la fragmentación. La introducción de especies domésticas y/o exóticas puede acarrear enfermedades y parásitos, respecto de los cuales no están adaptadas las especies nativas lo que puede ocasionar una disminución del tamaño de la población dentro de los remanentes de vegetación. De la misma manera, las plantas pueden tener nuevos parásitos y enfermedades que modifiquen su adecuación o que disminuyan su éxito reproductivo (Benítez-Malvido y Lemus-Albor, en prensa). Una manera de disminuir estos efectos es erradicar continuamente los animales y plantas invasoras y/o exóticas de los fragmentos para evitar nuevas presencias.

El estudio de los efectos de la fragmentación en las interacciones bióticas es un enfoque que tiene, todavía, muchos aspectos por analizar y que puede ayudar a la restauración de las poblaciones afectadas y, más adelante, a la restauración de los ambientes perturbados. Las especies de plantas que son dispersadas

por animales pueden contribuir a la regeneración de los hábitats degradados. Por ejemplo, aves que llegan a árboles remanentes o parches en sitios perturbados facilitan la regeneración debido a que su presencia incrementa la lluvia de semillas (Holl, 1998; Duncan y Chapman, 1999).

Conocer el efecto de la fragmentación y la reducción de las poblaciones de árboles tropicales es fundamental para poder predecir cuál será el futuro de los individuos en los remanentes de bosque y de su progenie. Trabajos que ofrezcan este enfoque son muy importantes en el diseño de programas de manejo y conservación de la diversidad en este tipo de áreas.

En remanentes de bosques tropicales se ha observado que los fragmentos se contraen y desaparecen con el tiempo (Gascon *et al.*, 2000). Este fenómeno es más intenso para fragmentos pequeños y puede incrementarse por el tipo de manejo que se le da a la matriz de vegetación que rodea al fragmento. Si el objetivo del manejo es conservar los remanentes de vegetación como reservorios de biodiversidad, se sugiere plantar en los alrededores y dentro del fragmento árboles de especies nativas útiles para disminuir el efecto de borde (viento, incidencia de fuego, desecación, altas temperaturas, entre otros) sobre el área que se desea conservar y para atraer animales frugívoros dispersores de semillas. Otra forma de reducir los efectos negativos en las poblaciones de plantas y animales dentro de los fragmentos, es la creación de corredores biológicos entre fragmentos y entre fragmentos y áreas de vegetación bien conservada. Esto permitirá el flujo de propágulos y el libre tránsito de animales de un área a otra reduciendo su exposición en áreas abiertas (Gascon *et al.*, 1999).

Para finalizar, a pesar de que muchos sistemas terrestres en la actualidad están representados únicamente en fragmentos de vegetación, como el bosque atlántico en Brasil, el pedregal en la ciudad de México (Tabarelli *et al.*, 1999) y su persistencia depende de su manejo, basados en diferentes estudios y en experiencias propias, sugerimos que para la conservación de áreas naturales se protejan superficies lo más grande posible (*e.g.*, a nivel de cuencas hidrográficas) ya que las diferentes especies necesitan ecosistemas funcionales para poder subsistir (Saunders *et al.*, 1991).

Bibliografía

- Aizen, M. y P. Feinsinger. 1994a. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in Chaco Dry Forest Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- . 1994b. Habitat fragmentation, native insect pollinators and feral honey bees in argentine “Chaco Serrano”. *Ecological Applications* 4: 378-392.
- Aldrich, P. y J.L. Hamrick. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical mosaic. *Science* 281: 103-105.
- Allphin, L., M.D. Windham y K.T. Harper. 1998. Genetic diversity and gene flow in the endangered dwarf poppy *Arctomecon humilis* (Papaveraceae). *American Journal of Botany* 85: 1251-1261.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Barret, S.C.H. y J.R. Kohn. 1991. Genetic y evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. Pp. 3-30 En: D.A. Falk y K.E. Holsinger (eds.). *Genetic y conservation of rare plants*. Oxford University Press, Nueva York.
- Bawa, K.S. 1974. Breeding systems of tree species of a lowland tropical community. *Evolution* 28: 85-92.
- . 1990. Plant-pollinator interaction in tropical rain forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 399-422.
- Benítez-Malvido, J. 2001. Regeneration in tropical rain forest fragments. Pp. 136-145 En: R. Bierregaard, Jr., C. Gascon, T. Lovejoy y R. Mesquita (eds.). *Lessons from Amazonia: The Ecology y Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Heaven, Connecticut.
- . 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.
- Benítez-Malvido, J., G. García-Guzmán e I.D. Kossmann-Ferraz. 1999. Leaf-fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rainforest fragments: an experimental study. *Biological Conservation* 91: 143-150.
- Benítez-Malvido, J. y M. Martínez-Ramos. 2003a. Influence of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17: 389-400.
- . 2003b. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. *Biotropica* 35: 530-541.
- Benítez-Malvido, J., y A. Lemus-Albor (en prensa). Habitat disturbance and the proliferation of plant diseases En: W. F. Laurence y C. Peres (eds.). *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, EE.UU.
- Bierregaard, R. O. y C. Gascon, C. 2001. History of a long-term conservation project. Pp. 5-12. En: Bierregaard, Jr., Gascon, C., T. Lovejoy y R. Mesquita (eds.). *Lessons from Amazonia. The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, Michigan, EE.UU.
- Brothers, T.S. y A. Spingarn. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of Central Indiana old growth forest. *Conservation Biology* 6: 91-100.
- Bruna, E.M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in Central Amazonia. *Oecologia* 132: 235-243.
- Camargo, J.L. y V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in a central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Cascante, A., M. Quesada, J.A. Lobo y E.J. Fuchs. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree, *Samanea saman*. *Conservation Biology* 16: 137-147.
- Chapman, C.A. y D.A. Onderdonk. 1998. Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology* 45: 127-141.
- Cordeiro, N.J. y H.F. Howe. 2001. Low recruitment of tree dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15(6): 1,733-1,741.
- Costin, B.J., J.W. Morgan y A.G. Young. 2001. Reproductive success does not decline in fragmented populations of *Leucochrysum albicans* subsp *albicans* var. *tricolor* (Asteraceae). *Biological Conservation* 98: 273-284.
- Cunningham, S.A. 2000. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proceedings of the Royal Society of London* 267: 1149-1152.
- Curran, L., M.I. Caniango, G.D. Paoli, D. Astianti, M. Kusneti, M. Leighton, C.E. Nirarita y H. Haeruman. 1999. Impact of El Niño and logging on canopy tree recruitment in Borneo. *Science* 286: 2184-2188.
- Dick, C.W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Proceeding of the Royal Society of London* 268: 2391-2396.
- Didham, R.K. 1997a. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. Pp. 303-320. En: A. Watt, N. E. Stork y M. Hunter (eds.). *Forests and insects*. Chapman y Hall, Londres.

- . 1997b. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. Pp. 55-70. En: W.F. Laurence, R.O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, EE.UU.
- . 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116: 397-406.
- Didham, R.K., J.H. Lawton, P.M. Hammond y P. Eggleton. 1998a. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetle (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Proceedings of the Royal Society of London* 353: 437-451.
- Didham, R.K., P.M. Hammond, J.H. Lawton, P. Eggleton y N. Stork. 1998b. Beetle responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323.
- Dijak, W.D. y F.R. Thompson. 2000. Landscape and edge effects on the distribution of mammalian predators in Missouri. *Journal of Wildlife-Management* 64: 209-216.
- Dirzo, R. y A. Miranda. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function and diversity: a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.
- Duncan, R.S. y C.A. Chapman. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* 9: 998-1008.
- Ferrerira, L.V. y W.F. Laurence. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conservation Biology* 11:797-801.
- Fletcher, J.A., L.A. Shipley, W.J. McShea y D.L. Shumway. 2001. Wildlife herbivory and rare plants: the effects of white-tailed deer, rodents, and insects on growth and survival of Turk's cap lily. *Biological Conservation* 101: 229-238.
- Fuchs, E., J.A. Lobo y M. Quesada. 2003. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns on the tropical dry forest tree, *Pachira quinata* (Bombacaceae). *Conservation Biology* 17: 149-157
- García-Guzmán, G. y R. Dirzo. 2001. Patterns of leaf pathogen infection in the understory of a Mexican rain forest: incidence, spatio-temporal variation and mechanisms of infection. *American Journal of Botany* 88: 634-645.
- Gascon C. y T.E. Lovejoy. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in Central Amazonia. *Zoology* 101: 273-279.
- Gascon C., T.E. Lovejoy, R.O. Bierregaard, J.R. Malcom, P.C. Stouffer, H.L. Vasconcelos, W.F. Laurence, B. Zimmerman, M. Tocher y S. Borges. 1999. Matrix-habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 90: 1-7.
- Gascon, C., B. Williamson y G.A.B. da Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Gentry, A.H. y J. Terborgh. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest. Pp. 542-564. En: A. H. Gentry (ed.). *Four neotropical forests*. Yale University Press, EE.UU.
- Ghazoul, J., K.A. Liston y T.J.B. Boyles. 1998. Disturbance induces density-dependent seed set in *Shorea siamensis* (Dipercarpaceae), a tropical forest tree. *Journal of Ecology* 86: 462-473.
- Ghazoul, J. y M. McLeish. 2001. Reproductive ecology of forest trees in logged and fragmented habitats in Thailand and Costa Rica. *Plant Ecology* 153: 335-345.
- Gilbert, G.S. y S.P. Hubbell. 1996. Plant disease and the conservation of tropical forest. *Bioscience* 46: 98-106.
- Gigord, L., F. Picot y J.A. Shykoff. 1999. Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on La Réunion (Indian Ocean). *Biological Conservation* 88: 43-51.
- Groom, M.J. 2001. Consequences of subpopulation isolation for pollination, herbivory, and population growth in *Clarkia concinna concinna* (Onagraceae). *Biological Conservation* 100: 55-63.
- Hardner, C.M, B.M. Potts y P.L. Gore. 1998. The relationship between cross success and spatial proximity of *Eucalyptus globules* sp. *globulus* parents. *Evolution* 52: 614-618.
- Holl, K.D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology* 6: 253-261.
- Hosoi, S.A. y S. Rothstein. 2000. Nest desertion and cowbird parasitism: evidence for evolved responses and evolutionary lag. *Animal Behaviour* 59: 823-840.
- Hubbell, S.P. y R.B. Foster. 1983. Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implications for conservation. Pp. 25-41. En: S. Sutton, T. C. Whitmore y Chadwick (eds.). *Tropical rain forest: ecology y management*. Blackwell, Oxford.
- Huryn, V.M.B. 1997. Ecological Impacts of introduced honey bees. *Quarterly Review Biology* 72: 275-297.

- Jacquemyn, H., R. Brys y M. Hermy. 2002. Path occupancy, population size and reproductive success of a forest herb (*Primula elatior*) in a fragmented landscape. *Oecologia* 130: 617-625.
- Janzen, D.H. 1971. The fate of *Scheelea rostrata* fruits beneath the parent tree: predispersal attack by bruchids. *Principes* 15: 89-101.
- . 1978. Reduction of seed predation *Bahuinia pauletia* (Leguminosae) through habitat destruction in a Costa Rica deciduous forest. *Brenesia* 14/15: 325-336.
- Jennersten, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoideus* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology* 2: 359-366.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Kapos, V., E. Wandelli, J.L. Camargo y G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment y plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. Pp. 33-44. En: W. F. Lawrence y O. Bierregaard Jr. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, management y conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. EE.UU.
- Catan, G.H.H., Alvarez-López y M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird interactions. San Antonio 80 years later. *Conservation Biology* 8: 138-146.
- Kemper, J.R., M. Crowling y D.M. Richardson. 1999. Fragmentation of South Africa renosterveld shrublands: effects on plant community structure and conservation implications. *Biological Conservation* 90: 103-111.
- Kirkpatrick, M. y P. Jarne. 2000. The effect of bottleneck on inbreeding depression and the genetic load. *American Naturalist* 155: 154-167.
- Klein, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70:1715-1725.
- Knapp, E.E., M.A. Goedde y K.J. Rice. 2001. Pollen-limited reproduction in blue oak: implications for wind pollination in fragmented populations. *Oecologia* 128: 48-55
- Kurki, S., A. Nikula, P. Helle y H. Linden. 1998. Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67: 874-886.
- Laurence, W.F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 234-135.
- Laurence, W.F. y E. Yensen. 1991. Predicting impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.
- Laurence, W.F., S.G. Laurence, L.V. Ferrerira, J.M. Rankin-de Merona, C. Gascon y T.E. Lovejoy. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.
- Laurence, W.F., P.M. Fearnside, S.G. Laurance, P. Delamônica, T.E. Lovejoy, J.M. Rankin-de Merona, J.Q. Chambers y C. Gascon. 1999. Relationships between soil and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 118: 127-138.
- Laurence, W.F., P. Delamônica, S. G. Laurance, H. L. Vasconcelos y T. E. Lovejoy. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- Lieberman, D., G.S. Hartshorn, M. Lieberman y R. Peralta. 1990. Forest dynamics at La Selva biological station, Costa Rica, 1969-1985. Pp. 509-521. En: A. H. Gentry (ed.). *Four Neotropical Forests*. Yale University Press, New Haven, EE.UU.
- Lovejoy, T.E., R.O. Bierregaard, A.B. Rylands, J.R. Malcolm, C.E. Quintinela, L.E. Harper, K.S. Brown Jr., A.H. Powell, H.O.R. Shubart y M.B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pp. 257-285. En: M. E. Soulé (ed.). *Conservation biology: the science of scarcity y diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, EE.UU.
- Mawdsley, N.A., S.G. Compton y R.J. Whittaker. 1998. Population persistence, pollination mutualisms, and figs in fragmented tropical landscape. *Conservation Biology* 12: 1,416-1,420
- Moody-Weis, J.M. y J.S. Heywood. 2001. Pollination limitation to reproductive success in the Missouri evening primrose, *Oenothera macrocarpa* (Onagraceae). *American Journal of Botany* 88: 1615-1622.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Murren, C.J. 2002. Effects of habitat fragmentation on pollination: pollinators, pollinia viability and reproductive success. *Journal of Ecology* 90: 100-107.
- Nason, J.D. y J.L. Hamrick. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of Neotropical canopy trees. *Journal of Heredity* 88: 264-276.

- Oehler, J.D. y J.A. Litvaitis. 1996. The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology* 74: 2070-2079.
- Peters, H.A. 2001. *Clidemia hirta* invasion at the Pasoh Forest Reserve: an unexpected plant invasion in an undisturbed tropical forest. *Biotropica* 33: 60-68.
- Phillips, O.L., Y. Malhi, N. Higuchi, W.L. Laurance, P.V. Nuñez, R.M. Vásquez, S.G. Laurance, L.V. Ferreira, M. Stern, S. Brown y J. Grace. 1998. Change in the carbon balance of tropical forest: evidence from long-term plots. *Science* 282: 439-441.
- Pimm, S.L. 1991. *The balance of nature?* University of Chicago Press, EE.UU.
- Pizo, M.A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13: 559-578.
- Poore, M.E.D. 1968. Studies in the Malaysian rain forest. I. The forest on the Triassic sediments in Jengka Forest Reserve. *Journal of Ecology* 56: 143-196
- Powell, A.H. y G.V.N. Powell. 1987. Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian Forest Fragments. *Biotropica* 19: 176-179.
- Quesada, M., K.E. Stoner, V. Rosas-Guerrero, C. Palacios-Guevara y J.A. Lobo. 2003. Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats in a dry forest: implications for the reproductive success of the Neotropical tree *Ceiba grandiflora*. *Oecologia* 135: 400-406.
- Quesada M., K.E. Stoner, J.A. Lobo, Y. Herrerías-Diego, C. Palacios-Guevara, M.A. Murguía-Rosas y K. A. O.-Salar. 2004. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat pollinated bombacaceous trees. *Biotropica* 36: 131-138.
- Raijmann, L.E., R. Van Leeuwen, Kerten, J.G.B Oostermeijer, H.C. Den Nijs y B.J. Menken. 1994. Genetic Variation and outcrossing rate in relation to population size in *Gentianan pneumonanthe* L. *Conservation Biology* 8: 1,014-1,026.
- Rathcke, B. 1983. Competition and facilitation among plants for pollination. Pp. 305-329 En: L. A. Real (ed.). *Pollination biology*. Academic Press, Londres.
- Real, L.A., J. Otte y E. Silverfine. 1983. On the trade-off between the mean and variance in foraging: an experimental analysis with bumblebees. *Ecology* 63: 1617-1623.
- Roland, J. y P.D. Taylor. 1997. Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. *Nature* 386: 710-713
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 118-132.
- Scariot, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in Central Amazonia. *Journal of Ecology* 87: 66-76.
- Schaal, B.A. 1980. Measurement of gene flow in *Lupinus tesensis*. *Nature* 284: 450-451.
- Schemske, D.W., B.C. Husband y M.R. Ruckelshaus. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584-606.
- Schulke, B. y N.M. Waser. 2001. Long distance pollinator flights and pollen dispersal between populations of *Delphinium nuttallianum*. *Oecologia* 127: 239-245.
- Sih, A. y M.S. Baltus. 1987. Patch size, pollinator behavior, and pollinator limitation in catnip. *Ecology* 68: 1679-1690.
- Silver, W.L., S. Brown y A.E. Lugo. 1996. Effects of change in biodiversity on ecosystem function in tropical forests. *Conservation Biology* 10: 17-24.
- Sizer, N., E.V.J. Tanner y I.D. Kossmann Ferraz. 2000. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 853-863.
- Steffan-Dewenter, I. y T. Tschardt. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* 121: 432-440.
- Stouffer, P.C. y R.O. Bierregaard. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445.
- Sun, M. 1996. Effects of population size, mating system and evolutionary origin on genetic diversity in *Spiranthes sinensis* and *S. honkongensis*. *Conservation Biology* 10: 785-795.
- Tabarelli, M., W. Mantovani y C.A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Telleria, J.L., E. Virgos, R. Carbonell, J. Perez-Tris-Javier y T. Santos. 2001. Behavioral responses to changing landscapes: flock structure and anti-predator strategies of tits wintering in fragmented forests. *Oikos* 95: 253-264.
- Tilman, D., R.M. May, C.L. Lehman y M.A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.

- Turner, I.M., H.T.W. Tan, Y.C. Wee, A.B. Ibrahim, P.T. Chew y R.T. Corlett. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8: 705-712.
- Wright, S.J., H. Zeballos, I. Dominguez, M.M. Gallardo, M.C. Moreno y R. Ibañez. 2000. Poachers alter mammal abundance seed dispersal and seed depredation in a Neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227-239.
- Wright, S.J. y H.C. Duber. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33: 583-595.
- Yasaka, M.Y. Sunaga, F. Kawasaki e Y. Konno. 1994. Effect of forest fragmentation on the fruit set ratio for three perennial herbs. *Japanese Journal of Ecology* 44: 1-7
- Young, A., T. Boyle y T. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 413-418.

Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas?

Saúl G. Segura Burciaga*

Introducción

La introducción de especies

Encontrar especies tanto vegetales como animales fuera de su ámbito de distribución natural es algo muy común y las razones para ello son diversas. Podemos mencionar, entre otras, su conocimiento y aprovechamiento por utilidad ornamental, comestible, industrial o comercial, para programas de gobierno o científicos. La mayoría de los movimientos de ejemplares de especies hacia regiones nuevas, generalmente se ha hecho tomando en cuenta únicamente los beneficios para las poblaciones humanas, sin considerar sus posibles efectos ecológicos adversos. Si bien durante los últimos cinco siglos en que ha ocurrido esto, no se tenía idea de sus efectos negativos, desde la segunda mitad del siglo pasado el conocimiento ecológico debe servir para no continuar cometiendo los mismos errores del pasado en perjuicio de los recursos naturales, particularmente de la biodiversidad.

Para abordar y discutir este amplio tema se partirá del análisis de la flora ya que existe mayor información que sobre casos de fauna, y porque el número de especies de plantas introducidas a las diferentes comunidades naturales es un orden de magnitud mayor al de los animales introducidos (Macdonald *et al.*, 1989). Otra razón para esto es que las restauraciones de ecosistemas se basan en el restablecimiento de una cobertura vegetal compuesta por individuos de especies nativas que resistan y mejoren las condiciones del área perturbada y posteriormente propicie el regreso de la fauna nativa que haya emigrado o muerto previamente.

El transporte de especies vegetales utilizadas por el hombre hacia zonas fuera de su distribución natural se ha incrementado con el mejoramiento de las comunicaciones entre las diferentes regiones del mundo (Harper, 1977). Este fenómeno de dispersión artificial, así como algunos de sus efectos básicos, han sido observados y documentados desde el siglo XIX (Darwin, 1859, en Harper, 1977).

En América, así como en otras partes del mundo, las invasiones humanas provenientes principalmente de Europa, estuvieron acompañadas por especies comestibles y ornamentales domesticadas en ese continente (Heywood, 1989). A su vez, muchas de las especies que en el continente europeo eran utilizadas

* Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural, Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal.

para diversos fines provenían de Asia o de África. Ejemplos de ello son los cítricos, los cerdos y las gallinas, originarias de Asia; el café y la sávila de África. Esto ha dado como consecuencia que se encuentre una gran cantidad de especies nativas de Europa mediterránea en Norteamérica y Australia (Harper, 1977). Existen varios ejemplos de esto: en Nueva Zelanda, más de un tercio de la flora está compuesta por especies introducidas por los invasores europeos (Good, 1974, en Harper, 1977); en Sudamérica también existe una gran cantidad de flora de origen europeo que actualmente cubre miles de kilómetros cuadrados en regiones como los llanos de La Plata, Argentina (Darwin, 1859, en Harper, 1977).

Por otro lado, aunque en algunos casos el porcentaje de especies de plantas introducidas en una comunidad no sea muy alto, su abundancia o dominancia sí lo es: por ejemplo, en el Parque Nacional Channel Islands, a 70 km de la costa californiana de EE.UU., 23% de las plantas estudiadas fueron introducidas, pero la cobertura que ocupan en conjunto llega al 70% (Loope *et al.*, 1988). Otro ejemplo se encuentra en los bordes del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel, en la Ciudad de México, donde las copas de los árboles de una sola especie, *Eucalyptus* aff. resinifera, que representa alrededor del 20% de las especies introducidas, cubre en promedio 75% de las porciones donde se encuentra (Segura-Burciaga, 1995).

La naturalización de especies

Existen muchos casos de introducciones de especies vegetales en los que una población se naturaliza, es decir, se integra a la comunidad y al funcionamiento natural del ecosistema al que fue introducida. Esto puede darse por su interacción con especies animales nativas (por ejemplo, que sirvan de alimento a especies generalistas), por reproducirse en forma silvestre, porque no causan cambios notables en las propiedades emergentes de la comunidad vegetal (composición, estructura o fisonomía) o por que no alteren notoriamente el funcionamiento natural de un ecosistema. Un ejemplo es la especie *Cotoneaster pannosa*, que se ha citado como nativa del suroeste de China (Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 2001) y

se le encuentra en forma silvestre y en una densidad similar a la de otros arbustos en bosques de encinos de la Cuenca de México (observación del autor).

El tiempo dificulta la distinción entre las especies nativas de las no nativas, ya que cuanto más antigua sea la llegada de la especie alóctona (de origen ajeno al ecosistema), mayor será su oportunidad de naturalizarse y confundirse con las especies autóctonas (originarias del ecosistema), al establecer poblaciones silvestres y debido a que se dispersa por anemocoria (viento) o por zoocoria (por animales). En este último caso, cuando se trate de endozoocoria se trataría de una naturalización ya que si este hecho es frecuente y estable, formaría una interacción con alguna o varias especies nativas. Esto ocurrió en la Cuenca de México, donde en el siglo XVI se introdujo la especie *Schinus molle*, proveniente del Perú (por lo cual los nativos lo llamaron Árbol del pirú) (Alzate y Ramírez, 1791) cuyos frutos han sido ingeridos por aves nativas, como *Bombycilla cedrorum* (chinito) y *Turdus migratorius* (primaveras) entre otras, las cuales han dispersado ampliamente sus semillas por el centro del país (Corkidi *et al.*, 1991).

Con base en estudios de varios casos, se calcula que después de alrededor de 1,000 años a partir de la llegada de una especie nueva a una comunidad, es prácticamente indistinguible de las originadas en esa región (Usher, 1988). Por razones como ésta, casi en todas las comunidades vegetales existen especies cuyo origen no se ha podido determinar y a las cuales se les denomina “criptogénicas” (Carlton, 1996).

Las invasiones vegetales

A diferencia de la naturalización, algunas especies pueden invadir y llegar a desplazar o excluir competitivamente a algunas especies nativas (Begon *et al.*, 1986) y obstaculizar o eliminar su reclutamiento para posteriormente convertirse en dominantes en la comunidad causando cambios notables a todos los niveles (Vitousek, 1986; Macdonald *et al.*, 1989). A nivel de comunidad, los cambios pueden presentarse en términos de fisonomía, estructura, composición y distribución de las especies. A nivel de ecosistema, la invasión de una especie vegetal puede acelerar el empobrecimiento o la erosión del suelo, alterar los ciclos

hídrológicos y biogeoquímicos, las tasas de descomposición, el desarrollo de los suelos y su productividad, la circulación de nutrimentos y de energía, así como acelerar la frecuencia de los disturbios (Vitousek, 1986; Usher, 1988; Macdonald *et al.*, 1989). En casos extremos, pueden ocurrir invasiones que den lugar, entre otras consecuencias, a una disminución de la diversidad florística natural de un área y por lo tanto de su fauna asociada.

El estudio de las áreas protegidas por la restricción que imponen a las actividades humanas en ellas, puede ser muy útil para suponer el proceso de invasión y obtener una aproximación a la magnitud de este problema a nivel global, ya que en los ecosistemas no protegidos, el problema de introducción de especies debe ser mayor. Usher (1988) encontró que para cada una de 24 reservas ecológicas estudiadas en todo el mundo, hay por lo menos una especie animal y varias de plantas vasculares introducidas. En el sistema de parques nacionales de los Estados Unidos, la flora introducida representa entre 6 y 64% del total de especies (Loope, 1992). En este contexto, llama la atención que el número de especies de plantas introducidas a las diferentes comunidades naturales es un orden de magnitud mayor que el de animales (Macdonald *et al.*, 1989).

Para tratar de entender las invasiones biológicas ya consumadas o en proceso, se propone que se estudien por separado las características de las dos partes que intervienen: 1) la biología y ecología de las especies introducidas y 2) los atributos y propiedades de las comunidades o ecosistemas receptores. Después de revisar de esta manera varios casos, se puede tratar de encontrar las características similares entre las especies invasoras y también entre las comunidades o ecosistemas invadidos, así como conocer cuáles son los factores que intervienen en cada caso y los patrones de las invasiones.

Por otra parte, para tratar de prevenir una posible invasión, lo mejor es no introducir especies no nativas al ecosistema que se pretenda restaurar. Sin embargo, bajo situaciones extremas de deterioro o destrucción de un ecosistema, puede ser posible que se requiera el uso temporal de alguna especie exótica con características que ayuden al proceso de restauración; en tales casos cuando se contemple esta posibilidad,

deben analizarse cuidadosamente las características de la especie introducida y compararlas con las de las especies que han probado ser invasoras, y también las de la comunidad o ecosistema receptor y confrontarlas con las de las comunidades o ecosistemas con mayor susceptibilidad a ser invadidos. Finalmente, estos resultados deben integrarse para intentar predecir el riesgo y los probables destinos de una introducción de cualquier grupo de organismos.

Las características propias de la especie introducida (autoecológicas) que se deben estudiar según lo propuesto, son: i) los atributos o rasgos de historia de vida que muestran en todas sus etapas, desde su germinación y establecimiento, hasta llegar a la madurez, así como el ámbito de condiciones que requieren en cada una de dichas etapas; ii) sus requerimientos ambientales; iii) su capacidad para explotar los recursos inaccesibles o poco accesibles para las especies nativas, y con ello reducir la disponibilidad de los recursos comunes, o para aprovecharlos mejor que las nativas (esto es determinante para tratar de anticipar el tamaño, amplitud y forma de la distribución que pueda alcanzar su población en el futuro). También se deben considerar: iv) la abundancia inicial y v) la distribución espacial inicial de los organismos introducidos. En cuanto a las características de la comunidad receptora (sinecológicas), se deben tomar en cuenta: i) la etapa sucesional en la que se encuentra, ii) su estructura y composición (relacionadas con su resistencia y resiliencia), iii) las condiciones fisicoquímicas y climáticas y también iv) su grado de perturbación, principalmente en las zonas de introducción de los individuos ajenos (Segura-Burciaga, 1995).

Otro factor a considerar para prevenir posibles consecuencias adversas en el ecosistema, es un aparente efecto químico, llamado alelopatía, cuyo resultado principal es una supresión de especies vecinas y que se le atribuye a algunas sustancias liberadas por las estructuras de la planta; este tema ha sido discutido y analizado sin perder de vista la competencia por recursos como explicación alternativa (Espinosa-García, 1996).

A partir de estudios e intercambios de información sobre las invasiones biológicas a nivel global, se han hecho algunas clasificaciones de especies invasoras. Existen clasificaciones generales que incorporan a to-

dos los grupos de seres vivos o también clasificaciones particulares para grupos de organismos (por ejemplo, para árboles, mamíferos, etc.) Como se explicará más adelante, si no se tiene información de la biología de la especie que en un momento dado se contemple o pretenda introducir a determinada región, es muy útil revisar dichas clasificaciones para contar con una primera idea de lo que puede ocurrir. En esta parte vale la pena mencionar que para llevar a cabo acciones de restauración ecológica o una simple reforestación, es necesario la planificación sea interdisciplinaria y donde intervengan biólogos o ecólogos con conocimientos del tema.

Las clasificaciones de especies invasoras pueden dar una primera idea para tomar precauciones especiales, o inclusive hasta llegar a descartarlas para algún proyecto en particular; sin embargo, como ya se mencionó, una posible invasión depende tanto de las características de las especies a introducir como las de la comunidad o ecosistema receptor. También se puede tomar en cuenta el origen de las especies, ya que se ha observado que algunas especies del hemisferio norte invaden regiones del hemisferio sur, como *Pinus radiata* que invade bosques de *Eucalyptus* en Australia, o varias especies de eucaliptos que invaden o prosperan en varias regiones del hemisferio norte, como ha ocurrido en México y España (ICONA, 1984).

El manejo de las especies introducidas

Situación en México

En México en general se ha sobreutilizado un grupo relativamente reducido de especies vegetales tanto para uso ornamental como para reforestaciones, ya sea en zonas urbanas o rurales con el agravante de que la mayoría no son nativas. Este legado histórico resultado del desconocimiento de lo que hoy se llama ecología y hoy evidencia los errores que se volvieron costumbres y que deben reevaluarse y corregirse para conservar la biodiversidad de cada región.

Prácticamente en cualquier lugar del país se introducen indiscriminadamente especies de diferentes orígenes biogeográficos y requerimientos ambientales, varias de ellas en forma masiva durante las campañas de reforestación, muchas veces con propósitos más de

forma que de fondo. Como se apuntó anteriormente, en un extremo, encontramos algunas especies que no logran adaptarse al nuevo ambiente y no se desarrollan adecuadamente, por lo que demandan mayores recursos para sobrevivir y desarrollarse exitosamente. En el otro extremo, algunas se desarrollan tan bien en las nuevas condiciones que pueden establecerse en forma silvestre y llegar a desplazar a algunas plantas nativas de la región de introducción, al excluirlas por competencia interespecífica.

Esta sobreutilización de algunas especies vegetales, de amplio manejo entre los reforestadores por su facilidad de propagación (v. gr. *Cupressus lusitanica*) o su crecimiento rápido (v. gr. *Eucalyptus* spp) son alóctonas o exógenas lo que causa varios problemas ecológicos. El principal es que da lugar a una tendencia a homogeneizar la composición de las áreas verdes, antes naturales, de todo el país, con la consecuente disminución o pérdida de la riqueza florística natural local, lo que se puede reflejar a nivel regional por la frecuencia en que esto ocurre a nivel de localidad. Por ejemplo, la mayoría de las áreas verdes urbanas han sido establecidas con la idea de imitar fisonomías de vegetaciones de otras partes del planeta y también de atender gustos personales; lamentablemente ambas cosas son resultado de la falta de conocimientos tanto de los funcionarios como de los técnicos responsables de las plantaciones, sobre la riqueza florística, la fisiología vegetal, la ecología y aún de la fisonomía natural de cada región o localidad. Es necesario formar grupos multidisciplinarios para que los ecólogos aporten a este tema y haya un mejoramiento en las acciones encaminadas a la conservación de la biodiversidad.

Ejemplos de lo anterior son el amplio uso de especies de origen australiano en las plantaciones en zonas urbanas con individuos de especies de los géneros *Eucalyptus*, *Acacia*, *Grevillea* y *Casuarina*. Pueden detectarse las modas según épocas de plantaciones; por ejemplo, actualmente se utiliza muy ampliamente especies asiáticas como *Ficus benjamina*, *F. retusa*, y hacia la mitad del siglo pasado también se plantaron muchos individuos de otra especie de este mismo género: *F. elastica* (hule) y también ha sido común desde entonces utilizar plantas del género *Ligustrum* (trueno o troeno). Basta ver las edades y tamaños de dichas plantas para corroborar esto.

En 1990 Jerzy y Graciela Rzedowski publicaron una nota para llamar la atención sobre el notable incremento de plantas de especies de origen africano que hallaron en México de manera silvestre. Dichos autores comentan que las especies introducidas durante los siglos XVI, XVII y XVIII son, en su mayoría, de origen mediterráneo por el intercambio dado por la colonización española; mientras que durante el siglo XX, destaca un creciente número de especies de origen africano, gramíneas en su mayoría. Entre éstas se encuentran *Pennisetum clandestinum* (pasto kikuyo) y *Rynchelytrum repens* y también de otras familias con características malezoides, como las muy extendidas *Ricinus communis* (ricino) o *Nicotiana glauca* (tabaquillo).

En general, para el caso de las especies introducidas, debe prestarse especial atención a su capacidad y por ello la probabilidad de invadir y desplazar especies nativas. En un estudio llevado a cabo en la Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México, se realizó un inventario de sus árboles y arbustos y se encontró que 49.5% de las especies no son mexicanas. En cuanto a la abundancia de individuos, 76% corresponde a especies introducidas y únicamente 24% a especies nativas (Terrazas *et al.*, 1996). Cabe aclarar que el término “nativas” se refiere a plantas de alguna región de México, no exactamente del matorral xerófilo, del cual solamente se encontraron individuos aislados de la especie arbórea *Buddleia cordata* (tepozán) en zonas donde quedaron como remanentes.

Ante esto se puso en marcha un programa de reemplazo de flora exótica por flora nativa, con énfasis particularmente de eucaliptos, que inició en 1994 y concluyó en el año 2000 y en el se aprovechó mucha de la flora propia del pedregal y otras partes de México. Con las especies silvestres usadas se han ahorrado recursos, tanto humanos como materiales, porque además de no requerir mantenimiento como las plantas exóticas ornamentales, al mismo tiempo se valoraban los beneficios tanto ecológicos como de paisaje de las plantas de especies nativas. Ésta fue una experiencia pionera en nuestro país.

Para conocer la magnitud de las invasiones vegetales y sus efectos se necesita hacer un inventario actualizado y detallado de la composición de especies de todo el país, tanto de las áreas rurales como urbanas.

Existen esfuerzos con resultados como el mencionado de la Ciudad Universitaria en 1996 y el de la Ciudad de México en el 2003; sin embargo, se requiere mayor información y un control estricto del uso de especies no nativas e incluso de las mismas especies mexicanas que se plantan en cualquier parte del país aunque sean de regiones diferentes.

Dado que México es uno de los países megadiversos del mundo, posee muchas especies autóctonas y endémicas que pueden ser aprovechadas como ornamentales y que son desconocidas por la mayoría de la población.

La restauración con flora nativa o introducida

Las restauraciones ecológicas o cualquier acción que tenga que ver con alguno de los conceptos relacionados (mitigación, remediación, rehabilitación, etc.) que se lleve a cabo para mejorar o recuperar zonas perturbadas, requiere conocimientos tanto de las condiciones fisicoquímicas de la zona afectada como de la fisiología de las especies que puedan sobrevivir en condiciones degradadas y mejorarlas. Por razones de conservación de biodiversidad es obvio que se debe buscar o preferir la utilización de especies nativas, particularmente de la propia región en la que se implementen los trabajos de restauración. Sin embargo, existen algunas especies no nativas que pueden ayudar en alguna de las etapas de la recuperación del ecosistema (o fragmento de él) que haya sido alterado. Para esto, tales especies no nativas se deben seleccionar con base en el criterio de que no presenten características que permitan suponer que pueden invadir a algún tipo o tipos de vegetación del ecosistema alterado. Si no se tiene información suficiente de las características fisiológicas y autoecológicas de una especie en particular, se puede recurrir a clasificaciones que ya existen de las especies más conocidas como invasoras.

Las especies no nativas o afines que pueden ayudar a recuperar un ecosistema perturbado deben tener características similares de forma y requerimientos ambientales que correspondan a las condiciones que se presentan en la zona a restaurar. Con esto, además de recuperar algunas especies de la composición y la fisonomía originales, también aumentan sus probabilidades de sobrevivencia y disminuyen los recursos

de mantenimiento, tanto en horas hombre como en insumos y recursos naturales. Es importante hacer notar que, el uso de especies no nativas, que no sean invasoras debería considerarse solamente cuando no haya otra alternativa y exclusivamente durante una etapa de recuperación, siempre con la perspectiva de sustituirlas por las especies nativas una vez estabilizados los procesos de los ecosistemas en restauración.

Algunos ejemplos de especies no nativas de México que pueden ayudar a restauraciones ecológicas se describen en Carlos Vázquez y colaboradores, en la cual se explican las características de cada especie, así como las condiciones en que se pueden desarrollar y las razones o ventajas por las que fueron seleccionadas, particularmente por su resistencia a condiciones y recursos degradados, por su capacidad para ayudar en el mejoramiento de dichas condiciones y por la falta de registros que pudieran hacernos suponer que presentan características invasoras.

Otro aspecto importante en la selección que se haga de las especies es que la combinación que se pretenda lograr entre las nativas y no nativas debe ser adecuado en cuanto a los requerimientos, para obtener un sistema autosuficiente, esto es, que no requiera la aplicación de insumos ni la inversión de recursos humanos ni materiales para mantenerse y que asegure un proceso continuo de mejoramiento de las condiciones generales, entre ellas, el nivel de biodiversidad natural. Con ello, se proporcionarían servicios ambientales que se habían disminuido o perdido con el ecosistema perturbado o destruido.

Conclusiones

Las introducciones de especies (de todos los grupos de seres vivos) se han hecho con base en beneficios humanos y en general han seguido el mismo patrón geopolítico-histórico de las invasiones o colonizaciones humanas. Sin embargo, desde el punto de vista ecosistémico global las introducciones de especies no nativas han provocado varias alteraciones en muchos ecosistemas del mundo, siendo el más notorio, la pérdida de biodiversidad. Para no continuar con esta perturbación tan intensa y amplia, es indispensable conocer la biología de las especies que se vayan a manejar en cada uno de ellos con cualquier finalidad,

ya sea de producción (plantaciones comerciales), restauración, protección (barreras rompevientos) o inclusive de ornamento.

Es muy importante resaltar que una de las políticas y líneas de acción a seguir es la conservación de la biota nativa de las diferentes regiones, ecosistemas o unidades ambientales; esto se puede constatar en el rubro forestal que es quizá el más crítico y en donde se le está dando una importancia creciente (aunque aún no suficiente) a las especies arbóreas y arbustivas autóctonas o nativas mediante su producción masiva en viveros gubernamentales con el objetivo de restablecer poblaciones en las zonas de donde fueron eliminadas por talas o incendios o algún otro tipo de disturbio. Estas acciones se pueden considerar como restauraciones ecológicas a gran escala y es algo que comenzó con la administración federal anterior con el Programa Nacional de Reforestación (PRONARE) que ha propagado alrededor de 400 especies de plantas nativas de diferentes regiones del país. En este mismo sentido, es pertinente mencionar el impulso dado por el gobierno del Distrito Federal, particularmente desde el año 2001, a la propagación de mayor número de especies nativas y también de individuos de cada una de ellas, propias de los tipos de vegetación natural de las diferentes zonas de esta entidad para establecerlos tanto en el llamado suelo de conservación como en el suelo urbano.

Estas acciones son de suma importancia para recuperar en lo posible la biodiversidad perdida y también para que esta vegetación proporcione servicios ambientales como la absorción de dióxido de carbono que se encuentra en la biosfera y que es uno de los responsables del calentamiento de la atmósfera y del cambio climático global.

Bibliografía

- Alzate y Ramírez, J.A. 1791. Utilidad de los árboles del Perú. *Gaceta de Literatura de México* 2:145-146.
- Begon, M., Harper, J.L. y C. Townsend. 1986. *Ecology, individuals, populations and communities*. Blackwell, Oxford. 876 pp.
- Carlton, J. T. 1996. Biological Invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77(6): 1,653-1,655.
- Comisión Nacional para el Uso y Conservación de la Biodiversidad (CONABIO). www.conabio.gob.mx.

- Corkidi, L., S. Cacho y A. Búrquez. 1991. Dispersión del pirú (*Schinus molle* L., Anacardiaceae) por aves en Teotihuacan, México. *Acta Botánica Mexicana*. 15:17-22.
- Espinosa-García, F.J. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L 'Herit. *Bol. Soc. Bot. México* 58:1-22.
- Harper, J.L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press. 892 pp.
- Heywood, V.H. 1989. Patterns, extents and modes of invasion by terrestrial plants. En: J.A. Drake y H.A. Mooney (eds.). *Biological Invasions: a global perspective*. SCOPE. P.p. 31-55.
- ICONA. 1984. *Inventario Forestal Nacional ICONA 1965-1974*. ICONA, España.
- Loope, L.L. 1992. An Overview of Problems with Introduced Plant Species in National Parks and Biosphere Reserves of the United States. En: C. P. Stone, C. W. Smith & J. T. Tunison (eds.). *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawaii: Management and Research*. Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii, Honolulu, EE.UU. Pp. 3-28.
- Loope, L.L., P.G. Sánchez, P. Tarr, W.L. Loope y R.L. Anderson. 1988. Biological Invasions of Arid Land Nature Reserves. *Biological Conservation* 44(1-2): 95-118.
- Macdonald, I.A.W., L.L. Loope, B. Usher y O. Hamann (1989). Wildlife Conservation and the Invasion of Nature Reserves by Introduced Species: a Global Perspective. En: J. A. Drake y H. A. Mooney (eds.). *Biological Invasions: a global perspective*. SCOPE. Pp. 215-255.
- Rzedowski, J. y G. Rzedowski. 1990. Nota sobre el elemento africano en la flora adventicia de México. *Acta Botánica Mexicana* 12: 21-24.
- . 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología, A.C., México. 1,406 pp.
- Segura, B.S. 1995. Estudio poblacional de *Eucalyptus resinifera* Smith. (Myrtaceae) en la reserva ecológica de El pedregal de San Angel, C. U. México, D. F. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias UNAM. 90 pp.
- Terrazas, T., I. Olalde y S. Segura. 1996. Consideraciones generales sobre la problemática de la vegetación urbana de Ciudad Universitaria a partir de los resultados del Programa de Control Ecológico del Campus. Informe interno. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 12 pp.
- Usher, M., B. 1988. Biological Invasions to Nature Reserves: A Search for Generalisations. *Biological Conservation* 44(1-2): 119-135.
- Vitousek, P. M. 1986. Biological Invasions and Ecosystem Properties: Can Species Make a Difference? En: H.A. Mooney y J.A. Drake (eds.). *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, New York. Pp. 163-178.

El análisis del paisaje como base para la restauración ecológica

Helena Cotler,* Gerardo Bocco* y
Alejandro Velázquez**

Introducción

El concepto “ecología del paisaje” incluye de manera inseparable dos aspectos: el tratamiento analítico de procesos que rigen en la naturaleza y el de la visión sintética de los mismos (Troll, 1968). El concepto, a su vez, está integrado por la inclusión de las interacciones verticales y horizontales de los diversos componentes de un ecosistema. En otras palabras, la ecología del paisaje representa el marco espacial del “ecosistema”, enriquecido por la indisoluble participación social propia de cada espacio geográfico (Velázquez y Bocco, 2003). Bajo esta concepción resulta obvio considerar que la ecología del paisaje, como marco conceptual, puede ayudar a entender y sobretodo a ejecutar acciones propias de la “restauración” de los ecosistemas.

La restauración nace a partir del reconocimiento de la alteración en los procesos que naturalmente rigen a un ecosistema en condiciones prístinas. Las causas que desencadenan procesos de alteración y que más ocupan a la restauración son aquéllas derivadas de la

acción humana desmedida. La necesidad de restauración no son las causas sino las consecuencias, a saber: pérdida de variabilidad genética (biodiversidad), degradación de bienes y servicios ecosistémicos (agua, suelo, aire), transformaciones climáticas, reducción de la calidad de vida por alteración de belleza escénica, entre muchas otras (Harker *et al.*, 1999).

Con base en los dos párrafos anteriores, existen dos formas de implementar acciones de restauración de ecosistemas desde la perspectiva de paisaje. La primera se refiere a la “naturalización” del paisaje y la segunda al “refuncionamiento” del mismo. La naturalización comprende la recuperación escénica o visual de un ecosistema ya sea a través de elementos oriundos, que conforman la estructura original del paisaje o exóticos; Estos últimos pueden ser utilizados especialmente en condiciones de estrés como desertificación o salinidad, y sólo como una etapa sucesional temprana, evitando su propagación en áreas naturales. El refuncionamiento concibe la recuperación de los procesos inherentes al ecosistema oriundo, por encima de pura percepción visual. Un ejemplo de la naturalización es el efecto de una plantación forestal, donde si bien se restituyen una o varias especies no necesariamente se activan los procesos propios del ecosistema, aún menos si son especies exóticas. El refuncionamiento pone énfasis en aquellos procesos formadores de suelo,

* Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. Correos-e: hcotler@ine.gob.mx y gbocco@ine.gob.mx.

** Instituto de Geografía. UNAM. Correo-e: avm@igiris.igeograf.unam.mx.

ciclos biogeoquímicos, interacciones suelo-planta-animal, entre otros, como los actores que ayudarán a la permanencia del ecosistema (Harker *et al.*, 1999). En general, si se planea adecuadamente, la naturalización del paisaje debe ser una fase del refuncionamiento, que en conjunto llevará a la restauración del ecosistema.

La ecología del paisaje, desde su visión holística y a su vez sintética de un ecosistema, permite abordar las acciones de restauración de manera espacial y socialmente explícitas. Esto incluye la conformación de una línea base como punto de partida para un manejo efectivo. Además permite la identificación de las áreas y los procesos críticos y finalmente involucra el agente principal, al hombre, como actor desencadenador de la acción deseada.

Un buen análisis del paisaje permite alcanzar objetivos deseables tales como la conservación de la integridad funcional de los ecosistemas, la permanencia de la funcionalidad ecológica (ciclos productivos y regulativos), el control de tasas de erodabilidad (edáfica, genética y ecológica), la continuidad en la aportación de bienes y servicios ecosistémicos (agua, suelo, aire). Esto se fundamenta en el hecho de comprender a la restauración como una acción espacio-dependiente. Por ejemplo, una acción puntual de restauración será inútil si no se enmarca dentro de un contexto socio-espacial en donde los actores locales y los procesos verticales (*v. gr.* flujos de materia y energía) y horizontales (*v. gr.* patrones de fragmentación, conectividad) son tomados en cuenta de manera conjunta. Preguntas como el mínimo espacio necesario, la ubicación de la actividad inicial, el proceso clave a restaurar, entre otras, son temas en donde la ecología del paisaje tiene mucho que aportar. Para gracia o desgracia, un estudio desde la óptica del paisaje sólo puede realizarse a través de un grupo interdisciplinario, lo cual implica compromisos serios en cuanto a agendas de trabajo, ponderación del peso de los diversos campos de conocimiento y gran disponibilidad al trabajo en equipo. Esta situación de trabajo conjunto no parece ser la regla sino la excepción dentro del contexto de las acciones de restauración y merece ser reevaluada si se desea lograr resultados significativos.

Ante la complejidad inherente de cada unidad de paisaje, dada por el número de elementos e interacciones que se mantienen con diferentes dinámicas

espaciales y temporales, en este artículo abordaremos principalmente el papel que juegan los elementos relativamente más estables del paisaje, como son el relieve y el suelo, enfatizando su papel en la restauración ecológica.

El levantamiento geomorfológico en la construcción de unidades de paisaje como herramienta para la restauración ecológica

El levantamiento geomorfológico, acompañado de cartografía geomorfológica digital, en el marco de un sistema de información geográfica, representa una herramienta científica valiosa, desde la perspectiva tanto teórica como aplicada. La definición jerárquica (es decir, anidada), delimitación y representación de unidades que describen las formas del relieve, su génesis y dinámica actual, es un tema relevante para geólogos, edafólogos y geógrafos. Asimismo, el tema tiene un valor práctico importante. Estos procedimientos son básicos para el levantamiento de suelos, indisolublemente ligados a la forma del relieve donde se localizan, ya que permite estratificar el territorio para facilitar los esfuerzos de muestreo. Esto ofrece la oportunidad de evaluar el suelo en un marco geográfico; por un lado, como un soporte de la agricultura, la ganadería y la actividad forestal, es decir, desde el punto de vista productivo; por otro, como soporte de las comunidades vegetales, los hábitats para fauna silvestre, y por lo tanto, de la distribución geográfica de la biodiversidad. De allí que este tipo de levantamiento esté presente en cualquier tipo de plan de manejo de recursos naturales.

Las características y propiedades de los suelos de una zona o región, derivadas de un levantamiento edafológico integrado con el relieve: (a) gobiernan relaciones particulares entre suelo-agua-planta; (b) condicionan el potencial para el uso del terreno y de los recursos naturales allí albergados; (c) permiten explicar el tipo de manejo (aprovechamiento, conservación, degradación) por parte de los actores sociales que ocupan el territorio, y (d) ofrecen una base para comprender los patrones que adoptan los procesos de degradación, tanto de la cobertura vegetal, como de los suelos y los recursos hídricos.

El enfoque descrito, y la información que proporciona un levantamiento geomorfológico integrado, es

relevante en los programas de restauración por tres motivos centrales: (1) un plan de restauración debe partir de reconocer los procesos de degradación que afectaron los ecosistemas de interés; (2) la restauración de comunidades vegetales suele, en general, ser antecedida por la rehabilitación de los suelos en los cuales se implanta; (3) tanto la degradación como su potencial restauración son producto del manejo de recursos naturales por parte de comunidades humanas, que dejan una huella interpretable sobre los ecosistemas.

Una ventaja adicional de este enfoque es que la distribución geográfica de los ecosistemas (a la que podemos aproximarnos a través de la idea de paisaje), su degradación y posible restauración, reconoce una gran variabilidad espacial, que puede ser comprendida a partir de utilizar los resultados de levantamientos integrados, incluso a varias escalas geográficas.

Los métodos y técnicas

Las unidades de terreno o formas del relieve describen los componentes relativamente más estables del paisaje (roca-relieve-suelo), en comparación con los más dinámicos, como la cobertura vegetal, cuyo cambio es más rápido en el tiempo. Debido a su naturaleza y al tipo de estructuras (contactos litológicos, fallas, fracturas, cauces fluviales, etc.), las formas del relieve son más fácilmente segmentables que los suelos o la vegetación, mismos que tienden a cambiar a lo largo de gradientes (ecotonos, transiciones de suelos), y por tanto los cambios son relativamente menos abruptos.

Las formas del relieve son objetos naturales que han sido originadas por uno o más procesos formadores. Esta relación proceso-forma evoluciona en el tiempo, y en algunos casos hace muy compleja su delimitación. Sin embargo, una forma del relieve siempre podrá ser clasificada desde el punto de vista de su geometría o morfometría (altura, altura relativa, inclinación y orientación de la pendiente, etc.).

La fotointerpretación geomorfológica

La fotointerpretación geomorfológica puede realizarse sobre imágenes satelitales o fotografías aéreas (véanse figuras 1 y 2). Las primeras son adecuadas para inter-

pretar los cambios en las formas del relieve en grandes áreas (en el orden de los miles de km²), en tanto que las segundas son más apropiadas para el trabajo a nivel de localidades (en el orden de los cientos de km²). El uso de fotos, dada la posibilidad de la interpretación de pares estereoscópicos, permite también analizar el relieve y sus formas en tercera dimensión, bajo un estereoscopio. En cualquiera de los dos casos, el intérprete basa su análisis en el reconocimiento de rupturas de pendiente, en la diferenciación de unidades orográficas positivas (del tipo de la montaña, sierra o lomerío), negativas (del tipo de las planicies o llanuras) o transicionales (del tipo de los relieves de piedemonte, es decir, rampas que vinculan en el terreno las montañas y las planicies vecinas). Otra ventaja es el uso de claves de interpretación, tales como el tono o color de las fotos, el patrón, la textura, la forma, tamaño, sitio y emplazamiento de los objetos de interés.

El uso del mapa topográfico y modelo digital de terreno

La interpretación del material aero-espacial (fotos o imágenes) debe cotejarse con la expresión del relieve dada por las curvas de nivel de un mapa topográfico a una escala cercana a la de las fotos o imágenes. Una vez examinados estos documentos, el intérprete debe formular una leyenda, o sistema categórico, para poder etiquetar las formas que va detectando sobre las imágenes y mapas (véase figuras 1 y 2). Las formas del relieve se suelen clasificar desde el punto de vista morfométrico en montañas, lomeríos, piedemontes y planicies, como ya se mencionó. Asimismo, pueden clasificarse desde el punto de vista de su morfogénesis en volcánicas, estructurales, fluviales, lacustres, denudatorias, kársticas, de acuerdo con el o los agentes que les hayan dado origen. Además, las formas del relieve pueden caracterizarse de acuerdo con los procesos actuales, o dinámica geomorfológica. Se deberán distinguir entonces diferentes tipos de procesos erosivos (laminares, en surcos, regueros y cárcavas), o de remoción en masa (deslizamientos, derrumbes, etc.), o deposicionales (abanicos aluviales, terrazas, etc.).

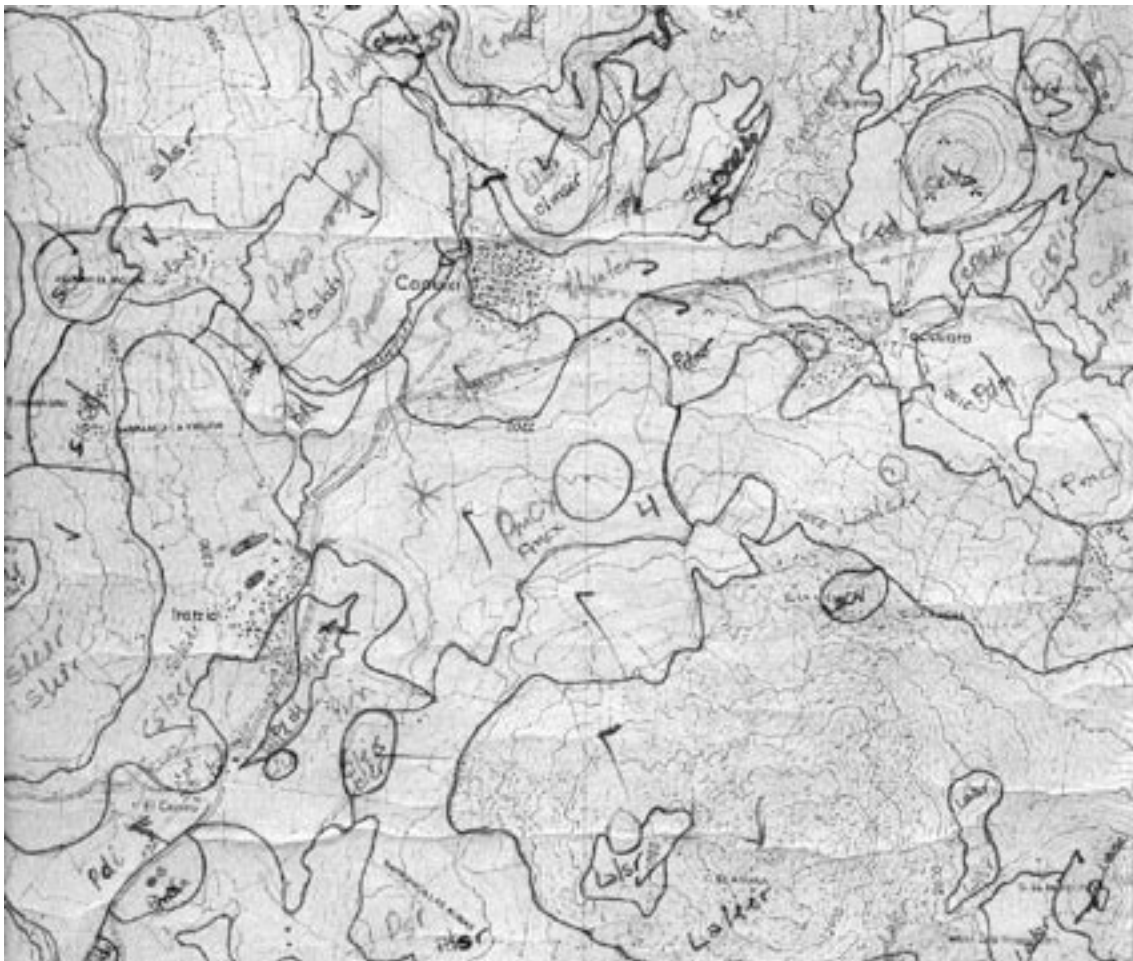
Una herramienta que se utiliza en los sistemas digitales es el modelo de elevación digital del terreno, que ofrece una representación tridimensional de

una porción de la tierra, con base en la diferencia de altitud entre puntos vecinos. Estos valores de altitud se obtienen del mapa topográfico. De este modo, las diferencias entre porciones elevadas y deprimidas, o bien inclinadas y planas, puede apreciarse claramente. De igual manera, a partir de estos datos, es posible trazar transectos a lo largo de terrenos cuyas rupturas de pendiente quieran detectarse. Los transectos pueden ser longitudinales, a lo largo de cauces, o transversales, cortando cauces. Estos últimos permiten apreciar con claridad los cambios en las formas del terreno, desde una superficie cumbre, pasando por una ladera inclinada, un piedemonte y una planicie o llanura.

La cartografía geomorfológica en sistemas de información geográfica

Una vez terminada la interpretación sobre fotos e imágenes, el intérprete debe transferir estos datos a una base topográfica (véase figura 3), ya que las fotos encierran un error dada la proyección que las generan. Esta transferencia de datos debe hacerse mediante instrumentos fotogramétricos simples, o bien en forma digital, mediante programas disponibles en muchos sistemas de información geográfica, con apoyo en varios puntos de control por cada foto interpretada. La idea es correlacionar las coordenadas de la foto

FIGURA 3. INTERPRETACIÓN DE FORMAS DEL RELIEVE TRANSFERIDAS A MAPA TOPOGRÁFICO



Fuente: M. Mendoza y G. Bocco, 1998.

(incorrectas geométricamente), con sus homólogas sobre el mapa (correctas geométricamente), tratando que los residuales sean aceptablemente pequeños.

De esta forma se construye un mosaico con las fotos sucesivas, corregido geométricamente, al que denominamos mapa. Todas las unidades similares deben llevar el mismo código y color (véase figura 3). Esto se puede hacer manualmente, aunque en la actualidad, la mayor parte de las operaciones se realizan automáticamente en sistemas de información geográfica. Es importante seguir las convenciones cartográficas en lo que respecta a color, simbología, etc. Pero lo más importante es que exista una correspondencia entre la escala de las fotos o imágenes interpretadas, y la escala de la representación cartográfica de dicha interpretación.

Antes de aceptar el trabajo como concluido, se debe realizar una verificación de campo (antecedida de una preliminar para familiarizarse con el terreno), de tal manera que la etiqueta que reciba cada unidad de terreno sea constatada contra la realidad y el error valorado cuantitativamente.

El uso de la información edáfica en la restauración ecológica de los paisajes

Los suelos son sistemas naturales estrechamente relacionados con los otros componentes de los ecosistemas terrestres mediante flujos interactivos. Como cuerpo natural, estos sistemas son tridimensionales, dinámicos, complejos y activos en el espacio y en el tiempo. Son frágiles, no renovables a escala humana y están sujetos a la degradación bajo prácticas de manejo arbitrarias. Pensando en la restauración de un ecosistema, el conocimiento del suelo lo enfocaremos a conceptos relevantes como las funciones que cumple el suelo y los indicadores que nos permitan evaluar su calidad, su variabilidad espacial en el paisaje y la relación temporal de los procesos degradación-restauración en el sistema planta-suelo.

Las funciones e indicadores de calidad del suelo

Las propiedades particulares de cada unidad de suelo, como pueden ser su profundidad, textura, estructura, capacidad de intercambio catiónico, entre otras, de-

terminan la capacidad de los suelos de cumplir con una o más funciones en el ecosistema. La función del suelo más conocida es la de soporte y suministro de nutrientes a las plantas. Sin embargo, cumple con otras funciones igualmente trascendentes, como la de constituir un medio poroso y permeable apto para la regulación del sistema hidrológico, influyendo así en la retención y pérdida de agua, su contaminación o purificación. Constituye también el medio donde se realizan ciclos biogeoquímicos necesarios para la reincorporación de los compuestos orgánicos. Además, el suelo constituye el hábitat de una miríada de organismos, muchos de los cuales cumplen un papel fundamental en la salud vegetal (Brady y Weil, 1999). En síntesis, los suelos juegan un papel fundamental como soporte de todos los ecosistemas terrestres, determinando su funcionamiento y productividad y en última instancia, determina la salud humana. Por lo tanto, la calidad del suelo constituye un indicador de sustentabilidad de las prácticas de manejo, entendiéndose por calidad del suelo “la capacidad de un determinado suelo de funcionar dentro de una unidad de paisaje natural o alterada para sostener la producción vegetal y animal, mantener o mejorar la calidad del agua y sostener la salud humana.” (Karlen *et al.*, 1997)

En el ámbito de la restauración ecológica, el concepto de calidad de suelo permitirá el establecimiento de indicadores de evaluación y monitoreo a partir de los cuales se podrían desarrollar, adaptar e incentivar prácticas de manejo y sistemas de producción no degradativos y productivos. En la práctica se define a la calidad del suelo como función de atributos del suelo. Se han realizado esfuerzos por definir un número mínimo de mediciones que pudiesen dar una idea de los cambios que están ocurriendo en el suelo (Karlen *et al.*, 1997); sin embargo, la definición de los indicadores que se emplearán varía según la función dominante del suelo, su localización en el paisaje, la escala del estudio, su facilidad de medida y su reproductibilidad. Por lo tanto, aún no existe un consenso sobre las propiedades que debe incluir este conjunto mínimo de datos. Muchos de los atributos que requieren ser tomados en cuenta por el impacto sobre la calidad del suelo son difíciles de medir en campo o bien resultan costosos. Sin embargo, muchas propiedades del suelo están interrelacionadas por lo cual podrían predecirse

otras propiedades usando funciones de pedotransferencia (PTF). Éstas son funciones matemáticas que relacionan entre sí a las características de suelo y sus propiedades para evaluar la calidad del suelo (Bouma y Droogers, 1998) y pueden ser utilizadas para extender la utilidad del conjunto mínimo de datos para monitorear la calidad del suelo.

En el cuadro 1 se presentan algunas propiedades del suelo y la metodología para su evaluación mediante funciones de transferencia.

CUADRO 1. LISTA LIMITADA DE FUNCIONES DE PEDOTRANSFERENCIA

PROPIEDAD ESTIMADA	RELACIONES*
Cambio en materia orgánica (M.O.)	$\Delta C = a + b \text{ M.O.}$
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	$CIC = aC_o + bA$
Densidad aparente	$DA = f(C_o, \text{arcilla})$
Retención de agua	$R_a = b_o + b_1 A + b_2 L$
Conductividad hidráulica	$K_s = f(\text{textura})$
Profundidad de enraizamiento	$E = f(DA, C \text{ agua}, \text{pH})$

*Co=Carbón orgánico; A= arcilla; L= limo; Ar= arena; Cagua= capacidad de retención de agua; las variables a, b1, b2, b3 son coeficientes determinados por regresión.

Fuente: Larson y Pierce, 1996.

Sin embargo, las funciones pedológicas sólo proveen una solución parcial para estimar las calidades del suelo ya que ellas funcionan como filtros a través de los cuales la información básica del levantamiento se transforma para utilizarse en modelos.

En todo caso, cualquiera que sea la metodología utilizada para inferir la calidad del suelo es necesario contar con una base de datos que contenga los atributos físicos, químicos y biológicos básicos, los cuales sólo pueden obtenerse de las lecturas de los perfiles de suelo y sus correspondientes análisis.

La variabilidad espacial de los suelos en el paisaje

La formación del suelo está controlada principalmente por cinco factores formadores, a saber el material

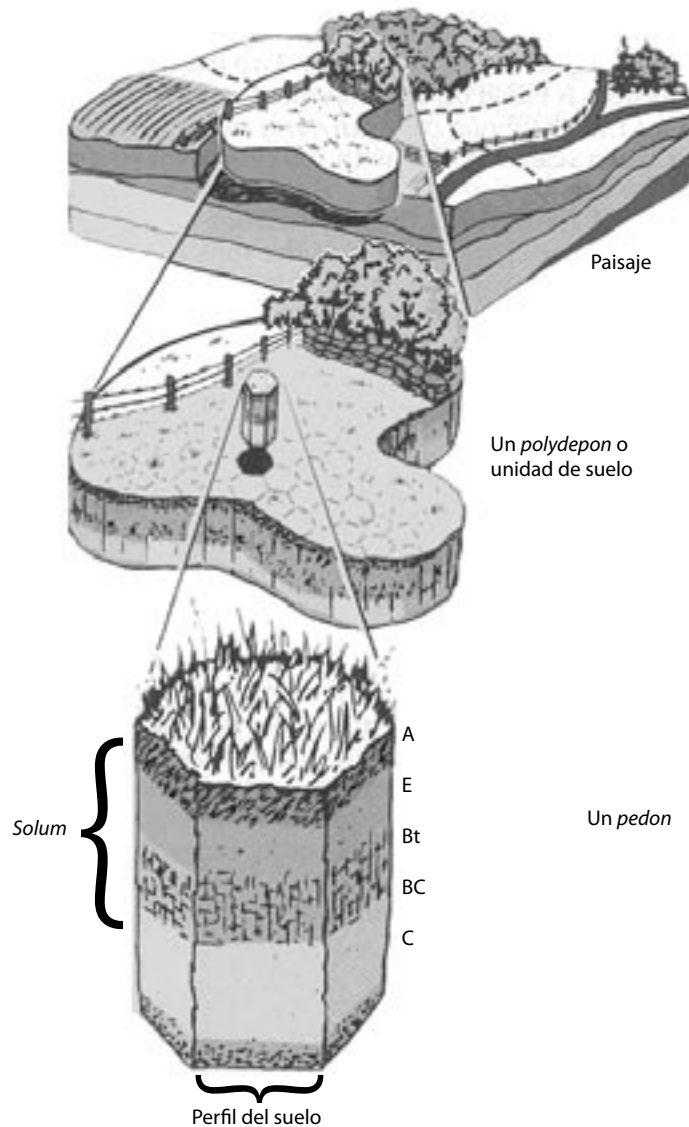
parental, el clima, la biota, la topografía y el tiempo. Su interacción condiciona una jerarquía de la asociación de suelos en el paisaje. Las variaciones determinadas por las condiciones lito-climáticas del sitio, el drenaje, la historia geomorfológica y el uso de la tierra explican que en México, a nivel nacional, se presenta una gran variabilidad espacial de los suelos, encontrándose 25 de las 28 unidades de suelo reconocidas por la FAO/UNESCO/ISRIC en 1988 (Flores, 2003). Cada uno de estos suelos desempeña una serie de funciones manteniendo distintos niveles de fragilidad y vulnerabilidad a las diversas presiones antrópicas.

Cambiando de escala, a lo largo de un transecto, los suelos también presentan una variación lateral que afecta propiedades fundamentales como la profundidad, el contenido de materia orgánica, la textura, la pedregosidad y algunas características químicas, entre otras. En estas catenas o toposecuencias el cambio gradual en varias de las propiedades edáficas se da como respuesta a un cambio en la topografía (forma, pendiente, exposición) que además de influir en el microclima condiciona la escorrentía, la erosión y la sedimentación.

Como resultado, la variación espacial de los suelos implica que las características resultantes de un perfil analizado en un punto no son exactamente los mismos en ningún otro punto. Esta diversidad hizo necesaria la definición de un “suelo individual” o pedón como la unidad de muestreo más pequeña que presenta el conjunto de propiedades característicos de un suelo particular (figura 4).

Ahora bien, cabe preguntarse ¿dónde debe realizarse un perfil de suelo? y ¿qué área se encontrará representada por ese perfil? Como dijimos anteriormente un suelo responde a ciertas condiciones ambientales de formación, por ende un perfil de suelo será representativo del área donde esas condiciones permanezcan relativamente homogéneas. Para poder delimitar geográficamente esa porción de territorio relativamente homogénea requerimos utilizar un elemento del ecosistema cuya principal característica sea la estabilidad. Como ya se dijo, el elemento más estable del paisaje es el relieve, el cual nos permite segmentar el territorio en unidades discretas. Además la información topográfica (pendiente, disección, exposición) junto con la litología explica gran parte de la formación

FIGURA 4. JERARQUÍA EN LAS DIMENSIONES ESPACIALES DE LOS SUELOS



Fuente: Brady y Weil, 1999.

y del desarrollo de los suelos. Por lo tanto, un perfil de suelo es representativo de una unidad homogénea en cuanto al conjunto relieve-litología, a partir de lo cual se desarrolla el concepto de las unidades morfo-edafológicas, las cuales constituyen porciones de territorio que poseen una estructura, dinámica y problemas comunes (Geissert, 2000). La estructura

representa la organización espacial de las unidades, definidas por sus límites y sus componentes, expresa la organización de la red hidrográfica y el arreglo de las formas de relieve. La dinámica hace referencia a la estabilidad o la inestabilidad del medio a partir del balance morfogénesis-pedogénesis. Los problemas distinguen cada unidad en función de sus restriccio-

nes para determinadas actividades productivas. Este tipo de estratificación del ambiente es suficientemente flexible como para incorporar otras variables, como la vegetación y el uso de la tierra, permitiendo la generación de unidades de paisaje.

La relación temporal del proceso degradación-restauración: implicaciones en suelos y plantas

Como se dijo en un inicio, la necesidad de restauración no reside en las causas sino en las consecuencias. En ese sentido, es importante reconocer que los procesos de degradación del suelo afectan de manera distinta a las propiedades edáficas, alterando su funcionamiento y presentando repercusiones e implicaciones en los otros componentes y funciones de los ecosistemas como pueden ser el ciclo hidrológico, la biodiversidad, la productividad de las plantas, la producción de sus semillas y la germinación de las mismas (Jordan, 1983).

Las repercusiones de la degradación del suelo no se restringen a la parcela donde se originan sino que sus impactos pueden llegar a ser regionales o globales (Cotler, 2003). Por lo tanto, la recuperación integral de los ecosistemas degradados en términos de su estructura, funcionalidad y autosuficiencia debe comenzar reconociendo las fuerzas (naturales y sociales) que conllevan a la degradación del suelo, el grado y tipo de alteración de las propiedades edáficas y las consecuencias en términos de la pérdida de sus funciones. La intensidad de estos procesos dependerá también de la capacidad de resiliencia del suelo. El conocimiento de este equilibrio dinámico sustenta el planteamiento de técnicas y prácticas de restauración de suelos como parte de la restauración ecológica.

Ahora cabría preguntarse ¿cómo ocurre la interacción vegetación-suelos ante procesos de degradación? y ¿cuáles son las tendencias de la dinámica vegetal en el contexto de la restauración ecológica? Mediante el planteamiento de dos situaciones representativas presentadas en las figuras 5 y 6 discutimos la relación existente entre los requerimientos de la vegetación-las funciones del suelo-el disturbio-la intensidad de la degradación resultante- la resiliencia del sistema y las posibilidades de éxito de la restauración.

En ambas figuras partimos de un desarrollo conjunto y equilibrado entre suelos-vegetación. La premi-

sa de base es que, de manera relativa a cada unidad de paisaje, a medida que un suelo evolucione será capaz de satisfacer mejor los requerimientos de la vegetación así como de ofrecer una mayor variedad de servicios ambientales. Ante la presencia de un disturbio ligero (figura 5) que afecte principalmente la cobertura vegetal (como las prácticas de ramoneo o un clareo del bosque), la composición y funcionamiento de la vegetación se verá directamente afectado. Dadas las interacciones entre los sistemas suelo-vegetación (en términos de entrada de biomasa, de estabilización estructural a través de las raíces o de protección de la superficie del suelo, entre otros), el sistema suelo también sufrirá un deterioro, cuya intensidad estará en función de la fragilidad intrínseca del suelo (erosionabilidad). Entre las características edáficas más propensas a cambios podemos señalar la densidad aparente, el contenido de materia orgánica y como consecuencia, la estabilidad estructural.

Ante esta situación la evolución de la restauración dependerá de la resiliencia del suelo y de la exigencia de requerimientos edáficos de la vegetación.

Ante un fuerte disturbio, como en el caso de la deforestación, (figura 6), las características edáficas se verán afectadas provocando una disminución en la capacidad de cumplir sus funciones, y por ende, de satisfacer los requerimientos de las plantas. Generalmente, ante los suelos erosionados, los programas de restauración inician con prácticas de reforestación. Sin embargo, es también en ese momento cuando las propiedades de los suelos se encuentran más deterioradas. En este punto es importante reconocer que la estructura vegetal, a la cual se tiende a regresar, respondía a ciertas condiciones edáficas ahora inexistentes.

Ante un disturbio, las relaciones planta-suelo expuestas resaltan la relevancia de un conocimiento espacial y funcional del suelo, de sus propiedades, funciones y vulnerabilidad como premisa para el establecimiento de prácticas de restauración.

A manera de conclusión

La ecología del paisaje representa el marco espacial del “ecosistema”, enriquecido por la indisoluble participación social propia de cada espacio geográfico. Bajo esta concepción la ecología del paisaje puede ayudar

FIGURA 5. INTERACCIÓN ENTRE LA COBERTURA VEGETAL Y LOS SUELOS ANTE LA PRESENCIA DE UN DISTURBIO LIGERO

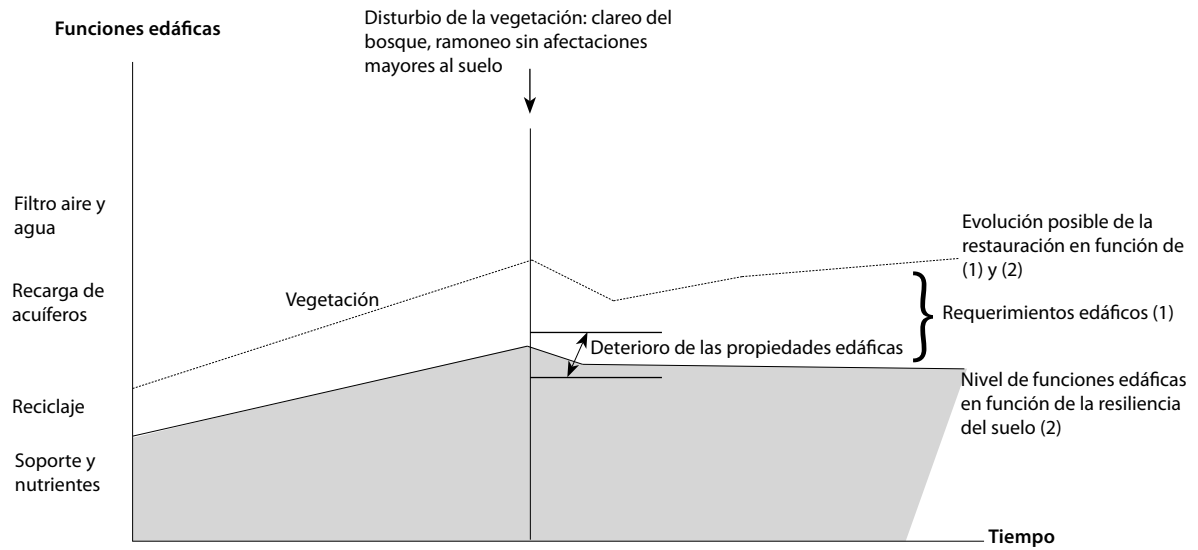
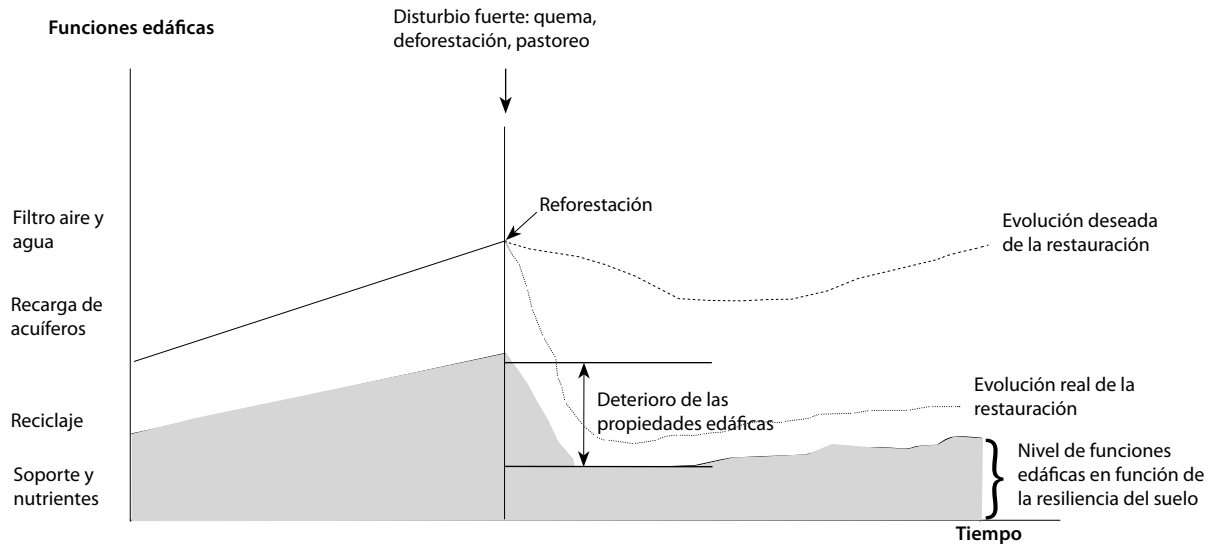


FIGURA 6. INTERACCIÓN ENTRE LA COBERTURA VEGETAL Y LOS SUELOS ANTE LA PRESENCIA DE UN DISTURBIO FUERTE



a entender y sobretodo a ejecutar acciones propias de la restauración de los ecosistemas. Entendiendo a la restauración como una acción espacio-dependiente que requiere enmarcarse dentro de un contexto socio-espacial en donde los actores locales y los procesos verticales y horizontales sean tomados en cuenta de manera conjunta.

En este artículo abordamos principalmente el papel que juegan los elementos relativamente más estables del paisaje, como son el relieve y el suelo, haciendo hincapié en su papel en la restauración ecológica.

La descripción de los métodos y las técnicas para el levantamiento geomorfológico permiten estratificar el territorio para facilitar los esfuerzos de muestreo y evaluar la aptitud del suelo en un marco geográfico. Además, la distribución geográfica de los ecosistemas (a la que podemos aproximarnos a través de la idea de paisaje), su degradación y posible restauración, reconocen una gran variabilidad espacial, que puede ser comprendida a partir de utilizar los resultados de levantamientos integrados, incluso a varias escalas geográficas.

Partiendo de la premisa que la restauración de comunidades vegetales en general suele ser antecedida por la rehabilitación de los suelos en los cuales se implanta, resulta relevante el conocimiento de las funciones de estos suelos así como de su variabilidad espacial. Las complejas relaciones existentes entre las plantas y los suelos, antes y después de un proceso de disturbio, son un amplio tema que requiere aún de mucha experimentación y estudio para determinar las prácticas de restauración más apropiadas.

Bibliografía

- Bocco, G., A. Velázquez y M. Mendoza. 2001. GIS-based regional geomorphological mapping for land-use planning. *Geomorphology* 39: 211-219
- Bouma, J. e Y.P. Droogers. 1998. A procedure to derive land quality indicators for sustainable agricultural production. *Geoderma* 85: 103-110.
- Brady, N.C. y R.R. Weil. 1999. *The nature and properties of soils*. Prentice Hall, EE.UU. 345 pp.
- Breimer, R.F., A.J. van Kekem y H. Van Reuler. 1986. *Guidelines for soil survey and land evaluation in ecological research*. MAB Technical Notes 17. UNESCO, París.
- Cotler, H. 2003. Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña, 153-161. En: O. Sánchez, Vega, E., Peters E. y Monroy-Vilchis O. *Conservación de ecosistemas templados de montaña*. INE-SEMARNAT, México. 315 pp.
- Flores, A. (coord. gral.). 2003. *Informe de la situación ambiental del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales*. SEMARNAT, México. 275 pp.
- Geissert, D. 2000 La cartografía morfoedafológica: un método integral para la evaluación del recurso suelo. En: J.F. López-Olguín, A. Aragón G. y M.A. Valera (eds.). *Métodos de investigación en las ciencias ambientales*. Publicación especial de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México, pp.1-14.
- Harker, D., G. Libby, K. Harker, S. Evans y M. Evans. 1999. *Landscape restoration handbook*. Lewis Publishers, Nueva York. 650 pp.
- Jordan, W.R. 1983. Whole plant response to water deficits: an overview. En: H.M. Taylor, W.R. Jordan y T.R. Sinclair (eds.). *Limitation to efficient water use in crop production*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America and Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin. EE.UU. pp. 289-317.
- Jenny, H. 1941. Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. Mc Graw-Hill, EE.UU.
- Karlen, D.L., M.J. Mausbach, J.W. Doran, R.G. Cline, R.F. Harris y G.E. Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 61: 4-10.
- Larson, W.E. y F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. En: *Evaluation for sustainable land management in the developing world*, vol. 2, Technical paper. International Board for Soil Research and Management, ISBRAM, Proceedings 12(2): 175-203.
- Troll, C. 1968. Landschaftsökologie. Pages 1-21. En R. Tuxen (ed.). *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie*. Verlag-Junk, Den Haag, Holanda.
- Velázquez, A. y G. Bocco. 2003. La ecología del paisaje y su potencial para acciones de conservación de ecosistemas templados de montaña. En: O. Sánchez, Vega E., Peters E. y Monroy-Vilchis O. *Conservación de ecosistemas templados de montaña*. INE-SEMARNAT, México. pp. 175-194.

Algunos conceptos de ecología y sus vínculos con la restauración

Ernesto Vicente Vega Peña

Introducción

La preservación de regiones biológicamente importantes y la búsqueda de opciones de uso sustentable son dos de las estrategias de conservación de la biodiversidad que se aplican en todo el mundo. Sin embargo, existe una tercera, cuya relevancia aumentará cada día más, al igual que lo hacen las tasas de degradación del ambiente: la restauración ecológica.

En un sentido muy general, la restauración abarca un diverso conjunto de conceptos y técnicas concebidos para contrarrestar disturbios y restaurar la composición taxonómica, estructura y función de los sistemas biológicos (véase Márquez-Huitzil, 2005a, en este volumen). Esta actividad es un desafío, tanto teórico como práctico. Por una parte, la restauración de sistemas ecológicos es una “prueba de fuego” para la ecología, ya que las diversas formas e intensidades de los disturbios antropogénicos conforman un vasto escenario de “experimentos” (la mayoría involuntarios), que sirven para poner a prueba los conceptos

ecológicos. Al mismo tiempo, la restauración, en tanto que disciplina técnico-científica, está “obligada” a incorporar los más recientes avances que ofrece la ecología, si desea tener éxito en la implementación de prácticas que sean eficientes.

Sin embargo, puede decirse que existe un “divorcio” entre la teoría ecológica y las prácticas de restauración, ocasionado en parte por la lentitud con la que algunos conocimientos (los muy especializados o recientes) se incorporan a los campos aplicados. Además debe considerarse que la ecología es una disciplina relativamente joven y que trata con sistemas muy complejos, por lo que todavía no existe un cuerpo teórico que tenga buena capacidad de predicción sobre algunos procesos (en especial aquéellos relacionados con la dinámica simultánea de varias especies interactuantes). El reto al que se enfrenta la restauración ecológica es doble, ya que trata de revertir las tasas de degradación y pérdida de sistemas ecológicos de los que se sabe muy poco.

Este texto pretende reducir (aunque sea en grado mínimo) la separación entre teoría y práctica, mediante la comparación de la teoría ecológica en la que se ha basado la restauración, con algunos conceptos modernos sobre dinámica de comunidades. Se expondrán sucintamente los principales conceptos y procesos relacionados con los ecosistemas alterados

y cómo pueden afectar a los esfuerzos y técnicas de restauración. Finalmente, se describirán algunos de los procesos ecológicos que afectan a los ecosistemas de forma cada vez más importante (la invasión de especies y la homogeneización biótica) y sus vínculos con los procesos de disturbio.

La interpretación tradicional de la dinámica de las comunidades vegetales

El estudio del cambio de la composición y abundancias de plantas a través el tiempo, en un mismo sitio, ha sugerido a los especialistas varios mecanismos y sistemas clasificatorios de este fenómeno, conocido genéricamente como sucesión vegetal (recuadro 1). De ellos, el modelo quizá más conocido es el de Connell y Slatyer (1977). Su principal característica es que considera a las interacciones biológicas entre poblaciones y a las modificaciones que éstas causan al entorno como los principales mecanismos responsables de los cambios de especies. La facilitación, la tolerancia y la inhibición son los tres grandes procesos con los que se construye este modelo y pueden usarse para explicar una gran cantidad de situaciones en los que ocurra reemplazo de plantas (figura 1).

Curiosamente, el carácter tan amplio de dicha propuesta impide aplicarla fácilmente a casos particulares. Este modelo engloba en unas pocas definiciones procesos tan interrelacionados y complejos que su demostración y manipulación experimental resulta muy difícil (piénsese, por ejemplo, en el diseño experimental que sería necesario para estudiar los fenómenos de facilitación entre las poblaciones presentes en dos etapas consecutivas de un proceso de sucesión). Algunas propuestas que explican los reemplazos de especies usando procesos que ocurren a escala individual y poblacional que se pueden medir de manera menos subjetiva (al menos en teoría), son aquéllas que se basan ya sea en la clasificación CSR de historias de vida (Grime, 1978) o en la hipótesis del cociente de recursos (Tillman, 1985). En cada cuerpo teórico, la sucesión es explicada respectivamente, enfatizando en características de historias de vida, o capacidades de uso de recursos esenciales y de competencia interespecífica (recuadro 2).

RECUADRO 1. CONCEPTOS RELACIONADOS CON LA SUCESIÓN VEGETAL

La dinámica de la vegetación se ha estudiado con diversos enfoques. Las definiciones que se presentan a continuación enfatizan aspectos diferentes de este proceso tan complejo. Nótese que se trata de conceptos complementarios, más que excluyentes.

El estudio del reemplazo de especies vegetales a lo largo del tiempo tuvo sus orígenes inmediatos a principios del siglo XX con dos propuestas que, a pesar de no ser concebidas para ello, representan dos grandes concepciones acerca de cómo se organizan los sistemas biológicos.

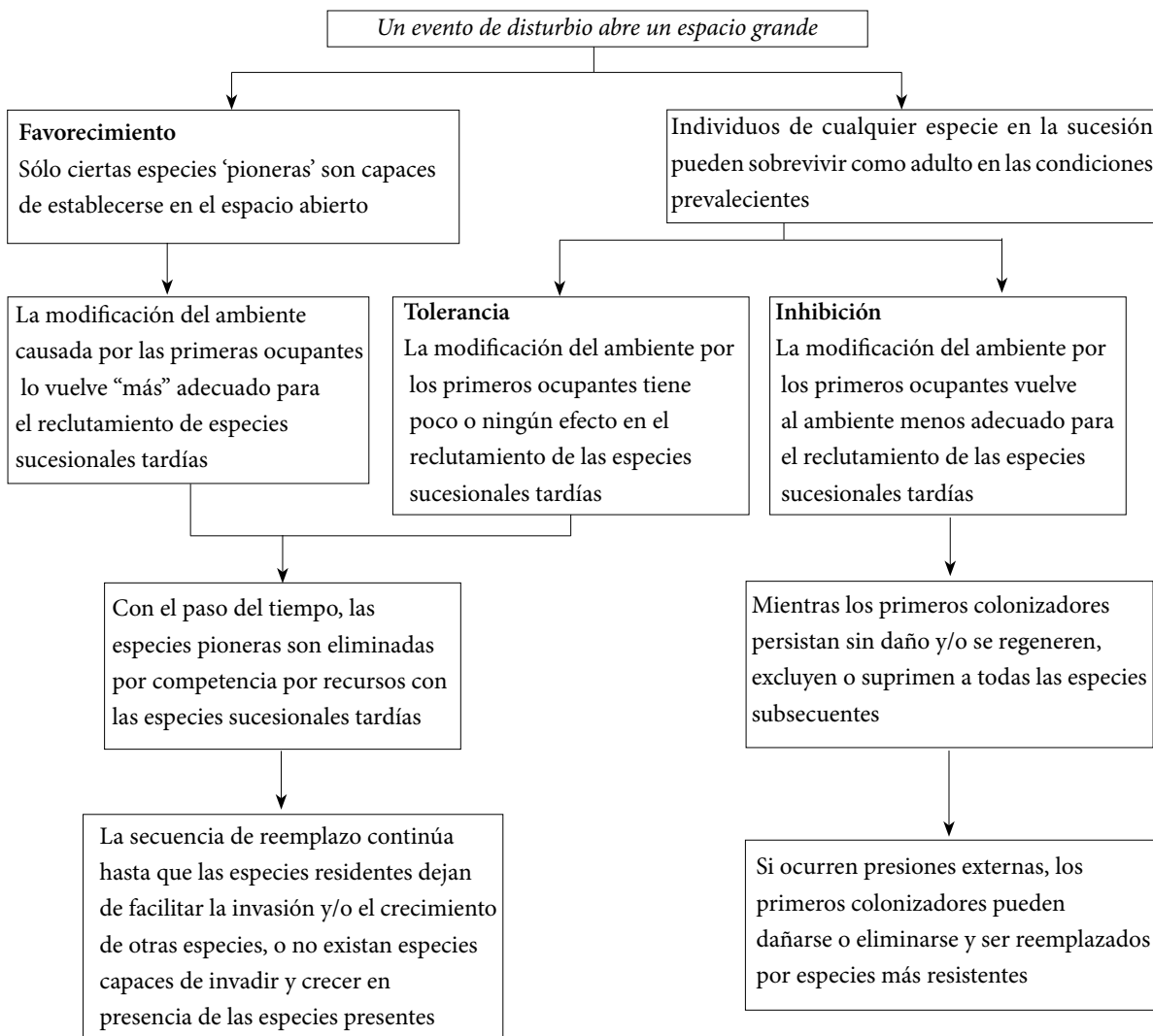
Escuela organísmica. Postula que las comunidades vegetales son entidades perfectamente delimitadas que nacen, se desarrollan, se reproducen y mueren, igual que un organismo unitario (Clements, 1916). Además están adaptadas a las condiciones ambientales imperantes, condición a la que se denomina clímax. Cada etapa de desarrollo es llamada "sere".

Escuela individualista. Este enfoque afirma que la composición de especies de un sitio no está integrada de manera "orgánica", sino que depende sólo de los rangos de tolerancia al ambiente de las especies por separado (Gleason, 1926). Consecuentemente, el cambio de composición específica de un sitio está regulado por la capacidad de crecimiento que tienen las especies que llegan al sitio por azar.

Otra forma de clasificar a la dinámica de la vegetación se basa en el tipo de sustrato sobre el que ocurre. La sucesión primaria es aquella que sucede sobre un sustrato que no tenía vegetación previamente (como el que queda por la desecación de un cuerpo de agua o el retroceso de un glaciar). *La sucesión secundaria*, en cambio, se desarrolla sobre un sustrato que ya servía de soporte a una cubierta vegetal (las parcelas de bosque tropical dejadas en descanso después de cultivarlas son un caso claro de ella).

En función del origen de los factores que condicionan a un proceso sucesional, este puede ser *alóctono* (si se trata de factores "externos" a la vegetación o al sitio) o *autóctono* (si los factores reguladores están circunscritos a la vegetación o al sitio en el que ocurre el reemplazo de especies) (Tansley 1935).

FIGURA 1. EL MODELO DE CONNELL Y SLATYER, A PESAR DE TENER CASI 30 AÑOS DE EDAD, ES TODAVÍA VIGENTE. A PESAR DE QUE LOS PROCESOS DE FAVORECIMIENTO JUEGAN EN ÉL UN PAPEL MUY IMPORTANTE, EL PROCESO SUBYACENTE EN TODAS LAS TRAYECTORIAS ES EL DE LA COMPETENCIA INTERESPECÍFICA



Fuente: modificado de Connell y Slatyer, 1977.

Si bien estos cuerpos de conocimiento permiten entender de manera más precisa varios procesos que ocurren en la sucesión, aún tienen un carácter muy general ya que son conceptos de ecología básica. Por ello, ponen énfasis en la clasificación, descripción y explicación de procesos, más que en su manipulación. En consecuencia, es relativamente difícil traducir estos conceptos a métodos que permitan controlar,

aunque sea parcialmente, la secuencia de reemplazo de especies. Este alejamiento entre teoría y práctica puede reducirse si se usan como vínculos aquellas etapas del ciclo de vida de las plantas en las que se apliquen tanto los conceptos de las teorías previas como las técnicas de manejo. Particularmente, las etapas del ciclo de vida relacionadas directamente con las semillas (producción, destino en el suelo, germinación) y los

RECUADRO 2. UN PAR DE MECANISMOS QUE EXPLICAN LOS PROCESOS SUCESIONALES

El sistema de clasificación CSR (Grime, 1977) permite comparar plantas con características de historias de vida contrastantes. Se representa con un triángulo equilátero, cuyos lados indican el aspecto más importante del ciclo de vida de la especie que se desea clasificar. El lado "C" indica la importancia que tiene la competencia interespecífica; el lado "S" muestra el efecto relativo de la presión ambiental (stress); finalmente el lado "R" es el que cuantifica las características ruderales de las plantas (o su capacidad para aprovechar los recursos liberados por un disturbio). Los tres aspectos se ponderan entre ellos, de modo que la suma de las importancias relativas de "S", "C" y "R" es igual a uno.

La sucesión vegetal se representa como el "desplazamiento" (dentro del triángulo) de las características de las plantas, desde las que son "R" o "S", hacia las que son "C". En consecuencia, este esquema sugiere que para dirigir un proceso sucesional mediante la reintroducción controlada de especies, hay que enfatizar en la secuencia de las características de historia de vida de las especies empujadas. Es decir, que idealmente se debería empezar con plantas generalistas de crecimiento rápido y ciclo de vida corto, para ser reemplazadas paulatinamente por aquellas que sean longevas, crezcan despacio y tengan requerimientos ambientales muy específicos.

La hipótesis del cociente de recursos (Tilman 1985) tiene dos elementos principales: a) la competencia interespecífica por recursos limitantes; b) el patrón de largo plazo de aporte de éstos al sistema. La sucesión vegetal, entonces, sería el resultado de un gradiente temporal de disponibilidad de recursos limitantes. Al inicio de la sucesión, las especies adaptadas a ambientes con suelos pobres y con mucha luz solar, paulatinamente serían reemplazadas por plantas que puedan crecer en condiciones de poca luz pero en suelos ricos en nutrientes. Esta explicación puede aplicarse tanto a procesos de sucesión primaria como secundaria, aunque no incluya algunos procesos potencialmente importantes como la herbivoría y las capacidades de germinación y establecimiento.

primeros estados de crecimiento de las plantas tienen especial importancia en los procesos de sucesión, ya que es relativamente sencillo manipular algunas de ellas para facilitar o inhibir el establecimiento de poblaciones vegetales.

La interpretación moderna de la dinámica de las comunidades vegetales

El "balance de la naturaleza", en términos muy amplios, hace referencia a la propiedad de los sistemas biológicos de mantenerse indefinidamente en una misma condición si no se les perturba (Egerton, 1973). Esta idea ha estado presente durante mucho tiempo en el pensamiento científico y al menos en el campo de la ecología ha sido el sustento para la derivación de conceptos como equilibrio, estados estables, homeostasis y estabilidad (Wu y Loucks, 1995; Gunderson, 2000). No es difícil percibir que los modelos de sucesión mencionados se fundamentan en este concepto, explícita o implícitamente. Resulta paradójico que las propiedades dinámicas de la vegetación se analicen con el supuesto de la estabilidad.

Sin embargo, las interpretaciones con énfasis en las propiedades dinámicas de la vegetación también surgieron hace tiempo en la literatura especializada. El "complejo de regeneración" (*regeneration complex*) propuesto por A.S. Watt es una interpretación sobre la dinámica de la vegetación que en muchos sentidos es "pionera" por los conceptos que en ella aparecen. Su fundamento es reconocer que la vegetación está organizada en parches que a su vez forman mosaicos. Los parches están dinámicamente relacionados formando series ordenadas (o patrones espaciales y temporales), que le dan el carácter estable a la comunidad. Dice Watt (1947: 3): "...Although there is change in time at a given place, the whole community remains essentially the same; the thing that persists unchanged is the process and its manifestation in the sequence of phases." Otro ejemplo donde aparece claramente el carácter dinámico de la vegetación es el del *Astrocaryum mexicanum*. Mediante el estudio de los patrones de crecimiento de esta palma, es posible clasificar la intensidad y fechas de ocurrencia de los disturbios del bosque tropical de los Tuxtlas, Veracruz, desde los más pequeños causados por la caída de ramas, hasta los más grandes debidos a

la caída de árboles completos (Martínez-Ramos *et al.*, 1988). El análisis espacial de los patrones de crecimiento de esta planta reveló que el bosque tropical “inmutable” en realidad está compuesto de un mosaico de parches con edades que van desde los pocos meses hasta casi la centuria. La estabilidad del bosque en el largo plazo se basa en la no-simultaneidad de perturbaciones locales en los parches.

Actualmente es común en las ciencias ambientales el uso de conceptos tales como heterogeneidad (espacial y temporal) y escala. Si bien ya se había explorado la relevancia de estos conceptos en la ecología (Levin, 1992; Greig-Smith, 1979), sólo hasta hace relativamente poco tiempo se les ha incorporado de manera consistente en los métodos de análisis, en las hipótesis y preguntas que tradicionalmente se hacían sin considerarlos. Al hablar de la heterogeneidad de un sistema ecológico se hace referencia a que sus diversos componentes tienen características cualitativamente distintas que varían en el espacio y el tiempo (Kolasa y Rollo, 1991). La escala, por su parte, trata de las unidades de medición (de milímetros hasta kilómetros, o de segundos a centurias) que se emplean para caracterizar un sistema ecológico y por ende, para detectar qué tan heterogéneo es.

Muchos conceptos de ecología tal vez deban ser planteados nuevamente, de modo que incluyan explícitamente la escala y la heterogeneidad. De acuerdo con algunos autores, estas modificaciones son tan importantes que representan un cambio de paradigma en esta ciencia (Wu y Loucks, 1995). En este contexto, los sistemas ecológicos tienen cinco elementos fundamentales:

- a) Los sistemas ecológicos están constituidos como un conjunto de mosaicos organizados en un sistema de jerarquías discontinuas y anidadas. Esta afirmación considera que la “unidad ecológica” de estudio es el parche, en lugar de los niveles tradicionales (individuo, población, comunidad y ecosistema). Esta unidad “nueva” tiene un componente espacial explícito y sus características (forma y dinámica) dependen, en parte, de la escala en la que se evalúen.
- b) La dinámica de los sistemas ecológicos es un compuesto de dinámica de parches. El compor-

tamiento de los sistemas ecológicos surge como la síntesis de los comportamientos de sus parches individuales y de sus interacciones con parches en otras escalas. Se trata de una propiedad emergente, que no es resultado de la suma de las dinámicas de los parches individuales.

- c) Los sistemas ecológicos deben entenderse considerando la relación entre escala, patrones y procesos. Los procesos ecológicos que ocurren en cada parche se manifiestan en la forma de patrones espaciales, al igual que la variación espacial impone restricciones a los procesos ecológicos. De este modo se produce una interacción mutua entre los procesos y las regiones donde se desarrollan.
- d) La dinámica de los sistemas ecológicos debe enfatizar la perspectiva del no equilibrio. Una consecuencia de concebir a los sistemas ecológicos como mosaicos anidados es que el concepto tradicional de “estabilidad” no se puede aplicar a ningún conjunto de mosaicos en particular. Lo que se observa, más bien, son las dinámicas transitorias.
- e) La dinámica de los sistemas ecológicos debe incluir el concepto de metaestabilidad. Aunque la dinámica transitoria es una característica de los mosaicos en una escala determinada, cuando se evalúa en escalas superiores se manifiesta como si el mosaico estuviera en condiciones de equilibrio. Esta propiedad es conocida como metaestabilidad.

Los programas de investigación de los sistemas naturales se basan, explícitamente o no, en una determinada concepción de la naturaleza, que tarde o temprano se manifiesta en las estrategias de manejo del ambiente. Si los modelos sobre los sistemas naturales se construyen con supuestos incorrectos, los programas de investigación serán poco fructíferos, es decir, producirán resultados no verificables e inconsistentes.

Por ejemplo, los modelos sucesionales se formulan con una escala espacial y temporal acotada, las más de las veces de manera implícita. El desarrollo de modelos nuevos con mayor capacidad predictiva quizás necesite incorporar de modo explícito las escalas espaciales y

temporales, con lo que su relevancia para las prácticas de restauración será mucho mayor.

La dinámica alterada de las comunidades biológicas

Dinámicas alteradas: invasiones de especies

Una consecuencia de las actividades humanas vinculadas con el desplazamiento de personas o mercancías es que promueven (voluntaria o involuntariamente) la dispersión de especies a través de sus barreras naturales. Si bien estas dispersiones han ocurrido desde hace muchos años, con la globalización del comercio, la relajación de fronteras comerciales y el desarrollo de transportes más grandes y rápidos este fenómeno es mucho más frecuente (Kolar y Lodge, 2001).

La presencia de una especie invasora en un lugar es resultado de varios procesos que tradicionalmente se han agrupado en: transportación y la sobrevivencia a este proceso, la introducción en la región nueva y el establecimiento. Sin embargo, estos conceptos se usan de modo ambiguo en la literatura especializada, por lo que se ha propuesto una clasificación basada en otras consideraciones. Para que una especie pueda considerarse invasora debe vencer diversas barreras que frenen su crecimiento poblacional, como las geográficas, ambientales y reproductivas (Richardson et al., 2000). Aunque la gran mayoría de los organismos dispersados no logran traspasar alguna de estas barreras, los pocos que sobreviven pueden ocasionar mucho daño a los ambientes. Por ejemplo, quizás el mayor evento moderno de extinción de vertebrados del que se tenga registro ocurrió con la introducción de la perca del Nilo en el Lago Victoria (África) en la década de 1950 con la consecuente extinción de alrededor de 200 especies de peces endémicos (Reinthal y Kling, 1997). La invasión de especies exóticas es un proceso tan importante que algunos autores la consideran una de las mayores amenazas a la biodiversidad nativa y a las funciones ecosistémicas (Kolar y Lodge, 2001); otros, incluso, sugieren que es la segunda causa de pérdida de biodiversidad, después de la destrucción de ambientes (Keane y Crawley, 2002).

La invasión de especies puede ocurrir tanto en ambientes no perturbados como en perturbados. En

general, se considera que el establecimiento exitoso de una especie invasora en un ambiente intacto puede ser más difícil que en uno perturbado, ya que las interacciones entre las especies presentes son tan robustas (pues han evolucionado de manera conjunta), que impiden que una especie ajena pueda establecerse (Ramakrishnan y Vitousek, 1989). Sin embargo, existen casos notorios en los que esto no ocurre, como las introducciones de cabras en islas, que extinguen a la biota nativa y modifican drásticamente la composición florística, faunística y el ambiente (Desender et al., 1999).

En cambio, la presencia de especies exóticas en ambientes perturbados es muy frecuente. Este “éxito” se logra con la conjunción de dos factores principales: a) las características de historia de vida de las especies invasoras, adaptadas a aprovechar ambientes perturbados; b) la liberación de recursos, generalmente ocasionada por el disturbio, que vuelve a las zonas perturbadas mucho más susceptibles de ser colonizadas por especies oportunistas, como las invasoras. Esta retroalimentación positiva entre factores puede ser el mecanismo que otorga mucha estabilidad a las áreas perturbadas que fueron colonizadas por especies invasoras (véase más adelante) (Suding et al., 2004).

El estudio comparado de la flora invasora tiene gran relevancia en la actualidad, ya que puede proporcionar evidencia acerca de cómo se organizan las comunidades vegetales en grandes escalas. Por ejemplo, se ha reportado una fuerte relación entre las malezas (nativas y no nativas) y las demás especies de angiospermas en el territorio nacional (Espinosa-García et al., 2004). Simultáneamente, este tipo de información permite evaluar, en términos generales, el grado o nivel de perturbación de la flora de una región. En este contexto, se estima que alrededor del 2.7% de las especies de angiospermas en México son exóticas, provenientes principalmente del Viejo Mundo (Asia, África y Europa) (Villaseñor y García, 2004).

Dinámicas alteradas: homogeneización biótica

La invasión de especies puede caracterizarse con dos procesos vinculados entre sí: a) la expansión de los rangos de distribución de especies cosmopolitas no nativas y b) la reducción de los rangos de distribu-

ción de especies nativas endémicas. El resultado de este reemplazo es que las biotas regionales pierden su identidad (basada en las especies nativas), pues están dominadas por unas pocas especies generalistas de amplia distribución. Este fenómeno ha sido llamado “homogenización biótica” (Olden *et al.*, 2004). El registro paleontológico indica que han ocurrido varios “eventos de mezclado” de biotas a lo largo del tiempo. Sin embargo, este proceso natural se ha acelerado tanto a causa de las actividades comerciales a escala global, que algunos expertos incluso han sugerido que no es exagerado hablar de una nueva “era geológica”, el “Homogoceno” o la nueva Pangea, en el que unas pocas especies estén presentes en todos los ecosistemas del planeta. Nadie tiene claras las consecuencias de esta gran pérdida de biodiversidad, pero ciertamente pueden ser desastrosas.

Dinámicas alteradas: procesos y patrones en escala ecosistémica

El concepto de estabilidad de las comunidades biológicas se vuelve muy debatible cuando se le analiza en términos de la heterogeneidad ambiental y de su manifestación en distintas escalas espaciales y temporales, porque lo que se percibe como estable en una escala no lo es en otra y viceversa. A pesar de ello, es posible hablar de estados y de dinámicas alteradas, es decir, de condiciones y procesos ecológicos que de ninguna manera pueden ser interpretados como fluctuaciones no significativas de la condición basal de un sistema. La identificación del “estado basal” de un ecosistema es indispensable para implementar programas de restauración en el sentido amplio del término. Sin una concepción más o menos clara acerca de “cómo debe ser” un ecosistema “sano” (en términos funcionales, de composición específica y de características ambientales), es difícil elegir, diseñar e implementar las técnicas “correctivas” adecuadas.

Las dinámicas alteradas pueden originarse por disturbios antropogénicos, que se pueden clasificar en cuatro grandes grupos (Rapport y Whitford, 1999): a) reestructuración física del medio; b) introducción de especies exóticas; c) descarga de sustancias tóxicas y d) sobreexplotación. Estos tipos de disturbios se manifiestan en los sistemas naturales de formas diversas

y complejas, sin embargo, algunas de ellas aparecen repetidamente, sin importar las características particulares de los ecosistemas. Por ello se sugiere que los ecosistemas perturbados presentan un “síndrome de tensión” (distress syndrome), caracterizado por: a) valores de biodiversidad bajos; b) productividades primarias y secundarias alteradas, en especial, eficiencias bajas en el reciclaje de nutrientes; c) dominio de especies exóticas u oportunistas de ciclo de vida corto. Estos autores también proponen tres mecanismos generales de transformación responsable de la degradación de los ecosistemas: 1) disrupción de ciclos de nutrimentos; 2) estrategias de adaptación de especies oportunistas; 3) desestabilización de sustratos. El fracaso de un proyecto de rehabilitación o restauración puede originarse en dichos mecanismos, ya que: i) los ecosistemas perturbados son más susceptibles a la invasión de especies oportunistas que impiden el establecimiento de la biota original; ii) la disrupción de sustratos limita el establecimiento de comunidades biológicas muy organizadas, que dependen del sustrato original; iii) la alteración de los flujos de nutrimentos modifica completamente las características originales del ecosistema, haciendo la restauración prácticamente imposible.

Las respuestas de un ecosistema al disturbio dependen, obviamente, de las características de la alteración, pero también de las propiedades dinámicas de aquél. Puede suceder que las características de un ecosistema cambien de manera gradual como respuesta a cambios graduales de las condiciones externas a él. Pero también puede ocurrir que el ecosistema se mantenga inalterado ante los cambios del entorno y repentinamente, al llegar las condiciones a algún valor umbral, el ecosistema se modifique de modo abrupto y sorpresivo. Estas “transformaciones catastróficas” (Sheffer *et al.*, 2001) pueden ocurrir en ecosistemas muy contrastantes, pero tienen algunas características compartidas: 1) el contraste entre estados del ecosistema se debe a desplazamientos en las dominancias relativa de organismos con formas de vida diferentes; 2) el cambio abrupto entre estados es disparado por eventos estocásticos, como incendios, condiciones climáticas extremas, o infestaciones de patógenos; 3) los ciclos retroalimentados que estabilizan a los estados alternos involucran mecanismos biológicos y físicos.

Todas las consideraciones de esta sección ofrecen herramientas para entender por qué algunos proyectos de restauración fracasan. Tradicionalmente, los esfuerzos de restauración se centraron en estimular la dinámica natural de la vegetación para que regrese a sus condiciones originales por sí sola. Es decir, los modelos sucesionales “clásicos” son la base conceptual de las estrategias de restauración (Prach *et al.*, 2001). Sin embargo, los resultados de la restauración son impredecibles, pues unos casos funcionan, pero otros fracasan. De hecho, existe la posibilidad de que los esfuerzos de restauración conduzcan al ecosistema a una condición muy lejana de la deseada. Esta incertidumbre puede deberse a que los ecosistemas degradados también son estados estables, que tienen ciclos retroalimentados que los mantienen e impiden que se puedan transformar (Suding *et al.*, 2004). Los siguientes son algunos factores generales responsables de la gran resiliencia de los sistemas degradados: a) efecto de especies; b) interacciones tróficas; c) conectividad de paisaje y fuentes de semillas. Es conveniente detectar cuáles de ellos son los que causan la resiliencia, para enfocar adecuadamente los trabajos de restauración. Si hay un sólo factor responsable, las probabilidades de controlar las transformaciones del ecosistema son altas, pero si hay varios es fundamental detectar cuál es el más importante. Es interesante saber que para romper los ciclos que dan resiliencia a los ecosistemas degradados, puede ser necesario (casi paradójico) perturbar fuertemente el sistema para que puedan entrar en actividad los ciclos que dan resiliencia a los estados del ecosistema que se desean fomentar (Suding *et al.*, 2004).

Conclusiones

En la actualidad es muy importante implementar prácticas de restauración (en sentido amplio) y conforme pase el tiempo, será simple y llanamente indispensable. Si bien es cierto que la restauración debe apoyarse enormemente en la teoría ecológica, también es cierto que los problemas de restauración son un excelente campo de prueba para ella. Más aún, las necesidades de restauración quizás impulsen la búsqueda de nuevas propiedades de los sistemas biológicos. Por ejemplo, los modelos de sucesión ocurren siempre en una escala espacial y temporal acotada, las más de las veces no

considerada de manera explícita. Para desarrollar modelos nuevos con mayor capacidad predictiva quizás sea necesario incorporar de modo explícito las escalas espaciales y temporales, por lo que su relevancia para las prácticas de restauración será mucho mayor.

Existe una estrecha relación entre los disturbios y la restauración. Al definir y delimitar al primero se orientan en gran medida las estrategias y capacidades de la segunda. Algunos tipos de disturbios pueden ser contrarrestados con prácticas de restauración que enfatizan un sólo aspecto, como la introducción de especies de crecimiento acelerado y adaptables para el desarrollo de cobertura vegetal, o el retiro de residuos peligrosos del ambiente. Situaciones como éstas son las más “deseables”, pues para cada tipo de disturbio existen una o dos acciones correctivas. Consecuentemente, no es muy complicado delimitar lo que se entiende por un ecosistema “sano”. Sin embargo, las soluciones no siempre son tan fáciles de hallar. Recientemente han cobrado importancia dos tipos de disturbio que imponen a la restauración mayores retos: la invasión de especies y la homogeneización biótica. Estos fenómenos afectan a los ecosistemas de múltiples maneras y son especialmente relevantes por dos razones principales. La primera de ellas es que todavía no se han desarrollado para ellos técnicas correctivas eficientes. La segunda es la ausencia de un consenso en torno a lo que significa un ecosistema “sano”.

Estos ejemplos sugieren que muchos conceptos ecológicos en escala ecosistémica deberían modificarse, como ocurre con los modelos de sucesión. Conforme estas interpretaciones se sometan a la validación científica, la restauración ecológica adquirirá más solidez y sus prácticas serán más eficientes.

Bibliografía

- Clements, F.E. 1916. *Plant Succession. An Analysis of the Development of Vegetation*. Carnegie Inst. Washington Publ. 242 Washington, D.C.
- Connell, J.H. y R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111: 1,119-1,144.
- Desender, K., L. Baert, J.P. Maelfait y P. Verdyck. 1999. Conservation on Volcán Alcedo (Galápagos): terrestrial

- invertebrates and the impact of introduced feral goats. *Biological Conservation* 87: 303-310.
- Egerton, F.N. 1973. Changing concepts of the balance of nature. *The Quarterly Review of Biology* 48: 322-350.
- Espinosa-García, F.J., J.L. Villaseñor y H. Vibrans. 2004. The rich generally get richer, but there are exceptions: correlations between species richness of native species and alien weeds in México. *Diversity and Distributions* 10: 399-407.
- Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin Torrey Club* 53: 7-26.
- Greig-Smith, P. 1979. Pattern in vegetation. *Journal of Ecology* 67: 755-779.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111(982): 1169-1194.
- Gunderson, H. 2000. Ecological resilience-in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 425-39.
- Keane, R.M. y M.J. Crawley. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 14 (4): 164-170.
- Kolar, C.S. y D.M. Lodge. 2001. Progress invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16 (4): 199-204.
- Kolasa, J. y C. D. Rollo. 1991. Introduction: the Heterogeneity of Heterogeneity: a Glossary. Pp. 1-23. En: J. Kolasa y S.T.A. Pickett (eds.). *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag. EE.UU.
- Levin, S. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73(6): 1,943-1,967.
- Martínez-Ramos, M., E. Alvarez-Buylla, J. Sarukhán y D. Piñero. 1988. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. *Journal of Ecology* 76: 700-716.
- Olden, J.D., N. LeRoy Poff, M.R. Douglas. M.E. Douglas y K.D. Fausch. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19(1): 18-24.
- Pickett, S.T.A. y P.S. White (eds.). 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, EE.UU. 472 pp.
- Prach, K., S. Bartha, C.B. Joyce, P. Pysek, R. Van Diggelen y G. Wiegand. 2001. The role of spontaneous vegetation in ecosystem restoration: a perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.
- Ramakrishnan, P.S. y P.M. Vitousek. 1989. Ecosystem-Level Processes and the Consequences of Biological Invasions. En: Drake, J.A., H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek y M. Williamson (eds.). *Biological Invasions. A Global Perspective*. John Wiley & Sons, EE.UU. pp. 281-300.
- Rapport, D.J., y W.G. Whitford. 1999. How ecosystems respond to stress. *Bioscience* 49: 193-203.
- Reinthal, P.N. y G.W. Kling. 1997. Exotic species, trophic interactions, and ecosystem dynamics: a case study of Lake Victoria. En: D.J. Stouder, K.L. Fresh y R.J. Feller (eds.). *Theory and Application in Fish Feeding Ecology*. Belle W. Baruch Library in Marine Sciences, no. 18, University of South Carolina Press, Columbia, South Carolina, EE.UU.
- Richardson, D.M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F.D. Panetta y C.J. West. 2000. Naturalization and invasions of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke y B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413 (6,856): 591-596.
- Shea, K. y P. Chesson. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17(4): 170-176.
- Shigesada, N. y Kawasaki, K. 1997. *Biological Invasions: Theory and Practice*. Oxford University Press.
- Suding, K.N., K.L. Gross y G.R. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19(1): 46-53.
- Tansley, A.G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16(3): 284-307.
- Tilman, D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. *The American Naturalist* 125(6): 827-852.
- Villaseñor, J.L. y F. J. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of México. *Diversity and Distributions* 10: 113-123.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35: 1-22.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman and Hall, EE.UU.
- Wu, J. y O.L. Loucks, 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70(4): 439-465.

Cuarta parte

**Aplicaciones de la teoría en la práctica
de la restauración ecológica**

Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración

Roberto Márquez-Huitzil*

Introducción

La restauración ecológica es una disciplina de reciente formación. En 1985, durante un Simposio en el Arboretum de la Universidad de Winsconsin, se reunieron científicos de diferentes disciplinas con el objetivo de definir un área común que restaurara los ambientes degradados por las actividades humanas. Como resultado de este evento se desprendió la idea de unificar teoría y práctica con el fin de plantear y contestar preguntas de ésta índole. En dicho evento también se introdujo el concepto restauración ecológica referido específicamente a la investigación básica dirigida al perfeccionamiento de las técnicas aplicadas, denominadas en su conjunto restauración (Aber y Jordan III, 1985). Sin embargo, el inicio formal de los trabajos de restauración ecológica pueden considerarse anterior cuando en 1935 Aldo Leopold, en una pradera de la Universidad de Wisconsin-Madison, trató de recuperar la vegetación original mediante el recubrimiento con especies vegetales nativas que, a su vez, ayudaría a estabilizar los suelos erosionados

(Jordan III *et al.*, 1987). Antes de esta actividad sólo se habían desarrollado algunos trabajos prácticos con fines agrícolas, silvícolas y de manejo de campo sobre los ecosistemas (Bradshaw, 1987a).

En la actualidad, el objetivo de la restauración ecológica se ha definido como la búsqueda de la recuperación de la estructura, funcionalidad y auto-suficiencia semejantes a las presentadas previamente en un ecosistema que ha sido degradado (Bradshaw, 1987a, Ewel, 1987; Jordan III *et al.*, 1987; Meffé y Carroll, 1994). Por otra parte, la Society for Ecological Restoration, International Science y el Policy Working Group (2004) consideran que la restauración ecológica es el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido.

Restaurar un ecosistema significa que éste sea regresado al estado previo a su degradación, lo cual puede requerir la reconstrucción del suelo y la colocación de las especies originales (nativas) del sitio (Brown *et al.*, 1986). Cabe mencionar que dependerá la probabilidad de volver a un ecosistema a un estado original muy semejante al previo de la intensidad de la perturbación, del compromiso de los trabajos de restauración y del contar o no con una fuente de germoplasma adecuada. La restauración ecológica abarca, por una parte, el trabajo teórico relacionado con el conocimiento de las características y funciones

* Instituto Nacional de Ecología, Periférico 5000, 2° piso.
Col. Insurgentes-Cuicuilco, C. P. 04530 México, D. F.
Correo-e: rmarquez@ine.gob.mx.

que realiza la unidad en cuestión (el ecosistema), y por otra, un aspecto práctico responsable de la recuperación de las características y funcionalidad, por lo que existe un fuerte vínculo que relaciona a la restauración ecológica tanto con ciencias teóricas como con disciplinas prácticas.

Este artículo tratará de analizar algunos de los conceptos de mayor importancia en la restauración de los ecosistemas terrestres. Sin embargo, debe tomarse en consideración la amplia variedad de ecosistemas que existen, la igualmente variada cantidad de afectaciones por diversas actividades humanas, así como las características tan variables que pueden presentar las mismas en cuanto al tipo, intensidad y duración, dando como resultado el alto número de disciplinas diferentes que deberían involucrarse en un proyecto de restauración.

Las afectaciones a los ecosistemas

En la actualidad los ecosistemas están sujetos a diversos factores de estrés, ocasionados por actividades humanas que provocan cambios ecológicos considerables o que limitan el desarrollo de las comunidades naturales, y que pueden ser de naturaleza física, química o biótica (Freedman, 1995). Las afectaciones físicas se refieren al daño mecánico que puede ocurrir sobre los ecosistemas, y que afecta a uno o más de sus componentes. Un ejemplo de estrés físico provocado de forma natural es el causado por los huracanes, mientras que uno provocado por el hombre es la fragmentación de los ecosistemas, consistente en un proceso de rompimiento de la continuidad de los ecosistemas o hábitat, y que los convierte en parches aislados y pequeños, lo cual tiene al menos dos consecuencias evidentes (Meffe y Carroll, 1994):

- (1) la reducción del área total de un tipo de hábitat dentro del paisaje, o incluso la pérdida total de la misma;
- (2) la confinación del hábitat restante, dentro de esos parches, pequeños y aislados.

Las afectaciones químicas son provocadas por la presencia de compuestos químicos ajenos a los que se presentan de forma natural en los ecosistemas (Freed-

man, 1995). Estos compuestos o contaminantes son sustancias que ocurren en el ambiente como resultado, al menos en parte, de las actividades del hombre y que tienen un efecto nocivo en los organismos vivos (Moriarty, 1999). La contaminación es una de las principales afectaciones a los ecosistemas, y ocurre por la liberación de sustancias ajenas a los mismos en cualquiera de sus distintos estados: sólido, líquido o gaseoso, y que pueden propagarse en distintos medios (el acuático, el terrestre o el aire), afectando directa o indirectamente a los ecosistemas. Otro ejemplo es la combustión rápida provocada por incendios y explosiones, durante guerras o actividades relacionadas con las mismas.

Las afectaciones bióticas son provocadas por modificaciones o alteraciones a los componentes vivos dentro del ecosistema. Ocurren afectando una o más poblaciones de especies nativas dentro del ecosistema, o bien, por la introducción de especies y/o la propagación de las mismas propiciando que se conviertan en invasoras. Un ejemplo es la eliminación de especies clave dentro de un ecosistema, por ejemplo, las dominantes o codominantes en la estructura vegetal de las comunidades, lo cual puede facilitar el incremento de poblaciones de otras especies codominantes o incluso de especies invasoras. Otro ejemplo puede ser la eliminación de ciertas especies reguladoras de la estructura vegetal, que controlan el tamaño poblacional de otras especies, o que influyen en la estructura de comunidades vegetales o animales como, por ejemplo, los grandes herbívoros o carnívoros. En el caso de las especies invasoras, ocurre un proceso mediante el cual una o más especies introducidas, (ya sea desde otro continente o país, o desde una región distinta dentro de una misma nación) se propagan dentro de un ecosistema y desplazan o incluso eliminan a las especies nativas locales, modificando la estructura de la comunidad y su funcionamiento, e incluso alterando la estructura del medio físico (Mooney y Drake, 1986; Drake *et al.*, 1989). Este tipo de afectación puede cambiar un hábitat entero, haciéndolo inhóspito incluso, para la comunidad natural original (Lowe *et al.*, 2001). En general, muchas de las especies introducidas, llevadas de forma natural o por el hombre a una región fuera de su ámbito de distribución original, pueden tener efectos adversos sobre la flora o fauna nativas a través

de la competencia por recursos (luz, agua, nutrientes, espacio, entre otros), inhibiendo su crecimiento, desplazando a las especies nativas o bien depredándolas. Como se mencionó, las especies introducidas representan un riesgo potencial de convertirse en invasoras, si en el nuevo ecosistema no se encuentran especies o condiciones ambientales que regulen su crecimiento poblacional (Berger, 1993; Drake *et al.*, 1989).

Las estrategias de mitigación

En la actualidad se han desarrollado distintas estrategias, con la finalidad de controlar, mitigar o revertir los efectos de la degradación en los ecosistemas. Entre ellas se encuentran la restauración, la rehabilitación, el saneamiento, el reemplazo y el recubrimiento vegetal (Martínez, 1996; Meffé y Carroll, 1994). Dichas estrategias varían en cuanto al grado de recuperación de los ecosistemas degradados, ya sea que busquen recuperar una estructura de la vegetación semejante a la original, sustituirla por una vegetación completamente distinta, o bien sólo aplicar medidas que frenen la degradación, pero sin relacionarse en forma alguna con la recuperación del ecosistema o de sus atributos de diversidad y estructura (Meffé y Carroll, 1994).

La restauración busca recuperar la estructura, funcionalidad y autosuficiencia semejantes a las presentadas originalmente en un ecosistema que ha sido degradado (Bradshaw, 1987b; Ewel, 1987; Jordan III *et al.*, 1987, Meffé y Carroll, 1994). Esto implica que el terreno sea regresado precisamente al estado previo a su degradación, lo cual requiere reconstruir el suelo y colocar a las especies originarias del sitio (Brown *et al.*, 1986).

En el caso de la rehabilitación, se trata de una estrategia encaminada a la recuperación parcial del ecosistema, que busca el restablecimiento de algunos de los elementos funcionales o estructurales del sitio, así como la inclusión de algunos mejoramientos visuales, como la replantación para prevenir la erosión, pero sin llegar a recuperar los atributos originales del sitio (Bradshaw y Chadwick, 1980; Martínez, 1996; Meffé y Carroll, 1994).

El saneamiento o reclamación se aplica en sitios severamente degradados por actividades agresivas (como las minas a cielo abierto), a los cuales se preten-

de dar un uso diferente al original que causó el daño, aunque en algunos casos puede tomarse como un primer paso en un proyecto de restauración (Bradshaw y Chadwick, 1980; Martínez, 1996; Meffé y Carroll, 1994), o bien dentro de una rehabilitación.

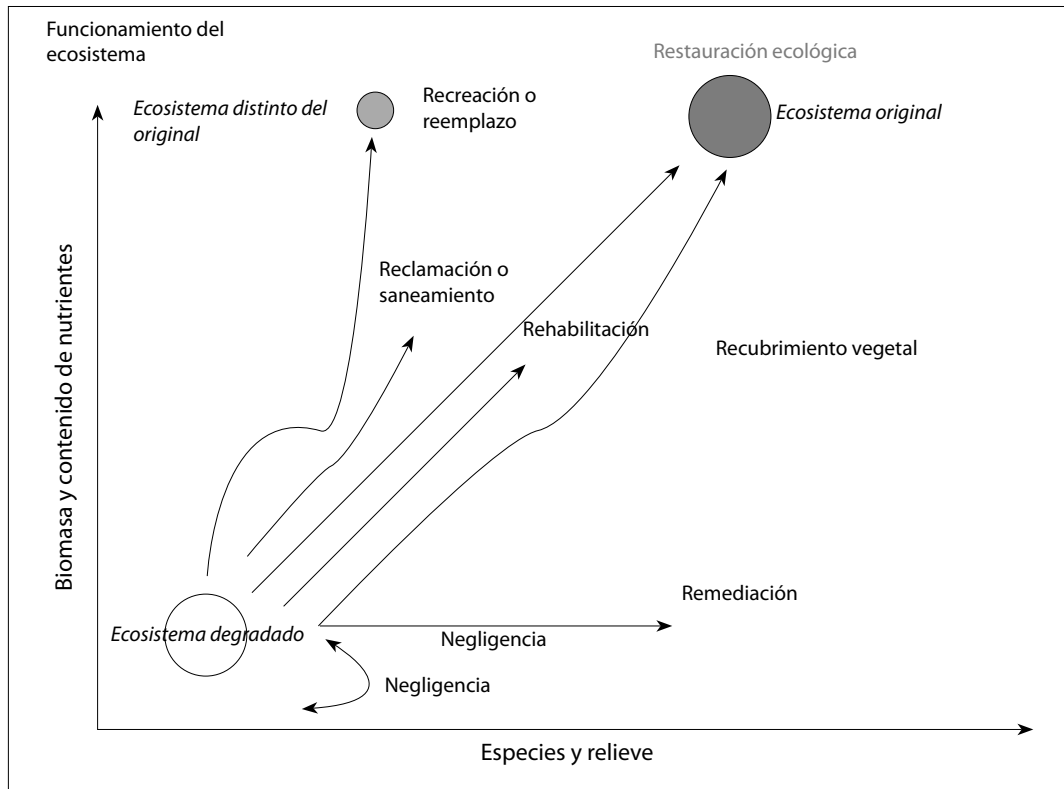
Se denomina reemplazamiento vegetal al proceso por el que se induce la formación de un ecosistema diferente al original, aunque pueda encontrarse fuera de su ámbito histórico de distribución y en condiciones distintas a las presentadas en forma natural (Martínez, 1996, Meffé y Carroll, 1994); sin embargo, en este caso no se considera el efecto que este proceso pueda tener sobre los remanentes de vegetación nativa o sobre los ecosistemas locales supervivientes.

Finalmente, el recubrimiento vegetal o revegetación puede implicar sólo el reforzamiento de algunos procesos como la sucesión vegetal, la productividad, la ecología del suelo, la incorporación de nutrientes, entre otros, donde se busca permitir que el sistema regrese por sí sólo a su estado original utilizando especies nativas para el recubrimiento (Martínez, 1996; Meffé y Carroll, 1994). Como puede observarse, la restauración ecológica es la más ambiciosa de las estrategias mencionadas, ya que su objetivo es recuperar al ecosistema original (figura 1), y contribuir a un manejo sustentable de los recursos.

Las estrategias que se apliquen en cada caso para controlar problemas de degradación dependerán de características y/o procesos que se busque recuperar dentro de un ecosistema. Es importante señalar que cada caso debe analizarse en lo particular, dado que no hay dos ecosistemas que sean iguales.

Por ejemplo, en un sitio contaminado puede realizarse una remediación o biorremediación como paso inicial; sin embargo, esto estará sujeto a los objetivos posteriores, es decir, si se busca llegar a restaurar completamente al sistema o sólo frenar los procesos de degradación, de lo cual dependerán las características de la remediación o biorremediación que se emprenda. En el caso de una remediación o biorremediación orientada hacia la restauración, se tratará de que no se modifiquen significativamente las características físico-químicas del medio de manera que, posteriormente, no sea posible reintroducir a las especies nativas originales y/o los procesos originales del ecosistema. En otra situación, restaurar a partir de

FIGURA 1. REPRESENTACIÓN DE LAS DISTINTAS ESTRATEGIAS PARA CONTROLAR LOS PROCESOS DE DEGRADACIÓN EN LOS ECOSISTEMAS Y SU RELACIÓN CON LA RECUPERACIÓN DEL ECOSISTEMA



Fuente: modificado de Bradshaw, 1984.

un estado de fragmentación o la deforestación de un sitio puede requerir la recuperación de una estructura mínima de la vegetación y, tratándose de una restauración, no sería conveniente el uso de especies exóticas para reforestar. Es importante aclarar: si se trata de restaurar un ecosistema diverso caracterizado por codominancia de diversas especies arbóreas, utilizar sólo unas cuantas especies nativas no garantizaría una restauración ecológica en el sentido estricto del término.

Otro ejemplo de una afectación al componente biótico sería la provocada por la remoción o alteración de una especie nativa bajo el supuesto de que sólo es suficiente para lograr su restauración, reintroducir un gran número de individuos de la o las especies

nativas faltantes, o se intente reemplazar la población de la especie faltante por una especie exótica, sin antes contar con información al menos parcial de la estructura poblacional original de la especie faltante y del papel de dicha especie dentro del ecosistema. Esto puede causar un grave daño al ecosistema, como su invasión por especies ajenas.

Considerando los ejemplos anteriores, podemos resaltar que antes de iniciar un proyecto de restauración es indispensable conocer la estructura, la composición de especies y la funcionalidad originales del ecosistema. Dicha información puede obtenerse de diversas formas, pero existen algunos aspectos generales a considerar durante la restauración (Márquez-Huitzil, 2005b, en este mismo número).

La ecología como base para la restauración ecológica

Tanto al inicio como durante el desarrollo de los proyectos de restauración ecológica, es importante considerar que al ser el ecosistema la unidad a recuperar tanto en estructura como en funcionalidad, los trabajos de restauración deben apoyarse principalmente en la teoría ecológica. Por ello, algunos autores mencionan que la restauración ecológica es una “prueba del ácido” para la teoría ecológica, ya que no sólo se apoya en los conceptos y teorías desarrolladas en ecología, sino que los pone a prueba (Bradshaw, 1987a).

Algunos autores consideran esenciales a ciertos conceptos de ecología al evaluar el progreso de la restauración de un ecosistema (Brown y Lugo, 1994; Ewel, 1987) (recuadro 1).

La restauración ecológica puede involucrar tanto la recuperación de las características naturales originales del ecosistema como la mitigación de disturbios de origen humano que pueden actuar a varios niveles de organización (Ernesto Vega, comunicación personal). Por tanto, la disciplina de la restauración implica la utilización de conceptos derivados a partir de diversas ciencias que estudian al ecosistema en el aspecto físico (geografía, geología, edafología, ecología del paisaje, hidrología, por mencionar las más comunes), como biótico (biología, ecología, ciencias forestales, genética, agronomía, veterinaria, entre otras), así como disciplinas derivadas de las mismas, como la ecología del paisaje, la ecología de suelos y la biología de la conservación, entre otras.

Considerando los distintos tipos de afectaciones que influyen sobre los ecosistemas, es posible entender por qué muchos de los problemas ocasionados por las actividades humanas, y que debe enfrentar la restauración ecológica, no pueden resolverse sólo a la luz de la teoría ecológica, sino que, en muchos casos, deben considerar conocimientos desarrollados por otras disciplinas que buscan específicamente controlar, mitigar y/o revertir los efectos de la degradación en los ambientes naturales, y que cuentan con los conocimientos adecuados para propagar, reincorporar y manejar las especies de regreso en su ambiente. Por tal motivo, es indispensable comprender los conocimientos provenientes de la ecología para restaurar

RECUADRO 1. ALGUNAS DE LAS CARACTERÍSTICAS A MEDIR DURANTE LA RESTAURACIÓN DE UN ECOSISTEMA

- § La sustentabilidad de la comunidad reconstruida, que se refiere a la capacidad de la comunidad para producir un número suficiente de individuos de distintas especies, que se reproduzcan y establezcan en el área restaurada a lo largo del tiempo.
- § La susceptibilidad a la invasión de especies o invasibilidad, que involucra la resistencia del nuevo sistema a la llegada y propagación descontrolada de especies exóticas o provenientes de la misma comunidad.
- § La productividad, que en este caso evalúa si la comunidad restaurada es tan productiva como la original.
- § La retención de nutrientes, es decir, si una proporción adecuada de los nutrientes producidos por la comunidad es retenida dentro del sistema y éstos no se pierden a lo largo del tiempo.
- § Las interacciones biológicas, que deben ser similares dentro de la comunidad restaurada respecto a las del ecosistema original.
- § La sucesión ecológica que, en el caso de la restauración ecológica, consistiría en determinar si los procesos mediante los cuales las comunidades bióticas dentro del ecosistema responden a las distintas afectaciones como ocurre en condiciones naturales.
- § La existencia y estabilidad de interacciones bióticas que, para algunos ecosistemas, puedan ser de mayor importancia en su funcionamiento, como la polinización, la competencia, la herbivoría y el nodricismo, por mencionar algunos aspectos (Aide y Cavelier 1994).
- § Los atributos que presentan durante su ciclo de vida los distintos organismos nativos que se busca reintroducir y los posibles efectos que puede tener esa acción, planificando los mecanismos más adecuados para su manejo.
- § La diversidad, la composición de especies, y la dominancia o codominancia características para cada ecosistema.

(Continúa)

RECUADRO 1. ALGUNAS DE LAS CARACTERÍSTICAS
A MEDIR DURANTE LA RESTAURACIÓN
DE UN ECOSISTEMA

- § Los regímenes de disturbio naturales que formen parte de la dinámica natural del ecosistema (Pickett y White 1985) como, por ejemplo, la presencia de incendios naturales que pudieran intervenir en la regulación de las poblaciones de algunas especies y que, de no presentarse, podrían provocar que las especies sean potencialmente invasoras; o bien, si la presencia de esas conflagraciones promueve la germinación de semillas de otras especies (Pauly 1997).
- § Los efectos de ladera que puedan influir en la estructura y composición de especies, por ejemplo los efectos de la inclinación y de la orientación de las laderas respecto al sol (Kline 1997).
- § Las relaciones al nivel del paisaje entre el ecosistema y los ecosistemas aledaños, así como las relaciones dinámicas dentro del mismo (Parker y Pickett 1997) y que pueden abordarse con el enfoque de la ecología del paisaje.

un ecosistema, pero no debemos restringirnos sólo a la teoría ecológica en la resolución de problemas de restauración.

Otra consideración importante es que la mayor parte de la teoría ecológica se ha enfocado a la explicación de fenómenos y comportamientos de los ecosistemas, en condiciones naturales y distintos niveles de organización (individuo, especie, población, comunidad y ecosistema), respecto de las afectaciones producidas por procesos naturales como caída de árboles, huracanes, incendios naturales, entre otros. Por tal motivo, en general, los estudios relacionados con los efectos producidos como consecuencia de afectaciones ocasionadas por actividades humanas, como la contaminación sólida o líquida, el cambio de uso del suelo, la propagación de especies invasoras, el efecto de especies introducidas, la eliminación selectiva de una especie, incendios provocados, entre otros, se encuentran con menor desarrollo dentro del campo

de la ecología. Sin embargo, y afortunadamente, estos temas han sido abordados por otras disciplinas como la biología de la conservación, la ecotoxicología, la agronomía, las ciencias forestales, la ingeniería ambiental y la ingeniería química, entre otras.

Por ello, considerar la resolución de problemas de restauración ecológica solamente a la luz de la teoría ecológica puede limitar considerablemente nuestra capacidad para resolver la gran variedad de problemas generados por las actividades humanas. Como se menciona en otra parte de este manual (véase Márquez-Huitzil en este mismo volumen) durante la resolución de problemas de restauración conviene considerar primeramente el tipo, las características, intensidad y magnitud de los impactos que afectan a los ecosistemas, ya que la combinación de afectaciones producto de un desarrollo tecnológico y de procesos naturales, puede sobrepasar la capacidad del sistema para responder a ellas como lo haría ante perturbaciones naturales. Por ejemplo, el uso de maquinaria, la presencia de compuestos artificiales, en combinación con la dispersión de plantas y animales que resultan exóticos para distintos sitios, afectan a diferentes niveles a los ecosistemas.

Las disciplinas científico-técnicas de apoyo

Las disciplinas en cuestión tan diversas como la agronomía, la veterinaria, la ingeniería civil, forestal o hidráulica, la geología, la geografía, y ecología del paisaje, entre otras (figura 2), aportan conocimientos específicos a la resolución de problemas de restauración. Sin embargo, cabe resaltar que durante un proyecto de restauración, todas las disciplinas deben guiarse por principios ecológicos fundamentales para determinar cuáles son aquellas estrategias más compatibles con la recuperación de las características y funcionalidad del ecosistema, como la composición de especies, la estructura, funcionalidad y autosuficiencia originales a distintos niveles de organización, desde individuos hasta ecosistemas (Parker y Pickett, 1997). Digamos que las medidas seleccionadas para recuperar un ecosistema no deben contraponerse, más adelante, con la recuperación de las características particulares del mismo; por ejemplo, pueden presentarse efectos negativos luego de modificaciones a las características

geomorfológicos, de cambios en las propiedades edáficas características del sistema, o del uso de especies exóticas al sitio, que pueden provocar interacciones antagónicas con las especies nativas.

Al desarrollar un proyecto de restauración es importante que se tome en cuenta que cualquier área degradada no se encuentra aislada dentro de un paisaje, sino que es influida por zonas contiguas que, a su vez, pueden verse afectadas tanto por procesos naturales como por los impactos antropogénicos directos o indirectos, cuyo efecto sobre el área en cuestión y sobre las zonas contiguas puede extenderse a paisajes enteros (Parker y Pickett, 1997; Bradshaw y Chadwick, 1980). Los efectos se producen sobre las comunidades vegetales que se establecen en dichas zonas son resultado de escurrimientos, pendientes, insolación (efecto de ladera), clima, retención y arrastre de nutrientes, y de sedimentos, e influyen tanto en las áreas conservadas como en las degradadas. Por esto, al desarrollar un proyecto de restauración conviene considerar estos aspectos y para casos como el descrito arriba, apoyarse en conocimientos teóricos de disciplinas como

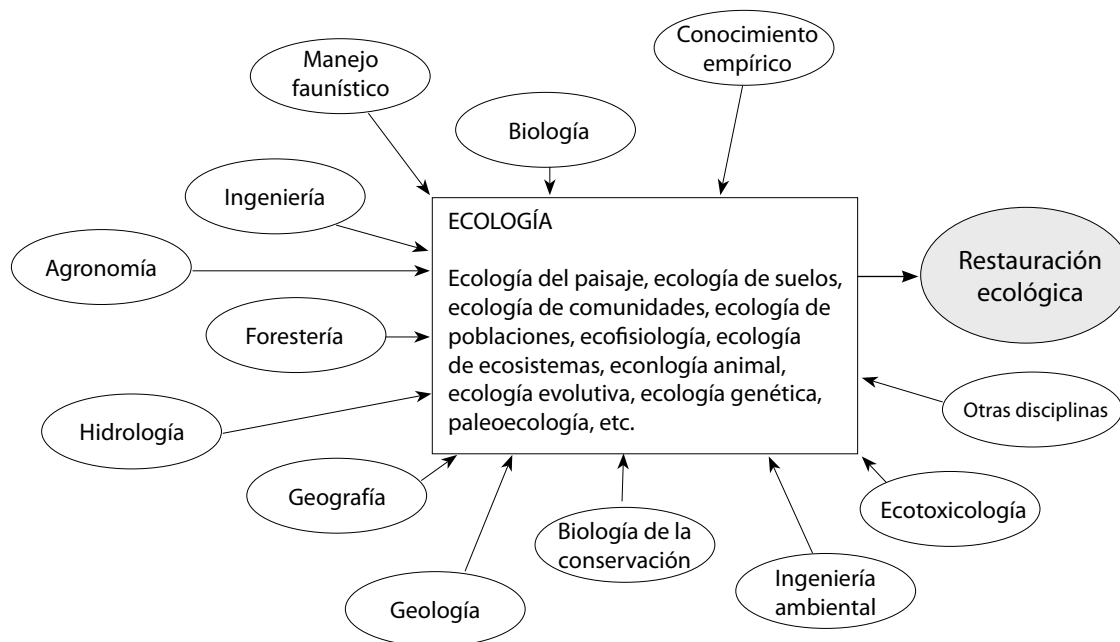
la ecología del paisaje, que trata las relaciones de los ecosistemas con el resto de los elementos dentro del entorno en que se ubican, lo que puede incluir a otros ecosistemas (figura 2).

La restauración ecológica en la práctica

Durante los trabajos de restauración podemos mencionar, en general, cinco pasos que pueden seguirse (Márquez-Huitzil, 2005b, en este mismo volumen): 1) terminar con la causa de la afectación, 2) mitigar los efectos producidos por la misma, 3) llevar al sistema a condiciones semejantes a las que se presentaban en algún estadio sucesional previo, 4) reincorporar elementos bióticos o abióticos originales al sistema y, 5) monitorear y modificar de forma iterativa los trabajos de restauración, dirigiendo el proceso sucesional de manera congruente con el objetivo de ésta.

Un primer concepto con el que conviene familiarizarse al restaurar es el de la mitigación, que se refiere a la aplicación de una serie de acciones que ayuden a atenuar o aminorar el deterioro ambiental ocasionado

FIGURA 2. DEBE EXISTIR UN VÍNCULO ENTRE LAS DISTINTAS DISCIPLINAS TEÓRICO-TÉCNICAS CON LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA SIEMPRE VISTAS A TRAVÉS DE LA ECOLOGÍA



por las actividades humanas. Dentro de las medidas de mitigación pueden aplicarse cualquier tipo de estrategias como las mencionadas anteriormente. Por ejemplo, en un sitio contaminado, una estrategia de mitigación se aplicaría particularmente a los suelos o aguas del lugar y puede consistir en un conjunto de acciones necesarias para llevar a cabo la limpieza de una descarga o sospecha de descarga de contaminantes, que incluya, aunque no se limite, a la realización de una evaluación preliminar, investigación del sitio, determinación del alcance del problema, estudio de factibilidad y acciones correctivas (INE, 1996).

Respecto de la remediación, este término se refiere a todas aquellas técnicas o actividades que tengan como finalidad eliminar las sustancias contaminantes que han sido vertidas en un medio físico como el agua, el suelo o el aire, independientemente de si se trata de un área natural conservada o modificada por el hombre. Este concepto proviene del inglés remediation que en Estados Unidos, Canadá y otros países de habla inglesa se ha usado para referirse a todas aquellas acciones de limpieza o eliminación de contaminantes en sitios contaminados (Saval, 1998).

Mitigar significa atenuar el efecto de los procesos de degradación que influyen sobre los componentes del medio biofísico. Llevar al sistema a condiciones semejantes a las presentadas en algún estadio sucesional ecológico previo, monitorear y dirigir el proceso de sucesión durante el mismo y hasta el final del proyecto involucrará, por una parte, un conocimiento de la teoría ecológica en general, y por otra, conocer las características particulares del ecosistema en cuestión, ya sea a través de descripciones previas con que se cuente, o bien, con remanentes del ecosistema que funcionen como control. El conocimiento de características funcionales de un ecosistema dado, como las mencionadas al inicio de este artículo, resulta útil para conocer la dinámica natural del mismo y tratar de determinar si las respuestas del sistema a la manipulación responden como lo harían en condiciones naturales, por ejemplo, a través de la sucesión ecológica, o si se ha producido una afectación de tal magnitud que haya modificado las características del sistema y pueda contraponerse a los esfuerzos de restauración. Antes de iniciar la restauración en un sitio afectado es conveniente tener presente que se trata con un sistema

dinámico, que no se encuentra aislado del resto del entorno. En cada sitio que se busca restaurar se dan gran cantidad de interacciones, tanto entre las distintas especies que lo conforman y el medio abiótico que contiene, como con otros ecosistemas que pueden compartir el mismo entorno paisajístico e, incluso, con algunas porciones modificadas por el hombre dentro del mismo paisaje.

Un trabajo de restauración ecológica no requiere una especialización en cada una de las disciplinas que estudian los factores abióticos como la geografía, geología, edafología, hidrología; o en los factores bióticos como botánica, zoología, ecología u otras, sino conocer la importancia del trabajo multidisciplinario y abordar con un enfoque global un problema que podemos considerar multidimensional, sin centrarse y en un solo aspecto del mismo. En la mayoría de los casos es indispensable consultar a expertos en otras disciplinas, cuya participación radicarán en mostrar las estrategias prácticas para apoyar las diversas acciones de manejo de los sitios donde se recupera la cubierta forestal. La participación de especialistas de otras áreas puede ser de gran importancia, sobre todo cuando existen factores externos a la naturaleza del sistema y que lo hayan afectado, como la contaminación, la introducción de especies o la minería, entre otros.

Consideraciones finales

Al comenzar un trabajo de restauración ecológica debe siempre tenerse presente que el fin último es recuperar la estructura, composición de especies, funcionalidad y autosuficiencia semejantes a las originales (Bradshaw, 1987a; Ewel, 1987; Jordan III *et al.*, 1987; Meffé y Carroll, 1994, Márquez-Huitzil, 1999). Esto significa que el terreno sea regresado lo más posible al estado biológico previo a su degradación; y aunque algunos autores simplifican los objetivos a reconstruir el suelo y colocar especies originarias del sitio (Brown *et al.*, 1986), una restauración ecológica debe considerar otros aspectos del medio físico o biótico que constituyen al ecosistema. La restauración debería contemplar la recuperación de especie por especie en un sitio. Esto permitirá que los esfuerzos por recuperar el sistema no se limiten a la recuperación temporal de algunas de sus características, propiedades o procesos, sino

a recobrar de forma total al sistema hasta un estado autosostenible que le permita al sistema continuar por sí mismo sus procesos naturales.

Bibliografía

- Aber, J.D. y W.R. Jordan III. 1985. Restoration Ecology: an environmental middle ground. *Bioscience* 35(7): 399.
- Aide, M.T.y J. Cavelier. 1994. Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2(4): 219-229.
- Berger, J. J. 1993. Ecological Restoration and Indigenous Plant Species: A Review. *Restoration Ecology* 1(2): 74-100.
- Bradshaw, A. D. 1987. Restoration: An acid test for ecology. En: W.R. Jordan III, M.E, Gilpin y J.D Aber (eds.). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, EE.UU.
- . 1987b. The Reclamation of derelict land and the ecology of ecosistemas. En: W.R. Jordan III, M.E, Gilpin y J.D Aber (eds.). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, EE.UU.
- Bradshaw A.D. y M. J. Chadwick. 1980. The Restoration of Land. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Brown, D., R.G. Hallman, Ch.R. Lee, J.G. Skogerboe, K. Eskew, R.A. Price, N.R. Page, M. Clar, R. Kort y H. Hopkins. 1986. Reclamation and Vegetative restoration of problem soils and disturbed land. *Pollution Technology Review* 139(1): 166-181.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2(2): 97-111.
- Drake, J.A., H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Grooves, F.J. Kruger, M. Rjmaneck y M. Williamson (eds). 1989. *Biological Invasions: A global perspective*. John Wiley and Sons, EE.UU.
- Ewel, J. J. 1987. Restoration is the ultimate test of ecological theory. In: Jordan III, M. E, Gilpin y J. D Aber, editores. *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, EE.UU.
- Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Ecology effects of Pollution, Disturbance, and other Stresses*. Segunda edición. Academic Press. San Diego, California, EE.UU.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). 1996. Anteproyecto de Norma Oficial Mexicana. Restauración de suelo contaminados: metodología para la determinación de criterios de limpieza en base a riesgos. INE, México.
- Jordan III, W.R., M.E. Gilpin y J.D.Aber. 1987. Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. En: W.R. Jordan III, M.E, Gilpin y J.D. Aber (eds.). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, EE.UU.
- Kline, V.M. 1997. Planning a Restoration. En: S. Packard y C.F. Mutel (eds.). *The Tallgrass Restoration handbook. for Preiries, Savannas and Woodlands*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU. Pp: 31-46.
- Lowe S., M. Browne y S. Boudjelas. 2001. 100 of the world 's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. Global Invasive Species Programme (GISP). <http://www.iucn.org/biodiversityday/100booklet.pdf>.
- Márquez-Huitzil, R. 1999. Regeneración de la vegetación en distintos ensayos de restauración de minas de roca caliza a cielo abierto en una industria cementera, Ixtaczoquitlán, Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz. México.
- Martínez, E. 1996. La restauración ecológica. *Ciencias* 43: 56-59. México.
- Meffe, G.K. y C.R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, EE.UU.
- Mooney, H.A. y J.A. Drake (eds). 1986. *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Springer Verlag, EE.UU. Citado por Meffe y Carroll 1994.
- Moriarty, F. 1999. *Ecotoxicology. The study of Pollutants in Ecosystems*. Tercera edición. Academic Press, EE.UU..
- Parker, V.T. y S.T.A. Pickett. 1997. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. En: K.M. Urbanska, N.R. Webb y P.J. Edwards (eds). *Restoration Ecology and sustainable development*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra.
- Pauly, W.R. 1997. Conducting Burns. En: S. Packard y C.F. Mutel (eds.). *The Tallgrass Restoration handbook. For Preiries, Savannas and Woodlands*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU. Pp: 223-249.
- Pickett, S.T.A. y P.S. White (Eds.). 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, EE.UU.
- Saval, S. 1998. La reparación del daño. Aspectos técnicos: Remediación y restauración. <http://www.bibliojuridica.org/libros/1/141/9.pdf> . En: La responsabilidad jurídica en el daño ambiental (Estudios Varios). Biblioteca

jurídica Virtual, UNAM. <http://www.bibliojuridica.org/libros/>
Society for Ecological Restoration International Science
& Policy Working Group. 2004. *The SER International*

Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological
Restoration & Tucson, Society for Ecological Restoration
International, EE.UU.

Planificación para la restauración asociada con el aprovechamiento de los recursos naturales

Roberto Márquez-Huitzil*

En este trabajo se propone que antes de realizar un aprovechamiento de recursos de cualquier ecosistema, se considere la planificación del mismo, la cual no debe restringirse sólo al uso o extracción, sino que debe incorporar la elaboración de un programa de restauración para las áreas que serían afectadas. Esto no sólo facilitará y enriquecerá el aprovechamiento y la propia restauración, sino que, idealmente, llevaría el proceso de aprovechamiento hacia la sustentabilidad, siempre y cuando la restauración ecológica contemple la recuperación de las características originales del sistema en las áreas afectadas (Urbanska *et al.* 1997, Márquez-Huitzil 1999).

De acuerdo con diferentes autores (Bradshaw y Chadwick 1980, Márquez-Huitzil 1999) existen algunos aspectos elementales que, de considerarse antes del aprovechamiento, permitirán mejorar y facilitar los programas de restauración. Por ejemplo en un trabajo previo (Márquez-Huitzil 1999), se propone un modelo metodológico de planificación del aprovechamiento de minas de roca caliza a cielo abierto; este modelo puede ser modificado y adecuado a diferentes tipos de

aprovechamiento de recursos naturales. La propuesta considera, entre otros aspectos, la descripción previa de los componentes tanto del medio físico como biótico en el ecosistema, que servirán como base tanto para el aprovechamiento como para el diseño de estrategias adecuadas para la restauración de las características originales del sitio. Lo importante es que ambos procesos, el aprovechamiento y la restauración, estén integrados de modo que al realizar el primero no se modifiquen drásticamente las características del medio biofísico, lo que impediría o dificultaría los trabajos de restauración ecológica posteriores al mismo. Un ejemplo ilustrativo puede ser un ecosistema establecido sobre una pendiente ligera, en el que el aprovechamiento modifique la geomorfología, reemplazándola con taludes verticales o pendientes pronunciadas, con la afectación consecuentemente de las características geomorfológicas e hidrológicas del sitio y, por tanto del funcionamiento del sistema.

Al planificar un aprovechamiento considerando al ecosistema como una unidad, es posible plantear estrategias para conservar o recuperar las características de mayor influencia en los procesos (por ejemplo, elementos importantes para el funcionamiento del sistema a nivel del paisaje como la geomorfología, la pendiente o la hidrología), rescatando algunos componentes del ecosistema que posteriormente puedan

* Instituto Nacional de Ecología, Periférico 5000, 2° piso. Col. Insurgentes-Cuicuilco, C. P. 04530 México, D. F. Correo-e: rmarquez@ine.gob.mx.

aprovecharse al restaurarlo (como el suelo, propágulos o individuos activos de especies de flora y fauna).

En este trabajo se abordan el aprovechamiento y la restauración como dos aspectos complementarios. El primero resalta la importancia y características que deben considerarse al planificar el aprovechamiento, de forma tal que al finalizarlo se facilite el desarrollo de trabajos de restauración; mientras que el segundo aborda el propio proceso de restauración.

Aspectos generales y ventajas de considerar las actividades de restauración antes de realizar un aprovechamiento

Por definición, un ecosistema comprende a las comunidades bióticas y el medio físico en el que se desarrollan, así como a la serie de interacciones que se dan al interior y dentro de cada uno de éstos (Begon *et al.*, 1996). El balance existente en esta serie de interacciones permite la continuidad de los ecosistemas a lo largo del tiempo (Leopold, 1949 citado por Meffe y Carroll, 1994). Sin embargo, un desequilibrio de las mismas puede traer consigo el deterioro parcial del ecosistema o incluso, provocar su degradación (Hunter, 1996). Por tal motivo, al restaurar un ecosistema es conveniente considerar no sólo el componente biótico y el físico sino las relaciones que existen dentro y entre los mismos, así como el conjunto de interacciones que ocurren al interior del ecosistema, y entre éste y los ecosistemas o paisajes aledaños (Parker y Pickett, 1997).

Tomar en cuenta estos aspectos antes de comenzar un aprovechamiento y contemplar realizar la restauración al finalizar el mismo, permite que antes de afectar un sitio se consideren características relacionadas con las propiedades de los ecosistemas como la fragilidad, la resistencia y la elasticidad, vinculadas a la capacidad del ecosistema para recuperar sus propiedades originales (Nilsson y Grelsson, 1995). Esto ayudará a determinar la intensidad y tipo de perturbaciones que el ecosistema pueda tolerar y el tiempo que tardaría su posible recuperación (Dobson *et al.*, 1997), planificando así el aprovechamiento, de manera que no modifique irreversiblemente las propiedades de recuperación del sistema.

Márquez-Huitzil (1999) resalta que las estrategias de restauración ecológica, por lo regular, son aplicadas

a zonas ya afectadas por algún aprovechamiento o actividad humana pero que aun en estas situaciones, la planificación puede presentar diversas ventajas, algunas de las cuales se enlistan a continuación:

- § El ecosistema conservará mayor diversidad biológica así como la mayor parte de sus componentes bióticos originales.
- § Pueden rescatarse propágulos, individuos o incluso poblaciones de diferentes especies nativas, para ser reintegradas posteriormente al sistema.
- § La mayor parte, y en algunos casos la totalidad, de las propiedades afectadas por el aprovechamiento pueden ser recuperadas.
- § El ecosistema puede recuperar su autosuficiencia a lo largo del tiempo.
- § Antes del aprovechamiento todas, o la mayor parte de las características y procesos de mayor influencia en la dinámica y funcionalidad del ecosistema, pueden encontrarse presentes si no ha ocurrido antes otro aprovechamiento. Esto permite generar oportunamente una descripción más completa, tanto a nivel general como particular del sitio, por lo que puede ser posible identificar algunos de los procesos e interacciones de mayor importancia y tratar de reproducirlas durante la restauración.
- § Los elementos físicos y bióticos como el suelo, el germoplasma de especies animales y vegetales, y poblaciones locales de especies raras o amenazadas, que hayan sido rescatados, pueden servir como fuente de propagación.
- § Estas consideraciones pueden también reducir costos, tiempos e incrementar las probabilidades de lograr una completa restauración.

Debido a la complejidad y a la gran cantidad de componentes bióticos y abióticos que forman a los ecosistemas y a las numerosas interacciones que ocurren entre ellos, es conveniente que la planificación del aprovechamiento considere el tiempo de recuperación del ecosistema. Esto dependerá, entre otras cosas, de la combinación de las características del medio biofísico con el tipo, intensidad y duración del aprovechamiento por realizar (Dobson *et al.*, 1997). Esta base permitirá concebir un aprovechamiento cuyas características

sean compatibles con la conservación de los atributos y propiedades del ecosistema, no ejerciendo actividades que las sobrepasen o las cambien irreversiblemente (Nilson y Grelsson, 1995).

Por lo anterior es conveniente que una metodología de planificación desarrollada antes del aprovechamiento considere, entre otros posibles puntos:

- a) Una descripción previa de las características biogeofísicas del ecosistema, a distintas escalas;
- b) El tipo de afectación que se pretende realizar en el sitio y los posibles efectos que la afectación tendrá sobre el ecosistema, área o paisaje;
- c) Las medidas preventivas o de mitigación para evitar los efectos de las afectaciones sobre el ecosistema; y
- d) Las medidas para mantener la continuidad de las características bióticas y de los procesos naturales tanto dentro del medio físico como dentro de las comunidades bióticas, así como entre éstos dos componentes del ecosistema (figura 1).

Descripción previa de las características biogeofísicas del ecosistema a distintas escalas

Conocer las características del medio biogeofísico en un ecosistema son un aspecto fundamental antes de realizar un aprovechamiento (Bissonette y Storck, 2003), por lo que conviene sean descritas tanto en el aspecto estructural como en el funcional, lo que permite obtener un panorama completo de las características intrínsecas del sistema antes de que éstas sean modificadas. Por otra parte, es importante identificar las relaciones tanto al interior del sistema como en su relación con áreas contiguas dentro del paisaje donde se ubique (Parker y Pickett, 1997), es decir, igual a un nivel paisajístico que a una escala más fina. Esto permite obtener un panorama de las diversas interacciones que determinan el funcionamiento del sistema como unidad y como parte de un paisaje compartido con otros ecosistemas, y determinar si el impacto en el ecosistema puede afectar considerablemente áreas contiguas, o incluso paisajes enteros (Bradshaw y Chadwick, 1980; Meffe y Carroll, 1994; Treweek, 1999). A nivel de paisaje algunas de las características de mayor importancia son la geología,

la geomorfología, la hidrología. Los principales factores que determinan su clima, como la longitud y la latitud, junto con diversas condiciones atmosféricas como la temperatura y la precipitación, así como las pendientes y su orientación, los tipos y distribución de los suelos, el tipo, estructura y distribución de las distintas comunidades vegetales y su relación con el medio abiótico.

También es posible describir aspectos bióticos relacionados con la funcionalidad del sistema como las características de productividad, los flujos de energía, las interacciones entre el medio físico y biótico, las relaciones entre la distribución de las distintas comunidades vegetales con la hidrología o geomorfología de la zona (Naiman *et al.*, 1989). De modo muy general puede describirse un panorama de estas características, pero es necesario contar con estudios más precisos, ya que sus resultados pueden ser una herramienta de gran importancia para recuperar los procesos funcionales en el sistema.

A un nivel más fino, la caracterización del medio biótico debe incluirse el tipo de comunidad vegetal, la composición de especies en los distintos estadios de sucesión, distinguiendo a las especies dominantes, de las raras o de distribución restringida, entre otros aspectos (Reinartz, 1997); igualmente importante es resaltar las especies animales (vertebrados e invertebrados), las edáficas como epigeas, así como la dinámica poblacional de las distintas especies, condiciones que propician el establecimiento de plántulas, y algunas de las interacciones bióticas de mayor importancia. Toda esta información debe analizarse, para determinar las propiedades derivadas de las interacciones entre el medio físico y biótico que con mayor importancia determinan la fragilidad, la resistencia y la resiliencia del ecosistema, y que pueden aprovecharse durante su restauración.

Tipos de afectaciones que se realizan y sus posibles efectos sobre el ecosistema, área o paisaje

Los tipos de afectación a los ecosistemas presentan características muy variables, y dependiendo de su origen pueden agruparse en físicos (fragmentación, incendios, daños al medio biótico, al físico o a ambos),

químicos (contaminación) o biológicos (introducción de especies, invasión por especies nativas o introducidas o alteración de la composición de especies en los ecosistemas) (Freedman, 1998; Meffe y Carroll, 1994). El efecto producido por la mayor parte de las actividades humanas suele ser drástico, como efecto de la sensibilidad de los procesos naturales, lo que provoca a menudo la degradación del ecosistema si las propiedades de resiliencia son rebasadas.

En general, las afectaciones provocadas por los aprovechamientos pueden impactar directa o indirectamente a los ecosistemas. Actividades tales como los incendios, el pastoreo, la tala, la extracción o la introducción de especies afectan a los ecosistemas directamente, sin embargo, al nivel del paisaje, cuando parte o la totalidad de un ecosistema se encuentra degradado, el fenómeno puede afectar indirectamente a áreas contiguas o incluso a paisajes enteros (Bradshaw y Chadwick, 1980; Meffe y Carroll, 1994).

En afectaciones como la contaminación de suelos, aguas y aire, al acumularse cierta cantidad de sustancias nocivas tienen efectos tóxicos para muchos organismos (Moriarty, 1999) afectándolos de forma directa. O bien, en algunos casos pueden tener un impacto indirecto a través de cambios en la atmósfera, como el efecto de invernadero, el cambio climático, la lluvia ácida, entre otros (Brown, 1986; Freedman, 1998; Moriarty, 1999). Por tal motivo, es necesario aplicar medidas adecuadas de mitigación que controlen los efectos de estas afectaciones durante el desarrollo y al término de un aprovechamiento.

Las afectaciones a los ecosistemas son de distintos tipos pero, en general, pueden agruparse en tres clases: físicas, químicas o bióticas. Las primeras representan una destrucción mecánica parcial o total del ecosistema (Freedman, 1998). En el caso de las afectaciones químicas involucran el caso de las sustancias, elementos o factores ajenos en su estructura química a los componentes biofísicos del ecosistema (Freedman, 1998; Moriarty, 1999). Las afectaciones bióticas son todas aquellas que pueden ocurrir por la introducción de organismos hacia ecosistemas o hábitat distintos a los de su origen, lo que provoca un desequilibrio en las interacciones entre los organismos (Broembsen, 1989; Heywood, 1989; Mack, 2003; Wittenberg y Cock, 2001). En algunos casos

las invasiones pueden ser provocadas por las mismas especies nativas que, por efecto de una alteración al medio, a las especies con las que interactúan, o simplemente por su introducción a comunidades distintas a las de su origen, pueden verse beneficiadas incrementando descontroladamente su población (Berger, 1993; Heywood, 1989).

En general, las características, intensidad, duración y extensión de las afectaciones determinan el tiempo que el ecosistema tardará en recuperarse de forma natural, si la afectación no hubiera superado sus capacidades de autorregeneración (Dobson *et al.*, 1997). Cuando las perturbaciones son de gran intensidad, duración o extensión, pueden llegar a abatirse las características físicas o bióticas de los ecosistemas, lo que impide la recuperación de la estructura, composición de especies y funcionalidad e, incluso, puede llevar a su degradación (Brown y Lugo, 1990).

Considerando lo anterior, es necesario que durante la planificación de los aprovechamientos también se realice una labor predictiva, es decir, de determinación de los efectos que las actividades de aprovechamiento tendrán sobre el medio, biológico y físico. En este caso deben considerarse, por un lado, los impactos directos o indirectos del aprovechamiento tanto al interior como al exterior del ecosistema. Los efectos directos serán los que influyen en las propias áreas de aprovechamiento y en zonas conectadas o vecinas al sitio donde se realice éste, mientras que los indirectos podrán ocurrir en porciones que no se ubiquen directamente aledañas a la zona afectada, por ejemplo, en aquéllas ubicadas en áreas de menor altitud dentro de la misma unidad de paisaje, o que se vean alteradas por el transporte de sustancias, materiales u organismos, que estén conectadas a través de ríos, afectadas por los mismos vientos o que se conecten funcionalmente por medio de organismos animales, vegetales o microbianos. Algunos ejemplos son las modificaciones morfológicas o estructurales a los componentes físicos o bióticos por actividades como la minería o la deforestación, la contaminación, la erosión provocada por la pérdida en la cubierta vegetal, los incendios provocados, las modificaciones o afectaciones a los flujos hídricos e infiltraciones a través del desvío de ríos o construcción de presas o drenes, la invasión por especies introducidas, la pérdida de una o más

especies por competencia, depredación, o explotación no planificada, inhibición por la presencia de otras especies o intoxicación, entre otros casos.

El logro de la restauración requiere de la conformación de un equipo multidisciplinario familiarizado con distintos temas vinculados con el aprovechamiento (ingenieros geólogos, civiles o cualesquiera relacionados con el tema) y, por otra parte, de especialistas provenientes de disciplinas teóricas como la geografía, la ecología, la biología de la conservación así como manejadores de recursos.

Las medidas preventivas o de mitigación para evitar los efectos de las afectaciones sobre el ecosistema

Una vez detectadas y evaluadas las afectaciones potenciales que producirá el aprovechamiento, es necesario determinar los mecanismos apropiados para prevenir o mitigar los efectos, durante y después del aprovechamiento. Las medidas que pueden aplicarse son muy variadas y dependen del aprovechamiento. Estas medidas pueden incluir la aplicación de acciones de prevención efectiva, de rehabilitación, remediación, reclamación y/o saneamiento del área, siempre y cuando no entren en conflicto con las acciones de restauración que se prevén aplicar. Por ejemplo, al seccionar un carretera dejando algunas laderas desnudas no es conveniente recubrirlas con cemento ya que, por una parte, esa es una medida de mitigación que no puede revertirse una vez controlada la erosión y, además, al intentar restaurar el ecosistema nativo, no será posible aprovechar el suelo, sembrar o favorecer la regeneración de la cubierta vegetal original. En estos casos podría ser conveniente la colocación de mallas de materiales biodegradables, tapetes prefabricados para el control de la erosión o la construcción de terrazas, entre otros.

En los casos de la contaminación, dependiendo de si se trata del suelo, el agua o el aire, puede ser necesario tomar medidas de distinta naturaleza; por ejemplo, en el caso de contaminación del suelo, un primer paso es el control de la dispersión del contaminante para evitar el daño de otros componentes del entorno natural. La aplicación de una estrategia de remediación o bioremediación apropiada debe considerar el efecto que puede tener sobre los trabajos posteriores

de restauración, debido a la posible presencia de nuevas sustancias ajenas al ecosistema original, a la modificación de la estructura de los suelos, a la afectación de la microbiota, flora y fauna edáficas o bien la propagación de la especie, preferentemente nativa, que se utilice para biorremediar el sitio. En un aprovechamiento donde se afecte el agua, se debe calcular la cantidad que se usará para el aprovechamiento y la que se dejará como mínimo dentro de un margen de seguridad adecuado, para la manutención del propio ecosistema; igualmente deben determinarse las medidas adecuadas para el tratamiento de las aguas residuales después de ser utilizada el agua limpia, evaluar si es factible o no que el agua, una vez tratada, sea reintegrada al medio natural o si es mejor que se le den otros usos domésticos y que no se reincorpore al medio natural para evitar daños adicionales. Para evitar la contaminación del aire, por ejemplo, puede ser necesaria la instalación de medidas de prevención que eviten la propagación de gases contaminantes como el uso de filtros. En el caso de la producción de desechos tóxicos deben considerarse las medidas más convenientes para su manejo interno (es decir, antes de que salgan del aparato o sistema de producción de bienes), sin que sean vertidos al medio natural ya que en el corto o mediano plazo esto provocará afectaciones sobre el medio natural.

Toda actividad de mitigación o preventiva debe considerar la conservación de las características estructurales y funcionales del ecosistema, de su geomorfología, de los componentes del medio físico como el suelo o el agua y del entorno biótico. Esto puede representar el rescate de germoplasma, o bien mantener la funcionalidad por medio de la conservación de remanentes de vegetación natural de una superficie adecuada para cada caso; también el mantenimiento de la conectividad entre los remanentes, por ejemplo, a través de corredores de vegetación; o bien, la implementación de corredores de vegetación, o franjas de amortiguamiento (buffers) a lo largo de los ríos para la captación de basura o pesticidas. También puede ser necesario construir plantas para el tratamiento de aguas residuales, o bien el establecimiento de medidas preventivas para evitar la propagación o afectación de especies u organismos vegetales o animales introducidos (exóticos) o genéticamente modificados hacia las áreas naturales.

Medidas para mantener la continuidad de las características bióticas y de los procesos naturales

En un ecosistema sin alteración pueden conservarse o rescatarse algunos elementos del medio físico y biótico que serán indispensables para la restauración del sistema, tales como el sustrato, el suelo, individuos o estructuras de las especies animales o vegetales presentes, para crear un banco de germoplasma que permita su propagación y que sirva como base para su reproducción y reintroducción en el ecosistema, en distintas etapas de la restauración.

Al término de la afectación, y una vez que se haya logrado la mitigación, de ser necesario, entrarán en juego acciones más finas en el proceso de restauración.

Aber (1987), divide en tres categorías a las estrategias que deben utilizarse en la restauración, dependiendo de la intensidad de la perturbación en el sitio: la primera categoría ocurre en lugares donde la vegetación ha sido sólo parcialmente alterada por una perturbación, por ejemplo, en pastizales abandonados, donde se conserva aún intacto el suelo y donde el trabajo consiste en tratar de dirigir el proceso de sucesión ecológica en forma adecuada para recuperar la composición original de especies. La segunda categoría incluye sitios donde la comunidad vegetal y el suelo han sido intensamente perturbados, como en las zonas de cultivo, donde los trabajos de restauración involucran la recuperación tanto de la vegetación como de las propiedades del suelo. La tercera categoría se refiere a ambientes donde la vegetación y el suelo han sido completamente destruidos, como las minas a cielo abierto, donde la restauración buscará inicialmente formar una capa de suelo y, posteriormente, recuperar la vegetación original. Una cuarta y quinta categorías que merecen una atención por separado, son los ecosistemas afectados por la invasión de especies introducidas, y los ecosistemas que han sido afectados por sustancias ajenas al mismo (contaminantes), en los que las poblaciones bióticas, el medio físico, o ambos, se han visto dañados.

En todos los casos es conveniente contar con un área control en la que pueda darse un seguimiento de los distintos componentes de los ecosistemas originales del área que interesa restaurar.

Antes de iniciar los trabajos de restauración conviene determinar cuál o cuáles de los casos anteriores corresponden al ecosistema por restaurar. Existe la posibilidad que dentro de un mismo ecosistema se presente una o una combinación de afectaciones, las cuales quizá sea necesario mitigar o revertir de forma individual. Por esto, en algunos casos es necesario dividir la zona en áreas que presenten condiciones relativamente homogéneas y donde pueda aplicarse un tratamiento similar.

En sitios donde la vegetación ha sido sólo parcialmente alterada por una perturbación, los trabajos consistirán en intentar dirigir el proceso de sucesión. El primer paso consistiría en conocer las modificaciones que han ocurrido en la comunidad vegetal, en términos de composición de especies y su estructura poblacional (Luken, 1990).

Suponiendo que en las primeras etapas del trabajo se habrían descrito las comunidades vegetales propias del área, es posible realizar comparaciones entre las poblaciones de especies originales y las que se presenten en el sitio al momento de empezar los trabajos de restauración. El proceso consistirá en tratar de reintroducir, incrementar, disminuir, y/o mantener poblaciones, hasta obtener composición de especies y densidades poblacionales semejantes a las que existían antes del aprovechamiento.

Los mecanismos para la recuperación de las poblaciones pueden incluir distintos tipos, ya sea la incorporación de propágulos o individuos, o en los casos en que exista una sobrepoblación de alguna especie, la instalación de un control de la densidad poblacional.

Luken (1990) menciona que el proceso de sucesión de la vegetación puede ser dirigido mediante distintas formas de incorporación y control de las poblaciones de especies. Sin embargo, existen diferentes mecanismos ya sea a través de propágulos, semillas, individuos, transplantes de organismos, módulos o sus partes.

En algunos casos las semillas o propágulos pueden no encontrarse ya en la zona a restaurar, por lo que será conveniente realizar su colecta en sitios aledaños. Para tal fin es conveniente consultar la bibliografía más adecuada al respecto y considerar el origen de los propágulos, las especies por reintroducir, la cantidad de semillas, etc. (Packard y Ross, 1997; Reinartz, 1997).

En los casos en que la comunidad vegetal y el suelo hayan sido intensamente perturbados, los trabajos consistirán, en primer lugar, en recuperar algunas de las características del suelo, al menos hasta contar con las condiciones mínimas que permitan el establecimiento de especies nativas de un estadio de sucesión particular. Estos trabajos pueden consistir en recuperar la fertilidad del suelo, modificar el pH hasta condiciones semejantes a las naturales, descompactarlo, aumentar su humedad, favorecer la infiltración, el drenaje o la aireación, aplicar estrategias para evitar la erosión, entre diversas opciones.

Existen diferentes estrategias que pueden aplicarse para la recuperación de los suelos que deben enfocarse a la recuperación de la funcionalidad de éstos (Haselwandter, 1997). Estas estrategias son dependientes de las características que se hayan perdido en el sistema como consecuencia del aprovechamiento. En algunos casos, las estrategias pueden estar relacionadas con la desaparición de los nutrientes en el suelo, o, en caso contrario, pueden existir en exceso, lo que afectaría a los ecosistemas que se caracterizan por ser pobres en nutrientes. También las afectaciones pueden ocurrir por la modificación de las propiedades físico-químicas o bióticas de los suelos. En el primer caso, las modificaciones pueden ser consecuencia de su compactación, modificaciones a la textura, la infiltración o el drenaje del sitio. En el caso de la biota, la afectación puede deberse a la pérdida de los micro-meso o macro-organismos edáficos, que tienen un papel importante en la determinación de las características del ecosistema. En el último caso, los trabajos podrían consistir en recuperar las poblaciones en cuestión, así como su funcionalidad dentro del suelo.

Cuando ocurre que la vegetación y el suelo han sido completamente destruidos, como en las zonas de minas a cielo abierto, los primeros trabajos consistirán en recuperar las características geomorfológicas del sitio lo cual no debe complicarse demasiado si, antes del aprovechamiento, se realiza una planificación para evitar modificarlas. Si ya se hubieran modificado, será conveniente aplicar estrategias para el control de la erosión en el sitio, en cuyo caso es conveniente que estos trabajos no lleguen a obstaculizar otras labores posteriores de restauración ecológica. Por ejemplo,

en algunos casos llegan a aplicarse revestimientos que modifican por completo un el sitio, o bien pueden introducirse especies que pueden competir por espacio o por recursos, lo cual puede dar lugar a un desplazamiento de las especies nativas, cuando lo que se intentaba era recuperarlas.

Una vez controlada la erosión, los suelos afectados pueden requerir la reintegración de capas superficiales de suelo, a un estado como en el que se encontraban antes de la afectación. En el mejor de los casos, cuando el aprovechamiento ha sido planificado, las capas superiores pueden haber sido removidas antes del aprovechamiento y pueden ser reincorporadas al sitio, mientras que en otros será necesaria la aplicación de una capa o cubierta que mitigue el efecto de las capas inferiores del suelo, que hayan aflorado, sobre todo cuando éstas presenten condiciones contrastantes de pedregosidad, acidez o composición química (Brown *et al.*, 1986)

En los ecosistemas afectados por la invasión de especies introducidas el primer paso es controlarlas, ya sea que se trate de especies exóticas al país, a la región o incluso, al área nativa. En estos casos existen distintos mecanismos de control que muchos autores (Hayden y Whyte, 2003; Luken, 1990; Richardson *et al.*, 2003; Wittenberg y Cock, 2001) clasifican en tres tipos:

1. Mecánico
2. Químico
3. Biológico

El primer caso es mediante la eliminación directa de los individuos, y en algunas situaciones puede recomendarse el uso prudente del fuego. El control químico implica, en general, la aplicación de sustancias químicas que sean capaces de acabar con la especie invasora. Es recomendable cerciorarse de que tales sustancias, dentro de lo posible, tengan una acción específica sobre las especies a controlar o, en caso contrario, que su aplicación sea muy cuidadosa y que no implique la permanencia de la sustancia en el ecosistema una vez logrado el efecto deseado.

El último control, el de tipo biológico, involucra la introducción de alguna especie que depreda o infecte a la especie invasora que se desea eliminar. Regularmente se trata de su depredador natural; sin embargo,

en este caso existen muchos cuestionamientos, ya que la especie introducida puede convertirse en invasora y volverse un problema para el ecosistema, o bien afectar a algunas otras especies nativas en alguna de las formas mencionadas anteriormente. De hecho, paradójicamente, es una de las formas de control más difíciles de manejar (Ó. Sánchez, comunicación personal, 2004).

Cuando los ecosistemas han sido afectados por sustancias ajenas (como por ejemplo, contaminación), la primera actividad consistirá en neutralizar, eliminar y/o quitar la sustancia tóxica mediante un proceso de remediación. En este caso existen diferentes mecanismos físicos, químicos y bióticos para suelos o aguas contaminadas. Posteriormente, será necesario tratar de reproducir las condiciones originales del suelo, al menos en un grado semejante al presentado en alguno de los estadios del proceso de sucesión, en el cual se puedan reincorporar algunas de las especies presentes. El suelo, junto con la serie de procesos y organismos que ocurren dentro del mismo, ha sido resaltado por diversos trabajos como uno de los componentes fundamentales para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres (Bradshaw, 1983; Bradshaw, 1987; Bradshaw, 1997; Brown *et al.*, 1986; Haselwandter, 1997; Millar *et al.*, 1975; Millar, 1987; Rodríguez, 1998).

Después de mitigar los impactos negativos que haya ocasionado el aprovechamiento sobre el medio, y de llevar al sistema a condiciones semejantes a las de los primeros estadios de la sucesión vegetal conocida para el sitio, será conveniente realizar trabajos especializados que se vinculen con los componentes bióticos del ecosistema. Estos pueden incluir la reintroducción tanto de especies vegetales como animales en los ecosistemas durante su restauración, buscando recobrar la composición de especies y las interacciones entre éstas y con el medio abiótico. La naturaleza o tipo de acciones que pueden aplicarse para recuperar un ecosistema favoreciendo los componentes bióticos son muy variadas, por ejemplo, la atracción de especies que dispersan semillas u otros propágulos; el recubrimiento con vegetación nativa; el manejo del proceso de sucesión; la reforestación con especies nativas diversas; el ensamblaje directo de comunidades vegetales; la conservación de remanentes de vegetación natural cercanos que sean fuente de germoplasma, el uso de

especies nodrizas para permitir el establecimiento de especies propias de fases más avanzadas del proceso de sucesión, entre muchos otros (Angelstam y Arnold, 1993; Guariguata *et al.*, 1995; Guevara y Laborde, 1993; Lindig y Vázquez-Yañez, 1997; Luken, 1990; Vázquez-Yañez y Batis, 1996). Las estrategias aplicables dependerán de aquellas características o procesos que hayan sido afectados o modificados por el aprovechamiento. Debido a que la restauración busca, como fin último, recuperar la estructura, funcionalidad y autosuficiencia semejantes a las originales en un ecosistema degradado (Bradshaw, 1987; Ewel, 1987; Jordan III *et al.*, 1987; Meffe y Carroll, 1994), es necesario que las actividades durante la restauración se enfoquen a la recuperación de estos procesos. En algunos casos puede lograrse la recuperación del ecosistema con la simple eliminación de la causa de la perturbación (como el pastoreo, la agricultura, la presencia de especies invasoras). En otros casos, las estrategias pueden enfocarse a reintroducir especies nativas de los estadios serales adecuados para la reincorporación de materia orgánica, formación del suelo, obtención de una cubierta vegetal y mitigación de las condiciones microclimáticas en el sitio, además de buscar la recuperación de la composición de especies y su funcionalidad, lo cual puede incluso facilitar el resto de las actividades en la restauración, dirigiendo únicamente el proceso de sucesión. En otros casos, puede ser suficiente la recuperación de características del medio físico como la geomorfología o hidrología, si existen sitios que de forma natural provean de propágulos de las especies nativas originarias al sitio que se busca restaurar. Sin embargo, algo que debe quedar claro, es que cada tipo de afectación requerirá evaluar los mecanismos más apropiados para lograr su restauración.

Conclusiones

La mayor parte de los aprovechamientos que realiza actualmente el hombre apenas consideran, por lo general en un grado mínimo, la restauración posterior de los ecosistemas utilizados. Algunas veces se contempla la recuperación de algunos atributos o poblaciones de especies de interés, pero pocas veces se toma en cuenta al ecosistema en su conjunto y la serie de interacciones que ocurren dentro del mismo. Sin embargo, al efectuar una planificación de los aprovechamientos

previos a la afectación del sitio, es posible lograr una restauración posterior del lugar, aprovechando sus atributos característicos e incluso algunos de sus componentes. Esto no sólo beneficiará económicamente la restauración en términos de tiempo, dinero y esfuerzo, sino que, a largo plazo, será de mayor beneficio para el propio ecosistema.

Por otra parte, la organización y el desarrollo de trabajos de restauración, ya sea como parte de la planificación del aprovechamiento o cuando se intenta restaurar sitios donde esto no se planeó, se encontrará estrechamente vinculado con las características y componentes afectados en cada sitio particular. Sin embargo, en general y en casi todos los casos, es conveniente que considere, como primer paso, terminar con la causa de la afectación. Además, los trabajos de mitigación no deberán interferir con las estrategias de incorporación del componente biótico, ni con la reintegración de este último hacia una composición y estructura similares a las anteriores a la afectación. El seguimiento y la adaptación progresiva de los trabajos a lo largo de la restauración son recomendables para, finalmente, lograr dejar el ecosistema en condiciones de continuar con sus procesos naturales de autorregulación y autosuficiencia, una vez que se detecte que estos se han recuperado significativamente.

La adopción de este tipo de modelos, en los que se considera a los ecosistemas como parte fundamental del ambiente a escala de paisaje, puede permitir la conservación tanto de las características y funciones de los ecosistemas, como llevar los aprovechamientos a expresiones cada vez más sustentables. Esto permitirá, en situaciones óptimas, recuperar los servicios ambientales a corto y mediano plazo, y mantenerlos a largo plazo.

Bibliografía

- Aber, J.D. 1987. Restored forests and the identification of critical factors in species- site interactions. En: Jordan III, W.R., M.E. Gilpin y J.D. Aber (Eds). *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. New York, EE.UU. Pp. 241-249.
- Angelstam, P. y G. W. Arnold. 1993. Contrasting rules of remnants in old and newly impacted landscapes: Lessons for ecosystem reconstruction. En: D.A. Saunder, R.H. Hobbs y P.R. Erlich (eds.). *Nature Conservation 3. The reconstruction of fragmented ecosystems*. Surrey Beatty and Sons. Pty limited, Chipping Norton, Australia.
- Barrow, C. J. 1991. *Land degradation. Development and breakdown of terrestrial Environments*. Cambridge University Press, EE.UU.
- Begon, M., J.L. Harper y C.R. Townsend. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Tercera edición. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts.
- Berger, J.J. 1993. Ecological Restoration and Indigenous Plant Species: A Review. *Restoration Ecology* 1(2): 74-100.
- Bissonette, J. A. 2003. Linking Landscape Patterns to Biological Reality. En: J.A. Bissonette y I. Storch (ed). *Landscape Ecology and Resource Management. Linking theory with practice*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU. Pp. 15-34.
- Bissonette, J.A. y I. Storch (ed). 2003. *Landscape Ecology and Resource Management. Linking theory with practice*. Island Press. Washington, D.C EE.UU.
- Bradshaw, A.D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20: 1- 17.
- . 1987. The Reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: Jordan III, M. E, Gilpin y J. D Aber (eds). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological*. Cambridge University Press. New York, EE.UU. Pp. 53-74.
- . 1997. The importance of soil ecology in restoration science. En: K.M. Urbanska, N.R. Webb y P.J. Edwards (ed.). *Restoration Ecology and sustainable development*. Cambridge University Press. Cambridge, Gran Bretaña. Pp. 33-63.
- Bradshaw A.D. y M.J. Chadwick. 1980. *The Restoration of Land*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forest. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-32.
- . 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2 (2): 97-111.
- Brown, D., R.G. Hallman, Ch.R. Lee, J.G. Skogerboe, K. Eskew, R.A. Price, N.R. Page, M. Clar, R. Kort y H. Hopkins. 1986. Reclamation and Vegetative restoration of problem soils and disturbed land. *Pollution Technology Review* 139(1): 166-181.
- Burgi, M., E.W. B. Russell y G. Motzkin. 2000. Effects of post-settlement human activities on forest composition in the

- north-eastern United States: a comparative approach. *Journal of Biogeography* 27(5): 1123-1138.
- Dixon, R.M. 1990. Land Imprinting for dryland revegetation and restoration. En: J.J. Berger (ed). *Environmental restoration. Science Strategies for restoring the Earth*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU. Pp. 14-22.
- Dobson, A.P., A.D. Bradshaw y A.J.M. Baker. 1997. Hopes for the future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science* 277: 515-522.
- Egan, D. y E. A. Howell (eds.). 2001. *The historical ecology handbook: A restorationist's guide to reference ecosystems*. Island Press. Washington, D.C. EE.UU.
- Ewel, J. J. 1987. Restoration is the ultimate test of ecological theory. En: Jordan III, M. E, Gilpin y J.D Aber (eds). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological*. Cambridge University Press. New York, EE.UU. Pp. 31-33.
- Falk, D.A., C.I. Millar y M. Olwell (eds.). *Restoring Diversity. Strategies dor reintroduction of endangered plants*. Island Press, Washington, D.C.,EE.UU.
- FISRWG. 1998. Stream Corridor Restoration. Principles, Processes, and Practices. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group, EE.UU. http://www.usda.gov/stream_restoration.
- Freedman, B. 1998. *Environmental Ecology. The ecological effects of pollution, disturbance and other stresses*. Academic Press, Canadá.
- Guariguata, M.R. y R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forestry Ecology and Management* 148: 185-206.
- Guariguata, M.R., R. Rheingans y F. Montagnini. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: Implications for forest restoration. *Restoration Ecology* 3 (4): 252-260.
- Haselwandter, K. 1997. Soil Micro-organisms, mycorrhiza, and restoration ecology. En: K.M. Urbanska, N.R. Webb y P.J. Edwards (ed.). *Restoration Ecology and sustainable development*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. Pp. 65-79.
- Hayden, B.J. y C.F. Whyte. 2003. Invasive Species Management in New Zealand. En: Ruiz, G.M. y J.T. Carlton (ed.) *Invasive Species. Vectors and Management Strategies*. Island Press Washington, D.C., EE.UU. Pp. 270-283.
- Heywood, V.H. 1989. Patterns, extens and modes of invasions by terrestrial plants. En: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek y M. Williamson. *Biological invasions. A global perspective*. John Wiley and Sons. New York, EE.UU.
- Holl, K.D. 1998. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? *Restoration Ecology* 6(3): 253.
- Hunter Jr., M.L. 1996. *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Science.
- Jordan III, W.R., M.E. Gilpin y J.D. Aber. 1987. Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. En: W.R. Jordan III, M.E. Gilpin y J.D. Aber (Eds). *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological*. Cambridge University Press, New York, EE.UU.. Pp. 3-21.
- Karel, P., S. Bartha, C.B. Joyce, P. Pysek, R. van Diggelen y G. Wiegleb. 2001. The Role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.
- Leopold, A. 1949. *A Sand County Almanac and Sketches Here and There*. Oxford University Press, New York. Citado por Meffe y Carroll. 1994.
- Linding, R. y C. Vázquez-Yánes. 1997. Estado del arte. Los ailes en la restauración ecológica. *Ciencia* (2): 31-40.
- Luken, J.O. 1990. *Directing ecological succession*. Chapman and Hall. New York, EE.UU.
- Mack, R.N. 2003. Global Plant Dispersal, Naturalization, and Invasions: Pathways, Modes and Circumstances. En: G.M. Ruiz y J.T. Carlton (ed.). *Invasive Species. Vectors and Management Strategies*. Island Press Washington, D.C., EE.UU. Pp. 3-30.
- Márquez-Huitzil, R. 1999. Regeneración de la vegetación en distintos ensayos de restauración de minas de roca caliza a cielo abierto en una industria cementera, Ixtaczoquitlán, Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz. México.
- Meffe, G. K. y C. R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, EE.UU.
- Merriam, G. y D. A. Saunders. 1993. Corridors in restoration of fragmented landscapes. En: Saunder, D. A., R. H. Hobbs y P. R. Erlich (eds.). *Nature Conservation 3. The reconstruction of fragmented ecosystems*. Surrey Beatty and Sons. Pty limited, Chipping Norton, Australia.
- Millar, C.E., H.D. Forth y L.M. Turk. 1975. *Fundamentos de la ciencia del suelo*. Compañía Editorial Continental, México.
- Miller, R.M. 1987. Mycorrhizae and sucesión. En: W.R. Jordan III, M.E. Gilpin y J.D Aber (eds.). *Restoration*

- ecology: A synthetic approach to ecological*. Cambridge University Press. New York, EE.UU.
- Mitsch, W. J. y S. E. Jorgensen. 2004. *Ecological Engineering and ecosystem restoration*. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, EE.UU. 411pp.
- Moriarty, F. 1999. *Ecotoxicology. The study of Pollutants in Ecosystems*. Tercera edición. Academic Press, EE.UU.
- Naiman, R., H. Décamps y F. Fournier. 1989. *Role of land/inland ecotones in landscape management and restoration. Proposal for collaborative research*. UNESCO, París.
- Nilsson, Ch. y G. Grelsson. 1995. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology* 32: 677-692.
- Packard, S. y C. F. Mutel (ed.). 1997. *The Tallgrass Restoration Handbook. For prairies, Savannas, and Woodlands*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU.
- Packard, S. y L.M. Ross. 1997. Restoring remnants. En: S. Packard y C.F. Mutel. *The Tallgrass Restoration Handbook. For Prairies, Savannas and Woodlands*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU.
- Parker, V.T. y S.T.A. Pickett. 1997. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. En: K.M. Urbanska, N.R. Webb y P.J. Edwards (eds.). *Restoration Ecology and sustainable development*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. Pp. 17-32.
- Perrow, M.R. y A. J. Davy (ed.). 2002. *Handbook of Ecological Restoration*. Volume 1: Principles of Restoration. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra.
- . 2002. *Handbook of Ecological Restoration*. Volume 2: Restoration in Practice. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra.
- Purata, S.E. 1986. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *Journal of Tropical Ecology* 2: 257-276.
- Reinartz, J.A. 1997. Restoring populations of rare Plants. En: Packard, S. y C.F. Mutel. *The Tallgrass Restoration Handbook. For Prairies, Savannas and Woodlands*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU.
- Richardson, D.M., J.A. Cambray, R.A. Chapman, W.R.J. Dean, C.L. Griffiths, D.C. Le Maitre, D.J. Newton y T.J. Winstanley. 2003. Vectors and Pathways of Biological Invasions in South Africa- Past, Present and Future. En: G. M. Ruiz y J.T. Carlton (eds.). *Invasive Species. Vectors and Management Strategies*. Island Press Washington, D.C., EE.UU. Pp. 292-349.
- Rodríguez, M.C. 1998. Evaluación y Diagnóstico de la macrofauna y mesofauna edáficas de los suelos restaurados por industrias APASCO en el cerro Buenavista, Ver. Tesis de Maestría en Ecología y Manejo de Recursos Naturales. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, México.
- Ruiz, G.M. y J.T. Carlton (ed.). *Invasive Species. Vectors and Management Strategies*. Island Press Washington, D.C., EE.UU.
- Saunders, D.A., R.H. Hobbs y P.R. Erlich (eds). 1993. *Nature Conservation 3. The reconstruction of fragmented ecosystems*. Surrey Beatty and Sons. Pty limited, Chipping Norton, Australia.
- Shiels, A.B. y L.R. Walker. 2003. Bird Perches increase Forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 11(4): 457-465.
- Suding, K.N., K.L. Gross y G.R. Houseman. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19(1): 46-53.
- Temperton V. M., R. J. Hobbs, T. Nuttle y S. Halle. 2004. *Assembly rules and Restoration Ecology*. Island Press, EE.UU.
- Trewek, Jo. 1999. *Ecological Impact Assessment*. Blackwell Science, Cornwall, Gran Bretaña. 351 pp.
- Vázquez-Yanes, C. y A.I. Batis. 1996. Las restauración de la vegetación, árboles exóticos vs. árboles nativos. *Ciencias* 43: 16-23.
- Von Broembsen, S. L. 1989. Invasions of natural ecosystems by plant pathogens. En: Drake J. A., H.A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek y M. Williamson. 1989. *Biological invasions. A global perspective*. John Wiley and Sons. New York, N. Y., EE.UU. Pp. 77-83.
- Wittenberg, R. y M.J. Cock. 2001. *Invasive Alien species: A toolkit of best prevention and management practices*. Global Invasive Species Programme (GISP)-SCOPE-CAB International-IUCN, Inglaterra.

La evaluación socioeconómica de proyectos de restauración de ecosistemas

Enrique Sanjurjo y Verónica Espinosa**

Introducción

Tradicionalmente, el análisis financiero de proyectos de inversión se ha enfocado al análisis de la rentabilidad privada de los proyectos. A pesar de que la evaluación social de proyectos es una disciplina que se aplica desde hace varios años, aún falta realizar más esfuerzos para hacerla una práctica común en los proyectos ambientales. El objetivo de este documento es hacer que quienes estudian temas en restauración de ecosistemas terrestres se familiaricen con las herramientas de evaluación socioeconómica de proyectos. También se pretende que sepan aplicar dichas herramientas de manera que se reconozcan los costos y los beneficios monetarios de los impactos ambientales generados por la realización de proyectos de restauración de ecosistemas, así como de los impactos de no realizar dichos proyectos.

Para cumplir con este objetivo, el documento se organiza en cuatro partes. En la primera se exponen las herramientas de análisis financiero y socioeconómico de proyectos, haciendo hincapié en los costos

y los beneficios sociales generados por los impactos ambientales de los propios proyectos. La segunda y tercera parte exponen algunos ejemplos de aplicación de estas técnicas en proyectos de restauración de ecosistemas, haciendo énfasis en dos casos: a) cuando el daño ambiental es gradual y paulatino, y b) cuando el daño ambiental comienza súbitamente y sus efectos son duraderos. En la última parte se describen las técnicas de valoración ambiental, que se han desarrollado para identificar el valor monetario de los costos y los beneficios asociados con los impactos ambientales, y que son aplicables a posibles proyectos de restauración de ecosistemas.

Evaluación socioeconómica de proyectos

¿Vale la pena llevar a cabo un proyecto? Ésta es la pregunta básica que se pretende responder a partir de las herramientas de evaluación. Existen varios enfoques para responder a esta pregunta, las cuales se pueden clasificar en: criterios de condiciones de riesgo, criterios basados en la tecnología y criterios utilitaristas. Estos últimos incluyen tanto los aspectos tecnológicos como de riesgo, utilizando el bienestar social como elemento para integrar estos distintos aspectos. Existen varias formas de responder la pregunta utilizando criterios utilitaristas: análisis multi-criterios, análisis

* Dirección de Economía Ambiental, Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental, Instituto Nacional de Ecología. Periférico Sur 5000. Colonia Insurgentes-Cuicuilco. Correo-e: sanjurjo@ine.gob.mx.

de costos restringidos, análisis de costo efectividad y análisis de costo-beneficio; este último criterio será utilizado, en este texto, para determinar la pertinencia de los proyectos de restauración. Como se puede observar en el cuadro 1, las diferencias entre los distintos criterios representan restricciones o variaciones sobre el análisis básico que es el de costo beneficio.

Análisis costo-beneficio

Uno de los acercamientos más comunes a la interrogante planteada es la búsqueda de la respuesta en los costos y los beneficios que estén asociados con el proyecto. Esto se puede complicar debido a que los beneficios y los costos no necesariamente ocurren al mismo tiempo, y es muy común que se tenga que incurrir en costos hoy y no recibir los beneficios sino hasta después de un tiempo. Ahora bien, esta pregunta tiene otra arista importante ¿vale la pena desde el punto de vista de quién? La opinión de un individuo puede que sólo considere sus propios costos y beneficios, pero no incorpore los que sean enfrentados por terceros. Por ejemplo: para una persona puede resultar rentable desmontar la parte alta de una cuenca para realizar actividades agropecuarias, mientras que para la sociedad tal actividad implicará altos costos por la pérdida de los servicios ambientales que proporcionaba el ecosistema.

Para los inversionistas, un aspecto tan importante como los costos y los beneficios del proyecto es conocer el tiempo en que recuperarán la inversión y, en general, el tiempo en el que ocurrirán cada uno de estos costos y beneficios. Lo anterior se debe a que las personas valoramos más el presente que el futuro. Cualquier inversionista en su sano juicio preferirá recibir mil pesos hoy a recibir los mismos mil pesos dentro de veinte años; sin embargo, su decisión resultará más complicada si se le pidiera que escogiera entre mil pesos hoy o seis mil pesos dentro de veinte años. La decisión anterior dependerá de cada persona y estará afectada por distintos factores como la impaciencia, la expectativa de ingresos futuros,¹ y la rentabilidad de los mil pesos (que en el banco, a una tasa de cinco por ciento anual, se convertirían en más de 2,500 pesos). Los factores anteriores forman lo que se conoce como la tasa de descuento, que es el premio que cada individuo le asigna al consumo presente sobre el consumo futuro. La subjetividad de las preferencias en el tiempo permite que exista un mercado de préstamos, en el que los individuos impacientes pagan un interés a los individuos pacientes.

Una vez revisado el concepto anterior es factible conocer los indicadores que permiten identificar la rentabilidad financiera de un proyecto determinado. Definiendo B_t como los beneficios generados por el proyecto en el año t , C_t como los costos en que se incu-

CUADRO 1. CRITERIOS PARA DETERMINAR LA PERTINENCIA DE UN PROYECTO

CRITERIO	BREVE DESCRIPCIÓN
Análisis costo-beneficio (ACB)	Calcula los beneficios y los costos (en términos monetarios) de las alternativas, y selecciona la que resulte con mayores beneficios netos.
Análisis costo beneficio probabilístico	Es un análisis similar al ACB pero para casos en los que existe incertidumbre, ya sea en los costos, en los beneficios o en ambos.
Análisis con presupuesto restringido	Calcula el mayor beneficio neto para niveles dados de costos máximos.
Análisis costo-efectividad	Calcula el menor costo posible para alcanzar un objetivo predeterminado (no necesariamente planteado en términos monetarios).
Análisis multi-criterios	Pondera diferentes criterios (que presumiblemente conforman una función de utilidad) y selecciona la alternativa con mayor puntaje.

Fuente: adaptado de Granger y Henrion, 1990.

re en el año t , r como la tasa de descuento relevante,² y definiendo t como el período que va desde el año 1 hasta el año n ; entonces el valor presente neto (VPN) de un proyecto se define como:

$$VPN = \sum_{t=1}^n \frac{B_t - C_t}{(1+r)_t} \quad \text{ecuación 1}$$

Esta ecuación suma todos los beneficios y les resta los costos, pero los pondera de manera diferente. El comportamiento del término en el denominador hace que los pagos (costos o beneficios) que ocurran más a futuro tengan menos peso.

El VPN mide las ganancias netas que se obtendrán del proyecto. Pero además existen otros indicadores financieros que pueden ser de interés para el inversionista, como la razón de beneficios a costos. Cuando esta razón es exactamente igual a uno el proyecto tiene un VPN igual a cero, cuando es mayor a uno, tiene ganancias y cuando es menor a uno, tiene pérdidas. La razón beneficios a costos se calcula como:

$$B/C = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{B_t}{(1+r)^t}}{\sum_{t=0}^n \frac{C_t}{(1+r)^t}} \quad \text{ecuación 2}$$

Como se puede observar, para los dos indicadores anteriores es necesario conocer la tasa de descuento. Sin embargo existe una medida de rentabilidad que no requiere de la definición de una tasa de descuento; esta es la tasa interna de rendimiento (TIR). La TIR se calcula como la tasa de descuento con la cual una inversión presenta un VPN igual a cero, y se interpreta como el rendimiento de la inversión propuesta. Es decir, mide el rendimiento que tendrá el dinero en la inversión propuesta.

Para el caso de proyectos con beneficios crecientes en el tiempo, existe un indicador financiero muy relevante que es la Tasa de Rentabilidad Inmediata (TRI).

Existen proyectos de restauración de ecosistemas que presentan beneficios netos crecientes en el tiempo, como los proyectos de restauración de ecosistemas por fenómenos de degradación paulatinos y continuos (como ejemplo, suelos dañados por agricultura). En estos casos, en los que los beneficios aumentan cada año, la pregunta relevante es ¿cuándo iniciar la inversión? Para responderla, el criterio aplicable es la tasa de

rentabilidad inmediata (TRI) definida como la razón de los beneficios netos del primer año de operación (Bni) entre la inversión.

$$TRI = Bni / Inversión \quad \text{ecuación 3}$$

De esta manera, cuando los beneficios son crecientes, la inversión debe ser programada de tal forma que el proyecto entre en operación en el primer año en que la TRI es mayor que el costo social de los recursos, esto es: Si $TRI > r$ es el momento óptimo de iniciar la operación; mientras que si $TRI < r$ conviene postergar la inversión.³

Los costos y beneficios sociales de un proyecto

Los mismos indicadores y procedimientos utilizados para la evaluación privada de proyectos se utilizan para la evaluación social, sólo que tomando en cuenta los costos y los beneficios sociales, es decir, los efectos que tendrá el proyecto en la comunidad. En el caso de proyectos con un impacto en el medio ambiente ya sea negativo, como un proyecto que implique cambio de uso del suelo o bien, positivo, como en la restauración de ecosistemas, la diferencia entre la evaluación privada y la social es relevante. Por ejemplo: en la operación de un proyecto que genera contaminación a los cuerpos de agua, en el que ni el productor ni los consumidores incorporan los costos de la contaminación del agua en sus cuentas, van a existir diferencias entre los costos sociales y los privados. Si el inversionista no incorpora los impactos ambientales en sus cuentas, es probable que el proyecto resulte rentable desde el punto de vista privado, aunque posiblemente sea indeseable para la sociedad.

El caso contrario son los proyectos de restauración de ecosistemas, donde los beneficios que generan a la sociedad pueden no representar ningún tipo de ganancia para el desarrollador del proyecto, pero sí para la sociedad. Lo anterior implicaría que, a pesar de que el proyecto fuera adecuado socialmente no se realizaría al no ser rentable para los privados. Esto se debe a que los beneficios generados por el proyecto no son intercambiables en los mercados, lo que dificulta que el productor pueda adueñarse de parte de los excedentes de los consumidores. Entonces, se pueden

encontrar proyectos indeseables socialmente, pero que resulten rentables desde el punto de vista privado, y viceversa.⁴

Recordando la ecuación 1, el VPN de un proyecto es igual al valor presente de los beneficios menos los costos asociados al proyecto. Considerando los beneficios como la cantidad de productos vendidos multiplicados por el precio (como ejemplo de precio, un costal de naranjas a diez pesos), y los costos como los precios de los insumos (incluyendo mano de obra) multiplicados por la cantidad de tales insumos utilizados, se puede reescribir la ecuación 1, como:

$$VPNS = \sum_{t=0}^n \frac{(P^s t * Yt) - (Wt * Xt)}{(1+r)^t} \quad \text{ecuación 4}$$

Donde Pt es el precio del producto en el período t , Yt es la cantidad de producto en el período t , Wt es el precio de los insumos en t , Xt es la cantidad de insumos utilizados y r es la tasa de descuento para el inversionista privado.

Para incorporar los impactos ambientales en la ecuación de VPN, se agregará el concepto de precio sombra, como aquél que refleja todos los costos y beneficios generados por la producción o consumo de un bien o insumo. Por ejemplo, el precio sombra de utilizar un insumo que genera deterioro ambiental, será el precio de mercado del insumo más el costo social de utilizarlo; por su parte el precio sombra de utilizar un insumo que evita la contaminación ambiental de un proceso productivo (un filtro) será el precio del filtro menos el beneficio social de usarlo. Para fines de este documento se definirá el precio sombra de los insumos como Ws .

El precio sombra de producto que genera contaminación, como los combustibles, será el precio de mercado del mismo menos el costo social de la generación que provoca; por su parte, el precio sombra de un producto que mejore la calidad ambiental será el precio de mercado más el beneficio social asociado a la producción de ese bien o servicio. Para los fines de este documento se definirá el precio sombra de los productos como P^s . Considerando lo anterior, se puede definir el Valor Presente Neto Social (VPNS) como:

$$VPNS = \sum_{t=0}^n \frac{(P^s t * Yt) - (W^s t * Xt)}{(1+i)^t} \quad \text{ecuación 5}$$

En la ecuación anterior se observa que los impactos ambientales quedan considerados para la obtención del VPNS, mediante la incorporación de los precios sombra de los productos y de los insumos,⁵ descontados a una tasa de descuento social (i) la cual es distinta a la tasa privada. La diferencia entre ambas se explica por medio de los mismos factores que definían el descuento futuro privado: impaciencia (z), expectativa en el crecimiento de los ingresos (g), y el costo de oportunidad de la inversión (ρ); sólo que las magnitudes son diferentes.

Para los privados, la tasa g dependerá de sus propias expectativas; mientras que para la sociedad dependerá de las predicciones sobre ingresos futuros. Por su parte, para los privados la tasa z dependerá de sus propios niveles de impaciencia, mientras que para la sociedad la tasa de impaciencia se tendrá que definir de manera más cuidadosa, para evitar que se le dé trato discriminatorio a las generaciones futuras.⁶

En equilibrio, la tasa de descuento social se puede definir como:

$$\rho = i = (g * \eta) + z \quad \text{ecuación 6}$$

Donde el costo de oportunidad de la inversión (ρ) es igual a la tasa de descuento social (i), la cual es igual a la tasa de impaciencia (z) más el producto del crecimiento (g), por un factor (η) que representa el cambio en la utilidad que genera una unidad adicional de ingreso.

Otro aspecto a considerar, especialmente en proyectos relacionados con la restauración de ecosistemas, es un muy largo plazo. Cuando el valor de los beneficios ambientales vinculados con un proyecto de restauración sucede en un plazo muy largo, la impaciencia de hoy conduciría a valorarlo muy poco. Considérese el siguiente ejemplo: si descontáramos el valor de toda la producción mundial en 200 años a una tasa de 5% anual, obtendríamos el equivalente a una buena casa y, si la tasa fuera del 10%, las personas estarían dispuestas a cambiar toda la producción del mundo dentro de 200 años a cambio de un muy buen coche el día de hoy. Una posible solución a este problema es la utilización de un descuento hiperbólico, que hiciera que el descuento se fuera haciendo igual a cero de forma asintótica, lo que supondría medir el tiempo de acuerdo a incrementos proporcionales.⁷

La incorporación del concepto de bienestar social a la evaluación de proyectos

Hasta esta parte del documento pareciera que el criterio para determinar la pertinencia de un proyecto se reduce a la capacidad de generar riqueza; es decir, a la capacidad del proyecto para aumentar la cantidad de dinero en la sociedad. Sin embargo, esto no es necesariamente cierto, ya que lo que debe regir la toma de una decisión es la capacidad de aumentar el bienestar de la población, el cual estará definido por las preferencias de cada uno de los individuos de la sociedad. Una buena aproximación para medir la capacidad de un proyecto para aumentar el bienestar es el uso del excedente del consumidor.

Para comprender el significado del excedente del consumidor, se plantea el siguiente ejemplo: una persona se encuentra dispuesta a pagar veinte pesos por un costal de naranjas y encuentra de camino a su casa un camión que vende el costal en diez pesos; al hacer la transacción, el comprador obtendrá un excedente igual a diez pesos, ya que sólo pagó diez cuando estaba dispuesto a pagar veinte.

Otro aspecto a considerar en la evaluación social de proyectos son los factores distributivos del proyecto. Un caso claro puede ser la generación de empleos en economías en desequilibrio y con desempleo. Con frecuencia se observa que tanto los políticos como los encargados de las relaciones públicas industriales, consideran la creación de empleos como parte de los beneficios de un proyecto, cuando esto es claramente un costo del mismo. Es decir, dejando todo lo demás constante, contratar más empleados durante más horas, implica mayores costos para el proyecto y menor rentabilidad. Sin embargo, si la generación de empleos sirviera para combatir la pobreza o mejorar la distribución del ingreso, el aumento en bienestar asociado a estos fenómenos debería considerarse como un beneficio social,⁸ aunque el pago de mano de obra siempre será un costo.

Considerando los efectos en bienestar generados por un proyecto se puede volver a escribir la ecuación 5 como:

$$VPNS = \sum_{t=0}^n \frac{(P^s t * Yt) + BSt - (W^s t * Xt)}{(1+i)^t} \quad \text{ecuación 7}$$

Donde BSt es el bienestar social en cada período t , y está conformado por los crecimientos en el excedente del consumidor más los aumentos (o disminuciones) en bienestar, generados por aspectos que la sociedad considera relevantes, como la distribución del ingreso y el combate a la pobreza. El resto de las variables incluidas en la ecuación 7, tienen el mismo significado que en las ecuaciones 5 y 6.

Evaluación socioeconómica en presencia de incertidumbre

Hasta este momento se han descrito criterios de decisión para los casos en que con certidumbre se conocen los costos y los beneficios asociados al proyecto. Pero en ocasiones los beneficios podrán variar por factores aleatorios, como las variaciones en la incidencia de las lluvias. Con cierta regularidad, en proyectos relacionados con impactos ambientales no se conocen con certeza las magnitudes por las modificaciones al ambiente. En estos casos existen dos posibilidades: (i) que se conozcan las probabilidades de ocurrencia de ciertos eventos probables, y (ii) que se conozcan los posibles impactos, pero que no las probabilidades de ocurrencia.

En los casos en los que se conocen los posibles impactos y la probabilidad de ocurrencia de cada uno de ellos se puede recurrir al concepto de valor esperado (VE), el cual se define como:

$$VE = \sum_{i=0}^n pi * Xi \quad \text{ecuación 8}$$

Donde pi es la probabilidad de ocurrencia del impacto i , Xi es el flujo de beneficios netos del impacto i (puede ser negativo o positivo) y n es el número de impactos probables dado el proyecto. Por ejemplo, el flujo de beneficios por la captación de aguas generado por un proyecto de reforestación, puede estar determinado por factores de los que sí conocamos su probabilidad de ocurrencia; por ejemplo, la precipitación.

Cuando existen dos proyectos con el mismo valor esperado, pero con diferentes probabilidades y pagos, la decisión de los individuos estará determinada por su aversión al riesgo. Supóngase un proyecto que genera un pago seguro de 1,000 pesos contra un proyecto que

podiera generar una ganancia de 4,000 o una pérdida de 2,000 con una probabilidad de un medio, entonces la mayor parte de la gente preferirá el primero ya que el pago esperado es el mismo y el riesgo es menor.

Una situación más difícil de resolver se presenta cuando el proyecto riesgoso genera un valor esperado un poco más alto que el del proyecto seguro. Recordemos el caso del estudiante que prefería mil pesos hoy en vez de seis mil dentro de veinte años (véase nota 1); en este caso el estudiante tenía esas preferencias ya que hoy no contaba con dinero para su manutención y esperaba tener un buen trabajo dentro de veinte años. Supóngase que a ese mismo individuo se le ofreciera la oportunidad de entrar a una rifa por 4,001 pesos en la que su probabilidad de ganar fuera igual a 0.25, pero que el costo del boleto fuera igual a sus únicos mil pesos (de los que depende para sobrevivir). En este caso el valor esperado de entrar a la rifa es mayor, pero no resultaría extraño que el estudiante, en su sano juicio, decidiera no participar. Esto se debe a un factor de aversión al riesgo, que es completamente consistente con la racionalidad del individuo.⁹

Como se mencionó, otro aspecto que afecta las decisiones es el desconocimiento de las probabilidades o se tiene poca información sobre alguno de los parámetros; digamos la función de utilidad $U(Y)$ de los individuos. En estos casos se puede recurrir al análisis de sensibilidad para ayudar al tomador de decisiones a elegir entre dos o más proyectos. Esto consiste en realizar la evaluación para los diferentes estados de la naturaleza posibles y compararlos entre sí. Para el caso de no conocer los efectos de la reforestación de un bosque sobre la captura de agua, y no poder asignar probabilidades a cada uno de éstos, se podrá hacer el análisis para cada caso y compararlos. Cuando este análisis se realiza para un número de escenarios continuo o muy numeroso, se estará hablando de una simulación, la cual es más recomendable y otorga mayor información que un análisis de sensibilidad.

Evaluación socioeconómica de proyectos de restauración

Si bien los proyectos de restauración pueden llegar a tener beneficios privados, como la restauración de un suelo degradado por agricultura, sus beneficios son

mayormente sociales. Si consideramos los proyectos de restauración como actividades cuyo principal producto son ecosistemas restaurados, entonces tendremos que $P^s > P$. esto es, el valor social del servicio producido es mayor al precio de mercado (que en ocasiones puede ser cero). Dada la poca rentabilidad privada, no sería difícil imaginar ejemplos de proyectos de restauración de ecosistemas que no se han realizado pese a su alto impacto social.

La importancia de realizar evaluaciones sociales de proyectos de restauración es precisamente el identificar aquéllos que, aunque presentan una rentabilidad privada baja o nula, resulten socialmente necesarios. Dicha identificación es esencial no sólo para llevarlos a cabo con fondos públicos, sino para el diseño de políticas públicas que modifiquen los precios relativos y conduzcan a los privados a prevenir el daño a los ecosistemas y, en su defecto, a realizar proyectos de restauración. Todo ello contribuiría a que la restauración resultase una actividad deseable y, por tanto, le fuera otorgada más atención y aplicación de acciones efectivas.

Para fines de esta exposición se presentarán dos ejemplos hipotéticos de restauración de ecosistemas, con componentes que requieren un trato distinto para cada uno de ellos. El primero es el caso de un proyecto de restauración de suelos degradados por la agricultura; en este caso el daño ambiental es paulatino y continuo, y el proyecto tiene (o puede tener) beneficios privados además de los sociales. El segundo caso, es un proyecto de restauración de ecosistemas por derrame de hidrocarburos; en este caso el evento que sucede de una vez y los daños ambientales se van sufriendo en diferente grado, durante el período que va desde el accidente hasta que se completa la restauración.

Restauración de suelos afectados por agricultura

Para plantear un caso de valoración socioeconómica de proyectos referido a la restauración de suelos afectados por agricultura, se plantea un proyecto hipotético que consiste en restaurar el suelo y frenar la erosión en una ladera. Sus características son: en la parte alta de la cuenca hay actividades de pastoreo y cultivo de forrajes, en la parte media, otros cultivos (por ejemplo, maíz) y en la parte baja existen pequeños

asentamientos humanos, agricultores de temporal y algunos cuerpos de agua.

La cuenca presenta problemas de erosión del suelo, lo que implica efectos directos para los productores en las partes media y alta de la cuenca (pérdida de productividad), y efectos indirectos para las personas en la parte baja. La pérdida de vegetación forestal y el arrastre de suelos provoca que en época de lluvias el flujo de aguas sea muy violento y cause problemas en las cosechas y en los asentamientos humanos, pero también produce que el flujo de agua en época de estiaje sea prácticamente inexistente, provocando pérdidas en las cosechas y disminuyendo el bienestar de las personas que valoran la limpieza de los cuerpos de agua, los cuales se están contaminando por el arrastre de sólidos cargados de nutrientes.

En este contexto se plantea un proyecto de conservación y restauración de suelos que consiste en reforestación, cambio de cultivos y prácticas, y restauración de suelos erosionados. Sus costos estarán dados por la construcción de estructuras, represas y terrazas, cuidado de árboles de especies nativas en vivero, mano de obra en la zona y vigilancia.

Por su parte los beneficios estarán divididos en dos partes: los sociales, que son aquellos que tendrían los individuos de la parte baja de la cuenca por control del flujo de agua, y por disminución de la sedimentación y la contaminación en los cuerpos de agua; y los beneficios privados, que son las ganancias netas de los productores en las partes alta y media de la cuenca, en el caso en que se pudieran organizar para llevar a cabo las obras,¹⁰ los cuales se medirán como el cambio en ganancias dados las variaciones en las prácticas y la modificación en la tasa de erosión.

Para calcular los beneficios de frenar la erosión es común utilizar alguna de las siguientes técnicas: el costo de reemplazo y el cambio en productividad. La primera (Sung-Hoon y Dixon, 1986) consiste en medir los costos necesarios para recuperar la fertilidad del suelo, mientras que la de cambio en productividad (Burt, 1981; Bishop y Allen, 1989) consiste en calcular las pérdidas agrícolas que surgen del deterioro de los suelos.

Suponiendo que la erosión del suelo provoca una reducción en la producción de la forma:

$$Y_t = Y_0 * e^{-kt} \quad \text{ecuación 9}$$

Donde la productividad de un terreno (Y_t) como una función de la productividad en ausencia de erosión (Y_0), de un coeficiente de pérdida de suelo (k) y como una función del tiempo (t).¹¹

Para el ejemplo hipotético, planteado con fines exclusivamente didácticos, se considerará que las ganancias de los productores en las partes media y alta de la cuenca son de 788 mil pesos al año, que la productividad decrece de la forma propuesta en la ecuación 9 para un valor de k igual a 0.01, y que los precios no fluctúan. Se plantea también la existencia de un proyecto de restauración del suelo que detiene la erosión y aumenta la productividad en un 10% (3.3 para el primer año, 6.7 para el segundo año y diez del tercer año en adelante); y que los costos de realizar este proyecto son de 350 mil pesos el primer año y de 65 mil pesos el resto de los años.

De acuerdo con estos datos se puede obtener: (i) el valor presente de la producción en la cuenca bajo el supuesto hipotético de ausencia de erosión, (ii) el valor presente de la producción, en presencia de erosión y considerando que las prácticas no se modificaran en el tiempo, y (iii) el valor presente de la producción, en presencia de erosión y considerando la propuesta de mejoramiento en las prácticas de control de la erosión.

Como se puede apreciar en la figura 1, el valor de la producción en presencia de proyecto es mayor que la producción en el caso hipotético sin erosión; y el valor de la producción en presencia de erosión y en ausencia de proyecto disminuye de manera constante en el tiempo; todo esto, a largo plazo se podría traducir en decisiones de abandono de tierra y de migraciones a otras zonas rurales o urbanas.

Una vez generados los tres escenarios se calcula el beneficio bruto del proyecto, considerando la diferencia entre la situación con y sin proyecto. Al beneficio bruto se le tendrán que restar los costos de instrumentación y mantenimiento del proyecto para la obtención de los beneficios netos. El cuadro 2 muestra los resultados para el ejemplo propuesto, en el que se genera una ganancia de peso y medio por peso invertido, lo que es equivalente a una inversión con ganancias del 50 %, suponiendo que el proyecto tiene una vida útil de 22 años.¹²

Si bien el ejemplo es incompleto, ya que se limita a la evaluación privada e ignora la social, resulta relevan-

te por varios factores: (i) siempre se deben comparar los efectos del proyecto con la situación sin proyecto, (ii) cuando el estado actual genera una degradación continua, el simple hecho de revertir la tendencia es un beneficio, y (iii) existen diferentes metodologías para medir los beneficios ambientales de detener la erosión, por lo que se debe ser cuidadoso con la alternativa que se elija.¹³

Restauración de ecosistemas afectados por hidrocarburos

En el caso anterior se observó una actividad que deterioraba el suelo de manera constante y paulatina; sin embargo, existen casos en los que el daño ocurre de forma repentina. Tal es el caso de los derrames de hidrocarburos. En estos casos se debe buscar el restablecimiento del ecosistema hasta que se asemeje a la situación previa al daño, tanto en composición de especies, en estructura y en funciones. Hay casos en los que se necesitan largos periodos para alcanzar una recuperación completa, por lo que se pretende acelerar este proceso con acciones humanas.

Mientras ocurre la restauración del ecosistema existen pérdidas. Al momento del daño, los servicios del ecosistema decrecen hasta cierto nivel y continúan ofreciendo sus servicios a este nivel inferior hasta el inicio de la recuperación, la cual puede o no alcanzar los niveles originales.

Un caso ilustrativo de proyectos de restauración es el del derrame, el 24 de marzo de 1989, de 257 mil barriles

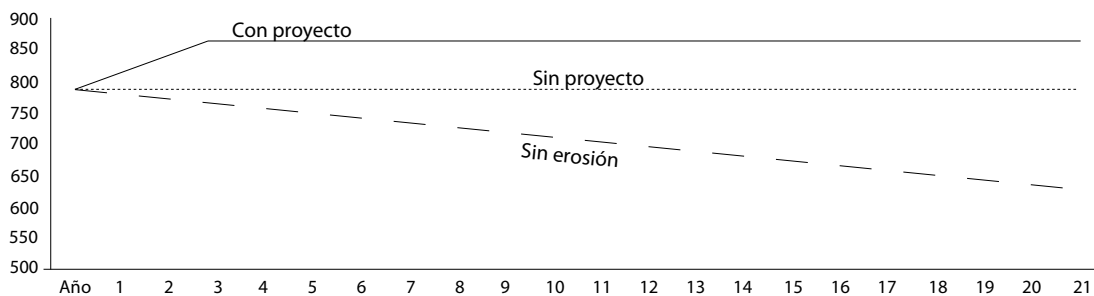
de petróleo crudo en las costas de Alaska, por el buque petrolero Exxon Valdez. A raíz del accidente las vidas de las personas que habitaban en el área del derrame se vieron afectadas drásticamente. La pesca comercial se suspendió, así como la pesca de subsistencia. A pesar de un programa de limpieza de 2,100 millones de dólares, los servicios recreativos y pesqueros todavía se encuentran en recuperación. Además de las pérdidas por pesca y recreación, se calcula que el derrame causó una pérdida en valor de opción y de existencia de 2.8 billones (Hanemann *et al.* 2003),¹⁴ lo que nos sirve como base de comparación para tomar en cuenta los beneficios ganados (recuperados) como resultado del esfuerzo de restaurar el ecosistema a su estado original.

Lo anterior sirve para ilustrar que, en los casos en los que la recuperación no es inmediata o cuando no es completa, existen pérdidas sociales que alguien tendrá que pagar: los afectados en ausencia de políticas de compensación y el causante del daño, en caso de la existencia de las mismas. Para el cálculo de estas pérdidas es necesario tener en cuenta el valor de las funciones ambientales del ecosistema, la cantidad de servicios ambientales antes y después del accidente y el tiempo que éste tarda en recuperarse. La siguiente ecuación muestra el valor de los servicios perdidos descontados:

$$VP_{pérdidas} = (\sum_{t=0}^B (V_j P_t (b^j - x_t^j) / b^j)) J \quad \text{ecuación 10}$$

Donde P_t es el factor de descuento $[1 / (1+r)^t]$, V_j es el valor de los servicios ambientales del hábitat dañado,

FIGURA 1. VALOR DE LA PRODUCCIÓN



CUADRO 2. VALOR PRESENTE NETO DEL PROYECTO DE RESTAURACIÓN DE SUELOS

AÑO	BENEFICIOS DEL PROYECTO		COSTOS DEL PROYECTO		RENTABILIDAD DEL PROYECTO	
	CON PROYECTO VPcp	SIN PROYECTO VPsp	ANUAL Ct	ANUALIZADO VPC = Ct / (1+r) t	VPN VPcp - VPsp - VPC	B/C (VPcp - VPsp) / VPC
1	788	788	350	350	-350	-
2	767	728	65	61	-22	-
3	748	680	65	58	10	-
4	727	635	65	55	37	-
5	686	593	65	51	41	-
6	647	554	65	49	45	-
7	611	518	65	46	47	-
8	576	483	65	43	49	-
9	543	452	65	41	51	-
10	513	422	65	38	52	-
11	484	394	65	36	53	-
12	456	368	65	34	54	-
13	430	344	65	32	55	-
14	406	321	65	30	55	-
15	383	300	65	29	55	-
16	361	280	65	27	54	-
17	341	262	65	26	54	-
18	322	244	65	24	53	-
19	303	228	65	23	53	-
20	286	213	65	21	52	-
21	270	199	65	20	51	-
22	255	186	65	19	50	-
Suma	10,905	9,191	1,715	1,115	599	1.5

Fuente: elaboración propia con datos hipotéticos, con fines didácticos.

x_t^j es el nivel de servicios por hectárea que provee el hábitat dañado al final de año t ; b^j es el nivel base de servicios por hectárea previo al daño, y J es el número de hectáreas alteradas.

Con la finalidad de detallar más en la necesidad de complementar los proyectos de restauración con políticas de compensación se desarrolló un ejemplo hipotético. Supóngase que una actividad de origen humano (digamos un derrame de hidrocarburos)

daña un área de 20 hectáreas y provoca una disminución de las funciones del ecosistema del 50% en relación con los servicios originales (ejemplo basado en NOAA 2000). En la figura 2 se muestran los niveles de recuperación del hábitat en ambos casos, con proyecto de restauración y sin proyecto; es decir, se puede observar el nivel de servicios que aportaría el sitio dañado en ambas situaciones. Las funciones ambientales del hábitat se recuperarán naturalmente

y de manera lineal hasta alcanzar su nivel original en 15 años. Suponiendo que el valor de las funciones ambientales prestadas por el hábitat fuera de 10,000 pesos por hectárea, la pérdida (calculada con base en la ecuación 10) ascendería a 594,800 pesos. Por su parte, si se realizara un proyecto de restauración que permitiera que la recuperación sucediera en siete años; entonces la pérdida sería de 404,500 pesos.

La figura 2 muestra este ejemplo. La línea continua muestra la recuperación de los servicios ambientales para el caso con proyecto, mientras que la discontinua muestra esto mismo, pero para el caso sin proyecto. El área con rayado vertical muestra los beneficios del proyecto; es decir, la diferencia entre los beneficios con proyecto versus los beneficios sin proyecto, la cual asciende a 190,300 pesos para el ejemplo planteado. Por otra parte, la suma de ambas áreas rayadas también muestra el valor del daño en caso de no realizar el proyecto de restauración; mientras que el área rayada horizontalmente muestra el daño para el caso de llevarse a cabo el proyecto.

Los cuadros 3 y 4 muestran el flujo del valor de las funciones ambientales sin proyecto y con proyecto de restauración, para el ejemplo hipotético presentado, usando una tasa de descuento del 10 %. La segunda columna muestra el porcentaje de servicios en relación con la línea base, que ofrece el hábitat año con

año. Los servicios se incrementan linealmente por un factor de 0.033 hasta alcanzar su nivel original después de 15 años. En la última columna se pueden observar las hectáreas efectivas perdidas descontadas que, multiplicadas por un valor de 10,000 pesos por hectárea, resultan en los 594,800 pesos mencionados anteriormente.

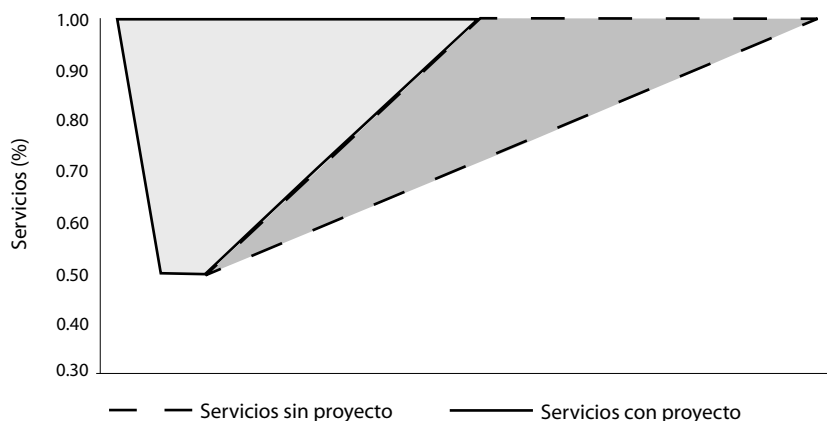
El cuadro 4 muestra los servicios perdidos en el hábitat dañado aplicando el proyecto de restauración. En este ejemplo los servicios se recuperaron de forma lineal en un 7.1% anual. Se observa que la suma del valor descontado de los servicios ambientales perdidos es menor que en el caso anterior.

Compensación por hábitat equivalente

La compensación por hábitat equivalente es una forma útil y aceptada de aplicar la figura de la compensación. Por su parte, el análisis de hábitat equivalente (AHE) es la herramienta para identificar el área de restauración de hábitat necesaria para compensar los daños a recursos naturales que resultan de causas específicas. Es claro que la compensación no repara el daño, por lo cual debiera ser contemplada como una medida extrema de mínima responsabilidad hacia el entorno natural.

El AHE requiere como insumos el área del daño, el tiempo de recuperación del hábitat dañado, el periodo

FIGURA 2. BENEFICIOS DEL PROYECTO DE RESTAURACIÓN



CUADRO 3. SERVICIOS PERDIDOS EN EL HÁBITAT DAÑADO SIN PROYECTO

AÑO	% DE SERVICIOS PERDIDOS	% DE SERVICIOS PERDIDOS	HA EFECTIVAS PERDIDAS	SUPERFICIE AFECTADA	FACTOR DE DESCUENTO	HA EFECTIVAS PERDIDAS DESCONTADAS
0	50	50	10.00	20	1.00	10.00
1	50	50	10.00	20	0.91	9.09
2	53	47	9.33	20	0.83	7.71
3	57	43	8.67	20	0.75	6.51
4	60	40	8.00	20	0.68	5.46
5	63	37	7.33	20	0.62	4.55
6	67	33	6.67	20	0.56	3.76
7	70	30	6.00	20	0.51	3.08
8	73	27	5.33	20	0.47	2.49
9	77	23	4.67	20	0.42	1.98
10	80	20	4.00	20	0.39	1.54
11	83	17	3.33	20	0.35	1.17
12	87	13	2.80	21	0.32	0.89
13	90	10	2.20	22	0.29	0.64
14	93	7	1.53	23	0.26	0.40
15	97	3	0.80	24	0.24	0.19
16	100	0	0.00	25	0.22	0.00
						59.46

Fuente: Elaboración propia con datos hipotéticos, con fines didácticos.

que tardará el área de mitigación en poder brindar los servicios ecológicos comparables a los del hábitat original y la tasa de descuento. Este tipo de análisis parte de ciertos supuestos y condiciones: (i) la sociedad está dispuesta a aceptar el intercambio de una unidad de servicios de hábitat perdido por otra de un proyecto compensatorio, (ii) existe una medida común que capture el nivel de servicios provistos por el hábitat, así como las diferencias en la cantidad y calidad de los servicios del hábitat de reemplazo, (iii) los servicios provistos por el ecosistema dañado y el de compensación son comparables y (iv) el cambio en recursos y servicios como resultado del daño es lo suficientemente pequeño como para que el valor por unidad de servicio sea independiente del cambio en el nivel de servicios.

Para determinar el tamaño del proyecto compensatorio se utiliza la siguiente expresión:

ecuación 11

$$\sum_{t=1}^L P_t (x_t^p - b^p) / b_j) P = \sum_{t=0}^B P_t (b^j - x_t^j) / b^j) J$$

Donde P_t es factor de descuento, x_j : el nivel de servicios por hectárea que provee el hábitat dañado al final de año t , b^j es el nivel base de servicios por hectárea, J es el número de hectáreas dañadas, b^p es el nivel inicial de servicios por hectárea del hábitat equivalente; x_t^p es el nivel de servicios por hectárea que provee el hábitat equivalente al final de año t , y P es el área del proyecto de reemplazo

El objetivo es igualar las pérdidas que ocurrieron en el hábitat dañado con las ganancias obtenidas en el hábitat equivalente. Una vez conocidas las pérdidas en funciones ambientales generadas por el derrame de hidrocarburos ($\sum_{t=0}^B V_j P_t (b^j - x_t^j) / b^j) J$) y las ganancias

CUADRO 4. SERVICIOS PERDIDOS EN EL HÁBITAT DAÑADO CON PROYECTO

AÑO	% DE SERVICIOS	% DE SERVICIOS PERDIDOS	HA EFECTIVAS PERDIDAS	SUPERFICIE AFECTADA	FACTOR DE DESCUENTO $1/(1+0.1)^T$	HA EFECTIVAS PERDIDAS DESCONTADAS
0	50	50	10.00	20	1.00	10.00
1	50	50	10.00	20	0.91	9.09
2	57	43	8.57	20	0.83	7.08
3	64	36	7.14	20	0.75	5.37
4	71	29	5.71	20	0.68	3.90
5	79	21	4.29	20	0.62	2.66
6	86	14	2.86	20	0.56	1.61
7	93	7	1.43	20	0.51	0.73
8	100	0	0.00	20	0.47	0.00
9	100	0	0.00	20	0.42	0.00
10	100	0	0.00	20	0.39	0.00
11	100	0	0.00	20	0.35	0.00
						40.45

Fuente: Elaboración propia con datos hipotéticos, con fines didácticos.

en funciones ambientales por la existencia de un proyecto de hábitat equivalente $\sum_{t=1}^L V_p P_t (x_t^p - b^p)/b^j$ P es entonces factible conocer el tamaño óptimo del proyecto compensatorio. El tamaño del proyecto compensatorio debe ser tal que provea un incremento en servicios que iguale la pérdida de servicios del hábitat dañado, incluyendo la porción de dichos servicios que se pierde en el tiempo de recuperación, tal y como se muestra en la siguiente ecuación:

$$P = \frac{\sum_{t=1}^p P_t (b^j - x_t^j)/b^j}{\sum_{t=1}^L P_t (x_t^j - b^j)/b^j} \quad \text{ecuación 12}$$

El numerador de la ecuación muestra la suma de los servicios ganados descontados que provee el hábitat equivalente, mientras que el denominador presenta la suma de los servicios perdidos descontados del hábitat dañado. La fracción de la ecuación $((b^j - x_t^j)/b^j)$ muestra el porcentaje de reducción de servicios por hectárea del sitio dañado. Por otra parte, $(x_t^p - b^p)/b^j$

muestra el porcentaje de incremento de servicios por hectárea que provee el hábitat equivalente. El objetivo del AHE es obtener el área del proyecto de reemplazo. Despejando P de la ecuación anterior se tiene el tamaño óptimo del hábitat equivalente.

En el ejemplo anterior (derrame de hidrocarburos), si se optara por el proyecto de restauración del hábitat dañado y se quisiera complementar con un proyecto de hábitat equivalente que compensara a la sociedad por los ocho años que tardará el ecosistema en recuperar su situación base, el tamaño del proyecto compensatorio sería de 8.77 ha.¹⁵

La figura 3 muestra los servicios por hectárea del proyecto de hábitat equivalente como porcentaje de los servicios en la línea base del hábitat dañado. Los servicios comienzan en un 25 % y posteriormente se incrementan linealmente hasta alcanzar la madurez y, óptimamente, continúan ofreciendo estos servicios de manera perpetua. El incremento en servicios por hectárea es el área entre la función de madurez y la línea de 25%. El cálculo de las ganancias también

debe estar descontado por año y las ganancias deben sumarse durante la vida del proyecto.

El cuadro 5 muestra los servicios ganados en el hábitat equivalente. Los servicios se incrementan de manera lineal por un factor de 0.075 hasta alcanzar su madurez después de diez años y el ecosistema continúa ofreciendo sus servicios perpetuamente. Por último, las hectáreas efectivas ganadas descontadas son un dato vital para conocer el área del proyecto compensatorio.

Valoración económica de los costos y beneficios ambientales

Para realizar las evaluaciones propuestas es necesario tener una idea del valor monetario de las pérdidas en bienestar, generadas por la alteración de los ecosistemas que se pretenden restaurar. Para tales fines existen métodos de valoración ambiental,¹⁶ que se pueden clasificar en: los métodos directos de mercado, los métodos indirectos de mercado y los métodos de no mercado.

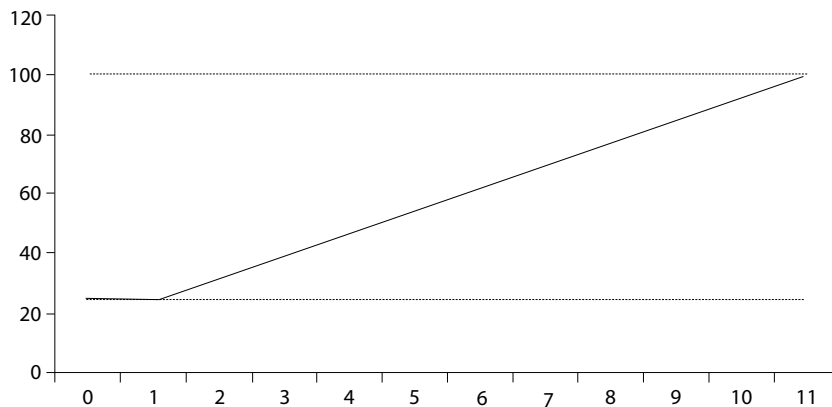
Métodos directos de mercado

Se refiere a métodos en los que, de manera directa, los precios reflejan los efectos ambientales de un proyecto. Con estos métodos se identifican las alternativas que

los individuos eligen en busca de maximizar su propio bienestar. Tal es el caso del costo de prevenir, reparar o aceptar un daño sufrido a consecuencia de la pérdida de calidad ambiental. Para la aplicación de estos métodos se recomienda seguir los siguientes pasos:

- a) Identificar las variables que va a afectar el proyecto y compararlas contra estas mismas variables en una situación sin proyecto. En el caso de uno de limpieza de un suelo contaminado, por ejemplo, con hidrocarburos, se tendrían que identificar la cantidad y tipo de contaminantes así como su disminución en el tiempo, para el escenario con proyecto y para el escenario sin proyecto.
- b) Analizar la forma en que se dispersan y concentran los diferentes contaminantes, tomando en cuenta la presencia de umbrales en los que se identifiquen concentraciones superiores a la capacidad de carga de los ecosistemas.
- c) Una vez identificada la concentración y dispersión de contaminantes es necesario cruzar la información con la presencia de poblaciones humanas, ecosistemas frágiles, zonas de recarga de acuíferos y, en general, cualquier situación que pudiera repercutir en la productividad de las actividades humanas o en la salud de las personas y los ecosistemas.

FIGURA 3. FUNCIONES AMBIENTALES PROPORCIONADAS POR EL HÁBITAT DE COMPENSACIÓN



CUADRO 5. FUNCIONES AMBIENTALES PROPORCIONADAS POR EL HÁBITAT DE COMPENSACIÓN

AÑO	% DE SERVICIOS	% DE SERVICIOS GANADOS	FACTOR DE DESCUENTO	HA EFECTIVAS GANADAS DESCONTADAS
0	25	0	1.00	0
1	25	0	0.91	0
2	33	8	0.83	0.06
3	40	15	0.75	0.11
4	48	23	0.68	0.15
5	55	30	0.62	0.19
6	63	38	0.56	0.21
7	70	45	0.51	0.23
8	78	53	0.47	0.24
9	85	60	0.42	0.25
10	93	68	0.39	0.26
11	100	75	0.35	0.26
Perpetuidad	100	75		2.63
				4.59

Fuente: Elaboración propia con datos hipotéticos, con fines didácticos.

- d) Determinar el grado de afectación a través de funciones dosis-respuesta. Este tipo de funciones establecen la respuesta de una persona, de una población o de un ecosistema ante modificaciones en la calidad ambiental. En el caso de que hubiera hidrocarburos que contaminaran el agua superficial y que las personas utilizaran esta agua, la función dosis-respuesta establecería los cambios marginales en la salud debidos a variaciones marginales en la ingesta de agua contaminada.
- e) Identificar las reacciones de las poblaciones y actividades ante los daños identificados: ingreso a hospitales, necesidad de comprar agua embotellada o instalación de filtros en los hogares, así como la disminución de la producción en el caso en que se afectara una pesquería dependiente de la calidad del cuerpo de agua contaminado.
- f) Determinar el valor monetario de las reacciones. Para asignar un valor a los daños generados se pueden aplicar métodos de cambio en productividad, de costo de enfermedad o costos de reemplazo.

Los cambios en productividad evalúan los cambios físicos en la productividad, usando precios de mercado de insumos y productos. En este caso es necesario ajustar los precios cuando existen distorsiones de mercado. Este modelo toma en cuenta tanto los cambios que ocurren dentro del proyecto como fuera de él.

Ya sea que se proceda con el proyecto o que éste no se lleve a cabo, se deben evaluar los cambios en productividad, lo que ayudará a aclarar el daño (o el daño evitado) que ocurrió como resultado del proyecto. Posteriormente, es necesario comparar las diferencias que se presentarán en el futuro, como resultado de haber llevado a cabo el proyecto o no, y es necesario definir el periodo en el cual se van a considerar los cambios en productividad.

El costo de enfermedad es utilizado para cuantificar el costo que genera la contaminación en materia de enfermedades. Sin soslayar el importante costo social de la enfermedad, su costo económico se basa en una función subyacente de daño, que establece una relación entre la contaminación y el efecto en la salud. Los costos a tomar en cuenta son: el salario

perdido a causa de la enfermedad, los costos médicos de consultas, las visitas al hospital, las medicinas, los hospitales, entre otros.

Los costos de reemplazar un activo productivo, dañado a causa de un decremento en la calidad ambiental, pueden interpretarse como el estimado del o los beneficios mínimos que se obtendrían de programas para la protección del ambiente. El método muestra los costos reales de reemplazo de un daño ocurrido. Este método es útil cuando un cambio en el ambiente implicará gastos para reemplazar un activo físico.

Métodos indirectos de mercado o de preferencias reveladas

Los métodos empleados con este enfoque buscan conocer las preferencias de los individuos por aspectos ambientales, de forma indirecta a través del análisis de mercados relacionados. Tales son, por ejemplo, los casos del mercado inmobiliario para identificar el valor de la calidad ambiental de un vecindario, del mercado laboral para identificar la disposición a aceptar un trabajo en el que se emplean sustancias tóxicas o el mercado del transporte, para identificar las preferencias por disfrutar de alguna belleza natural específica. Entre estos se encuentra el método de precios hedónicos, el de costo de viaje y el de gastos preventivos.

Método de los precios hedónicos. Se basa en que el precio de los bienes es determinado por la valuación subjetiva que los individuos hacen de las diversas características que componen un bien. Por ejemplo, el valor que un individuo otorga a una casa; está en función no sólo de la construcción en sí, sino de su cercanía con los servicios básicos, la calidad del aire en la zona, o la accesibilidad a parques o a servicios de transporte, así como otros muchos factores. De lo anterior se sigue que existe la posibilidad de descubrir el valor que los individuos asignan a bienes sin mercado, como la calidad ambiental.

Para comprender el método de los precios hedónicos y para poderlo aplicar a los atributos ambientales de un proyecto de restauración de ecosistemas, es necesario notar que el precio de venta de un bien o servicio muestra la disposición a pagar por el conjunto de atributos que lo conforman, incluyendo los

ambientales, y la forma en la que el agente ha decidido distribuir su ingreso entre varias alternativas. El precio hedónico o implícito indica la disposición a pagar por una unidad adicional de alguno de los atributos. En equilibrio, el precio hedónico de un atributo es igual a la disposición a pagar por un incremento marginal de éste.

Supongamos que el deterioro de la calidad del ecosistema en una zona de habitacional afecta el precio de estas viviendas. Una mejora en la calidad ambiental tiende a aumentar el valor de la vivienda, dejando los demás atributos constantes. Para poder aislar el factor de calidad ambiental del bien multi-atributos se recomienda seguir los siguientes pasos:

- a) Recolectar datos de precio de venta de las casas y sus características físicas, según el estudio a realizar. Estos datos pueden obtenerse de agencias o de bases de datos gubernamentales.
- b) Definir todos los atributos relevantes para la variable dependiente que en el caso del mercado inmobiliario, sería el precio de venta o la renta de la propiedad. Por ejemplo, para el valor de casas: (i) variables estructurales de la vivienda: el número de cuartos, el área construida y del terreno, la antigüedad de la casa, el número de baños, entre otros; (ii) variables de las características de la zona y el acceso a servicios públicos como: caminos, drenaje, agua, electricidad y escuelas; (iii) variables de acceso: acceso a vías rápidas, carreteras, distancia al centro de negocios o centro comercial; (iv) variables de características ambientales: ruido, contaminación, paisaje.
- c) Realizar una regresión para encontrar los coeficientes de las variables,¹⁷ incluyendo el del atributo ambiental, el cual posteriormente se usa para valuar cambios en la propia calidad ambiental.
- d) Calcular los beneficios o el cambio en los mismos, si es necesario a través de la derivación de una curva de demanda del atributo ambiental. Para estimar la curva de demanda se necesita asumir ciertos supuestos en lo que se refiere a la oferta. Una vez que la demanda ha sido estimada, es posible calcular el excedente del consumidor y los cambios derivados en éste por cambios en el atributo.

Método de costo de viaje. Este método se basa en la variación que existe en los costos necesarios para acceder a un determinado lugar, de acuerdo con lo propuesto por Hotelling, 1947 citado en Dixon 1986).¹⁸ Es decir, los costos en los que incurren los individuos para llegar a un sitio varían de acuerdo con distintos factores, entre ellos, la distancia. Algunos de los costos de viaje que pueden enfrentar los visitantes son: el costo por desgaste del vehículo, el consumo de gasolina, los peajes, las cuotas de entrada, entre otros. Por lo anterior, se puede intuir que a mayor distancia a recorrer menor será el número de visitantes. El método de costo de viaje permite calcular la curva de demanda del bien ambiental sin una asignación de precio. Este método se ha utilizado para valorar sitios recreativos como parques y lagos, calidad del agua para pesca deportiva o para nadar y observación de fauna.

Con motivo de poder estimar la demanda por los servicios recreativos de un ecosistema, o para poder aislar el factor de calidad ambiental de entre los propósitos de un desplazamiento, se recomienda seguir los siguientes pasos:

- a) Identificar el sitio a evaluar y delimitar las zonas concéntricas según las variaciones en costo de viaje.
- b) Realizar una encuesta en el sitio recreativo para determinar el lugar de origen, la frecuencia de visitas, el costo y tiempo de viaje, el tiempo de visita, otros motivos del viaje, atributos ambientales del sitio y otras variables socioeconómicas.
- c) Identificar viajes con múltiples propósitos y viajes con el único propósito de ir al sitio.
- d) Especificar la forma de la función matemática que mejor describa el fenómeno y realizar una regresión de la cantidad de visitas, contra el costo y otras variables socioeconómicas, para estimar la demanda de visitas la cual se expresa a través la tasa de visita.
- e) Analizar el cambio potencial en la demanda si se produjera un incremento en el costo de viaje y calcular los cambios en el excedente del consumidor.

Método de gastos preventivos. Los gastos que las personas realizan para prevenir una posible afectación

debido a una calidad ambiental deficiente, aportan al investigador datos sobre lo que cada individuo está dispuesto a pagar para evitar los daños potenciales por la mala calidad ambiental. Estos datos representan un estimado de la mínima cantidad que el individuo estaría dispuesto a pagar por mejorar la calidad del ambiente. Los gastos pueden estar sujetos a una restricción presupuestaria o puede existir un excedente del consumidor después de haber incurrido los gastos. Sin embargo, en algunos casos los gastos preventivos pueden no haberse realizado exclusivamente para prevenir daños. Este método se basa en el comportamiento de mercado observado por lo que es más comprensible para los tomadores de decisiones. En países en desarrollo, los gastos preventivos se encuentran restringidos por el presupuesto.

Métodos de no mercado o de preferencias declaradas

El método de preferencias declaradas más usual es el método de valoración contingente, el cual ha sido utilizado para determinar valores de uso pasivo (Mitchel y Carson, 1989) y para conocer el valor de los servicios recreativos de libre acceso de un ecosistema (véase, entre otros, Azqueta y Perez, 1996). A través del tiempo se han hecho innovaciones teóricas respecto a la forma de hacer las preguntas, y más recientemente sobre el tratamiento estadístico de las respuestas (Kriström 1990; Duffield y Patterson, 1991). Entre las cuestiones más relevantes acerca de la forma de realizar la encuesta se encuentra la determinación del vehículo de pago y el formato de la pregunta.

En lo que respecta al formato de pregunta existen dos posibilidades: el formato abierto y el dicotómico. El más sencillo de los dos es el de pregunta abierta, que consiste en preguntar al encuestado su disposición a pagar. Sin embargo, este formato puede generar problemas de comprensión por parte del encuestado, por su alejamiento de situaciones reales: los individuos se enfrentan a ofertas que deben aceptar o rechazar (Schumann, 1996) sin estar realmente comprometidos de su significado o de si realmente les serían apetecibles. Tal situación se soluciona mediante formatos de pregunta dicotómicas en las que se interroga al individuo por algún precio que debe aceptar o rechazar.

Este método presenta dos variantes: la simple y la bi-etápica (Cameron, 1988). La variante simple consiste en enfrentar a cada encuestado con sólo un valor. Por su parte, la variante bi-etápica ofrece al encuestado un segundo valor dependiendo de la respuesta a la primera cantidad propuesta; este valor será menor cuando la primera respuesta haya sido negativa y mayor cuando haya resultado positiva.

De acuerdo con la Administración Nacional de la Atmósfera y el Océano del gobierno de Estados Unidos (NOAA),¹⁹ se recomienda tener las siguientes precauciones en la elaboración de una encuesta de valoración contingente, para la identificación de valores pasivos relacionados con proyectos de restauración de ecosistemas:

- a) Tipo de pregunta. Existen dos tipos de preguntas comunes en estos casos: el monto mínimo de la compensación que se aceptaría para aceptar un daño ambiental o bien la disposición a pagar por disminuir la probabilidad de un evento que dañe el ecosistema. La recomendación es utilizar la segunda opción ya que ésta genera resultados más conservadores, lo que aumenta la aplicabilidad y realismo de la encuesta.
- b) Vehículo de pago. El vehículo de pago habitual es el aumento en algún tipo de impuestos para utilizar el dinero en un programa específico para evitar alteraciones o restaurar ecosistemas. Para su aplicación es importante que se haga una buena descripción del programa, y que se enfrente al encuestado a situaciones reales de lo que pasaría con y sin el programa. Se recomienda también acompañar el cuestionario con fotografías o cualquier otro elemento que acerque al encuestado con la realidad.
- c) Formato de la pregunta. Resulta conveniente que la pregunta sea puesta en forma de referendo: responder sí o no a un determinado impuesto que redujera un porcentaje del riesgo de accidente o que asegure determinada calidad ambiental tras un proyecto de restauración. Si bien es cierto que un formato cerrado puede sesgar las respuestas, se apega más a situaciones reales. Para disminuir el sesgo se recomienda la elaboración de una pregunta adicional que aumente o disminuya la

cantidad inicial de acuerdo con el tipo de respuesta: afirmativa o negativa, respectivamente.

- d) Respuestas protesta. Conviene que las respuestas “no” a la segunda pregunta del referendo en dos etapas, vengán seguidos de la explicación de la respuesta, ya que algunas veces las personas responden de esta manera no por que su valoración sea cero, sino porque aprovechan la pregunta para manifestar opiniones ajenas a la valoración. Casos típicos de respuesta protesta son: que lo pague el gobierno, que paguen más impuestos los ricos, entre otras.
- e) Temporalidad de los daños. En caso de encuestas que se refieran a la restauración de un ecosistema después de un accidente es recomendable dejar pasar cierto tiempo para que la persona no esté sesgada en su respuesta (dada la publicidad o el enojo por el accidente). Adicionalmente, se recomienda hacer encuestas en distintos momentos del tiempo esperando que la variable “tiempo” no modifique los resultados ya que, de ser así, se podría sospechar de sesgos en las respuestas.
- f) Preguntas complementarias. Los cuestionarios deben ir acompañados de preguntas complementarias que ayuden a identificar las diferencias en las respuestas de acuerdo con diferentes factores: ingreso, conocimiento del sitio afectado, afiliación a una organización ambientalista, distancia de su casa o trabajo al sitio afectado, confianza en el programa planteado, entre otras.

Conclusiones

A través la revisión de las herramientas de análisis socioeconómico de proyectos, y de la exposición de aplicaciones específicas para la restauración de ecosistemas terrestres, se espera que quienes se especializan en la restauración de ecosistemas se familiaricen con el análisis costo beneficio (ACB). Este análisis es sólo una aplicación de criterios utilitaristas para la toma de decisiones. El ACB tradicional sólo incorpora los aspectos que le interesan a los inversionistas sin tomar en cuenta aspectos de bienestar social; sin embargo, el ACB ampliado a la perspectiva social involucra distintos aspectos, como los costos y beneficios ambientales, una tasa de descuento diferente a la privada,

así como otros aspectos como la redistribución del ingreso.

Adicionalmente, con la inclusión de ejemplos específicos sobre proyectos de restauración de ecosistemas se pudo mostrar la importancia de factores como el tiempo, la incorporación de costos y beneficios ambientales y la importancia de incluir una base de comparación para la toma de decisiones. Adicionalmente, se ejemplificó la diferencia entre los proyectos de restauración para revertir deterioros paulatinos en el ecosistema y los proyectos para restaurar ecosistemas que sufrieron daños de una vez por todas. Se concluye también que en este último caso resulta rentable acompañar los proyectos de restauración con proyectos de compensación por hábitat equivalente. Con lo anterior se asegura que parte de los beneficios ambientales se empiecen a recuperar en dos zonas al mismo tiempo: el área de compensación y el área de restauración.

Finalmente, se menciona que la incorporación de costos y beneficios ambientales, en términos monetarios, es factible y que para ello existen diversos métodos de valoración económica, las cuales se suelen clasificar en métodos directos de mercado, métodos indirectos de mercado y métodos de no mercado.

Notas

1 Si el individuo es un estudiante que espera que con el tiempo mejoren sus ingresos, también esperará que los 1,000 pesos le hagan más falta hoy, que 6,000 pesos dentro de 20 años, cuando ya sea un profesionalista con un buen trabajo.

2 Para los efectos de la ecuación 1, se expresará la tasa de descuento (r) como un número entre cero y uno; es decir, una tasa de descuento de diez por ciento se expresará como $r = 0.10$.

3 Para mayor referencia sobre los indicadores de rentabilidad financiera de un proyecto se recomienda consultar Fontaine, 2000: 69-98.

4 Los efectos ajenos al interés directo de un proyecto, en los ejemplos anteriores, son conocidos en teoría económica como externalidades. Para mayor referencia sobre este tema, se recomienda consultar Varian, 1993: 546-565.

5 Para una descripción completa acerca de la evaluación socioeconómica de proyectos se recomienda consultar: a)

Markandya, 1991: 4-18 y b) Fontaine, 2000: 439-463.

6 En términos sociales es aceptable pensar en un valor de z igual a cero. Para una discusión más completa sobre la validez de descontar la impaciencia privada en la tasa de descuento social, se recomienda ver Azqueta, 2000: 149-154.

7 El factor de descuento usando este criterio es igual a $e^{-\int \log t dt}$ en vez del factor de descuento utilizado habitualmente [$e^{-\rho t}$]. Este tratamiento es compatible con el criterio de equidad intergeneracional propuesto por Chichilinsky (1996), el cual se considera que resuelve satisfactoriamente este problema.

8 Para mayor referencia acerca del aumento en bienestar, asociado con la distribución del ingreso, se recomienda revisar el concepto de utilidad marginal decreciente (Varian, 1993: 57-70) y simular una transferencia de un rico a un pobre para detectar que, a un mismo nivel de ingreso de la sociedad, cuando éste se encuentra mejor distribuido se obtiene que la suma de las utilidades individuales es mayor (bienestar social).

9 Sea $U(Y)$ una función de utilidad que depende del ingreso (Y), sea $U'(Y) > 0$, y sea $U''(Y) < 0$; entonces se podrá medir la conveniencia del riesgo sobre U en vez de sobre Y . Para lo anterior se calculará la Utilidad Esperada de forma similar al valor esperado mostrado en la ecuación 8, pero tomando en cuenta la utilidad de los pagos en vez de los pagos. Para comprender mejor el concepto de aversión al riesgo, es conveniente revisar nuevamente la teoría de la utilidad marginal decreciente, y complementarla con un capítulo de incertidumbre en algún texto de microeconomía. Se recomienda Varian (1993) pp. 212 - 242.

10 Sería de esperarse que los individuos no se pudieran organizar debido a dos factores: (a) incentivos para actuar como gorrón (*free-rider*) y esperar el beneficio sin hacer gasto alguno, y (b) altos costos de transacción entre los agricultores en la ladera (véase Cooter y Ullen, 1999: 113-127; 144-153).

11 La ecuación 9 corresponde a la propuesta de Bishop y Allen (1989). Al lector interesado en modelos de pérdida de productividad del suelo más completos (que incluyan las decisiones de los individuos) se le recomienda ver Gunatilke y Vieth (2000). El número "e" de la ecuación 9, representa un crecimiento exponencial de las pérdidas en productividad respecto al tiempo: $\ln(e) = 1$.

12 Ejemplo basado en McIntire, 1998.

13 Para mayores ejemplos con datos reales sobre proyectos de conservación de suelos y protección de cuencas, se recomienda ampliamente consultar la guía de conservación de la FAO número 16 (FAO; 1987) y el documento ambiental del Banco Mundial Número 8 (Lutz *et al.*, 1994)

14 En el estudio de valoración contingente realizado por el equipo de NOAA, se hace referencia a estos valores como valor de uso pasivo.

15 Ejemplo basado en: NOAA, 2000.

16 El área se obtiene de la siguiente división: $40.44/4.59 = 8.81$.

17 Para profundizar acerca de los métodos de valoración ambiental, más allá de las breves descripciones presentadas, se recomiendan las siguientes lecturas: Dixon *et al.*, 1983: 170 -260 y Dixon *et al.*, 1986: 42-91.

18 Para el lector no familiarizado con el análisis de regresión lineal simple se le recomienda la lectura de cualquier texto básico de Econometría. Para fines de este documento, baste saber que la regresión lineal va a encontrar que tanto cada uno de los atributos incluidos en la regresión determina el precio de inmueble.

19 Carta del economista Harold Hotelling al servicio de parques nacionales de los Estados Unidos de Norteamérica, citada en Dixon *et al.*, 1986.

20 Por sus siglas en inglés: National Ocean and Atmosphere Administration. Se recomienda ampliamente revisar el Reporte del Panel de la NOAA sobre Valoración Contingente (Arrow *et al.*, 1993)

Bibliografía

- Arrow, K.R., P.R. Solow, E.E. Portney, R. Leamer y H. Schuman. 1993. *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. National Oceanic and Atmospheric Administration, EE.UU.
- Azqueta, D. 2002. *Introducción a la Economía Ambiental*. Mc Graw Hill Profesional, Madrid, España.
- Azqueta, D. y L. Pérez (eds.). 1996. *Gestión de espacios naturales: la demanda de servicios recreativos*. McGraw Hill, Madrid, España.
- Bishop, J. y J. Allen. 1989. The On-site Costs of Soil Erosion in Mali, *Environment working paper No. 21*, Banco Mundial, Washington, EE.UU.
- Brent, R.J. 2000. *Cost-Benefit Analysis for Developing Countries*. Edward Elgar Publishing Ltd., Londres, Reino Unido.
- Burt, O.R. 1981. Farm Level Economics of Soil Conservation in the Palouse Area of the Northwest, *American Journal of Agricultural Economics* 63(1): 83-92.
- Cameron, T.A. 1988. A New Paradigm for Valuing Non-market Goods using Referendum Data: Maximum Likelihood Estimation by Censored Logistic Regression. *Journal of Environmental Economics and Management* 15: 355-379.
- Cooter, R. y T. Ulen. 1998. *Derecho y Economía*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Chapman, D. 2004. *Habitat Equivalency Analysis: overview and case example*. Stratus Consulting, EE.UU.
- Chichilinsky, G. 1996. An Axiomatic Approach to Sustainable Development, *Social Choice and Welfare* 13(2): 219-248.
- Dasgupta, A.K. y D.W. Pearce. 1972. *Cost-benefit analysis: Theory and practice*. Macmillan, Londres, Reino Unido.
- Dixon, J.A, B.T. Bower, D.E James y M. Huftschmidt. 1983, *Environment, Natural Systems and Development: An Economic Valuation Guide*, The John Hopkins University Press, Londres, Reino Unido.
- Dixon, J.A. y M. Hufschmidt. 1986. *Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook*, The John Hopkins University Press, Londres, Reino Unido.
- Dixon, J.A., L. Scura, R.A. Carpenter y P.B. Sherman. 1986. *Economic Analysis of Environmental Impacts*, Earthscan, Londres, Reino Unido.
- Dodge, R. 2002. *Habitat Equivalency Analysis Approach for Calculating Broward County Nearshore Mitigation Amount*. Nova Southeastern University Oceanographic Center. EE.UU.
- Duffield, J. y D. Patterson. 1991. Inference and Optimal Design for a Welfare Measure in Dichotomous Choice Contingent Valuation. *Land Economics* 67(2): 225-239.
- EVOSTC. 2004. Consulta electrónica a la página de *Exxon Valdez Oil Spill State Commission* (www.evostoc.stake.ak.us).
- FAO. 1987. Guidelines for Economic Appraisal of Watershed Management Projects, *FAO Conservation Guide* 16. FAO, Roma.
- Fisher, S.R. Dornbusch y R. Schmalensee. 1990. *Economía*. McGraw Hill, México.
- Fontaine, E.R. 1999. *Evaluación social de proyectos*. 12ª edición, Alfa-omega, México.

- Gaia, V. 2003. Prestige Oil Spill far Worse than Thought. *New Scientist* (www.newscientist.com).
- Granger, M. y M. Henrion. 1990. *Uncertainty: A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis*. Cambridge University Press, Nueva York, EE.UU.
- Guinatilake, H.M. y G.R. Vieth. 2000. Estimation of On-site Cost of Soil Erosion: A Comparison of Replacement and Productivity Change Methods, *Journal of Soil and Water Conservation* 55 (2): 197-204.
- Hanemann M., R. Carson, R. Mitchell Robert, R. Kopp, S. Presser y P. Ruud. 2003. Contingent Valuation Study of Lost, Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdez Oil Spill. *Environmental and Resource Economics* 25(3): 257-286.
- Lutz, E., S. Pagiola y C. Reiche. 1994. Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean. *World Bank Paper* 8. Washington, EE.UU.
- Kriström, B. 1990. A Non-Parametric Approach to the Estimation of Welfare Measures in Discrete Response Valuation Studies. *Land Economics* 66(2): 135-139.
- Markandya, A. 1991. *The Economic Appraisal of Projects: The Environmental Dimension*, Inter-American Development Bank, Washington, EE.UU.
- Mc Intire, J. 1994. A review of the Soil Conservation Sector in Mexico. En: E. Lutz, S. Pagiola y C. Reiche (eds.). *Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean*. World Bank Paper, No. 8, Washington, D.C., EE.UU.
- Munasinghe M. y E. Lutz. 1993. Environmental Economics and Valuation in Development Decision Making, *Environmental and Natural Resource Management in Developing Countries*, Comity of International Development Institutions on the Environment, Washington, EE.UU.
- NOAA. 2000. *Habitat Equivalency Analysis: An Overview*. National Ocean and Atmosphere Administration, EE.UU.
- Pagiola, S., 1994. Cost-Benefit Analysis of Soil Conservation En: E. Lutz, S. Pagiola y C. Reiche (eds.). *Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean*. World Bank Paper, No. 8, Washington, EE.UU.
- Pearce, D. 1993. *Economic Value and Natural World*. Earthscan, Londres, Reino Unido.
- Penn, T. y T. Tomasi. 2002. Environmental Assessment: Calculating Resource Restoration for an Oil Discharge in Lake Barre, Louisiana. *Environmental management* 29(5): 691-702.
- Schuman, H. 1996. The Sensitivity of CV Outcomes to CV Survey Methods. En D. Bjornstad y J. Kahn (eds.) *The Contingent Valuation of Environmental Resources. Methodological Issues and Research Needs*. Edward Elgar Publishers, Reino Unido. Pp. 75-96.
- Sung-Hoon K. y J.A. Dixon. 1986. Environmental Valuation of Environmental Quality Aspects of Upland Agricultural Projects in Korea. En: J.A. Dixon y M. Hufschmidt (eds.). *Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook*, The John Hopkins University Press, Londres, Reino Unido.
- Taylor, R. y D. Chapman. 2002. *Equating contaminant related ecological service losses and restoration generated service gains for the Hylebos waterway using habitat equivalency analysis*. Consultado en: <http://beta.darp.aspensys.com/northwest/cbay/pdf/cbhy-f.pdf>.
- Tietenberg, T. 1984. *Environmental and Natural Resource Economics*, Scott Foresman and Company, EE.UU.
- Turner, R.K. 1993. *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice*, Belhaven Press, Nueva York, EE.UU.
- Varian, H.R. 1993. *Intermediate Microeconomics: A Modern Approach*, Norton and Company Inc., Nueva York, EE.UU.

La restauración de humedales

Roberto Lindig-Cisneros* y Joy B. Zedler**

Características de los humedales

Los humedales presentan condiciones de saturación del suelo que van de estacionales a permanentes. Dicha saturación causa anoxia en el suelo lo que altera sus características químicas y biológicas y da como resultado que tanto su biota como la dinámica de muchos de sus procesos y su papel en la dinámica de los ecosistemas sea especial.

Existen diferentes definiciones de los humedales y distintas clasificaciones para distinguirlas dependiendo de la fuente de agua que los alimenta, de su posición en el paisaje y de otros factores. Por la presencia de un período seco se reconocen dos tipos de humedales: estacionales y permanentes. Los primeros se encuentran generalmente en depresiones del paisaje con suelos con drenaje pobre lo que produce acumulación de agua durante la época de lluvias. En ellos la dinámica a que da lugar la alternancia de períodos

secos y húmedos produce la liberación de nutrientes lo que los convierte en ecosistemas muy productivos (Horn y Goldman, 1994; Maul y Cooper, 2000).

También ocupan diferentes posiciones dentro de las cuencas hidrográficas. Algunos humedales se encuentran en las partes bajas, como los asociados a lagos o las marismas que se localizan en estuarios. En otros casos podemos hallarlos en las partes altas de las cuencas, asociados a ríos o aisladas, sin una conexión aparente con ríos, lagos o lagunas. Sin embargo, esta apariencia de aislamiento puede ser engañosa, pues la mayoría de los humedales se encuentran relacionados con los cuerpos de agua a través del flujo sub-superficial de agua y los mantos freáticos. En muchos casos los humedales son comunidades transicionales entre los sistemas terrestres y los sistemas acuáticos.

Las plantas que habitan en los humedales han desarrollado una serie de adaptaciones que les permiten tolerar las condiciones especiales de este hábitat, en particular las bajas concentraciones de oxígeno en el suelo y en el caso de los estuarios la tolerancia a las altas concentraciones de sal. Entre las plantas de los humedales destacan aquéllas que emergen sobre la superficie del agua y que son el elemento dominante en muchos de ellos, como los tules (*Typha* spp.) o diferentes especies de árboles. El exceso de agua es una limitante porque reduce la disponibilidad de oxígeno para las

* Laboratorio de Ecología de Restauración, Facultad de Biología, UMSNH, Morelia, Michoacán. Apartado Postal 18, Admón 3, Santa María 58091, Morelia, Michoacán, México. Correo-e: lindig@zeus.umich.mx

** University of Wisconsin, Botany Department and Arboretum, 430 Lincoln Drive, Madison, WI 53706. Correo-e: jbzedler@wisc.edu.

raíces, debido a que la difusión del oxígeno en el agua es alrededor de 10,000 veces más lenta en el agua que en el aire y porque existen muchos compuestos químicos en el agua que al oxidarse consumen su oxígeno (Whitlow y Harris, 1979). Una de las adaptaciones a las condiciones de anegación es el aerénquima, tejido esponjoso que permite el intercambio gaseoso entre las partes aéreas de las plantas y las raíces. Una adaptación notable a las condiciones de anaerobiosis de los suelos de los humedales lo encontramos en los manglares, que presentan raíces aéreas.

Estos ambientes proporcionan servicios ecosistémicos de gran importancia (cuadro 1), entre los que destaca la capacidad de retener nutrientes y pequeñas cantidades de sedimento, lo que protege a los cuerpos y fuentes de agua. Esta capacidad de los humedales es resultado de las condiciones que se dan en el suelo anegado. Los suelos de los humedales pueden ser originariamente de naturaleza predominantemente mineral u orgánica, aunque con el tiempo las condiciones de anegación y anaerobiosis ocasionan que la materia orgánica se acumule. Por lo anterior estos suelos poseen una serie de características químicas especiales, entre las que destacan una alta eficiencia para atrapar muchos compuestos químicos, en particular metales pesados y fosfatos. Otra característica importante desde el punto de vista químico, es que presentan muchos estados de oxidación lo que favorece la transformación química de muchos compuestos. Las poblaciones microbianas tienen una gran influencia en la química de dichos suelos, siendo de particular importancia las transformaciones de los compuestos de nitrógeno que, como consecuencia de la actividad microbiana bajo condiciones anóxicas, dan como resultado la desnitrificación, es decir, la transformación de nitrato en nitrógeno molecular que es liberado a la atmósfera. Estas propiedades químicas y biológicas del suelo de los humedales actúan como “filtros”, reduciendo las concentraciones de nutrientes y otros compuestos químicos que son arrastrados de las partes altas de las cuencas, purificando el agua y, en muchos casos, protegiendo a los cuerpos de agua asociados de la eutrofización. Estas propiedades purificadoras se utilizan para el tratamiento de aguas residuales cuando se construyen humedales para este fin (Kadlec y Knight, 1996; Cronk, 1996; Hey, 2002).

A pesar de la importancia ambiental de los humedales, históricamente han sido de las comunidades naturales más dañadas por las actividades humanas, masivamente drenados para crear terrenos agrícolas, zonas urbanas o como medida para reducir poblaciones de mosquitos. En muchos casos sufren los daños indirectos como consecuencia de las actividades agrícolas, la explotación forestal u otros cambios de suelo en las partes altas de las cuencas. La agricultura, produce efectos nocivos al incrementar la escorrentía al dañar la estructura del suelo y reduce la infiltración de agua, lo que da lugar a mayores tasas de erosión con lo que incrementa la acumulación de sedimentos en los humedales. Otro impacto de gran importancia, consecuencia de estas actividades es el aumento en el flujo de nutrientes y otros contaminantes hacia dichos ecosistemas.

Por su parte, la explotación forestal altera los regímenes hidrológicos al aumentar la escorrentía y disminuir el flujo subsuperficial de agua y al exponer a las comunidades riverseñas a condiciones extremas de insolación, transforma las condiciones físicas del agua lo que afecta a los humedales. En otros casos, los humedales son sustituidos completamente, como cuando se construye en ellas granjas para la producción de camarones o se drenan y rellenan para crear zonas urbanas. Otro factor importante para la degradación de estas zonas ha sido la introducción de especies exóticas, muchas de las cuales forman manchones monoespecíficos que desplazan a las especies nativas y alteran la dinámica natural de las comunidades nativas (Zedler y Kercher, 2004).

La restauración ecológica de los humedales

En respuesta a las pérdidas de superficie y a la importancia de los humedales en términos ecológicos y sociales, su restauración es una prioridad en muchos países (Streever, 1999; SER, 2002). Como consecuencia, se han acuñado una serie de términos para describir una serie de actividades relacionadas con la creación de humedales que tratan de diferenciar tanto la motivación como las metas de los diferentes proyectos. Entre estos términos son de uso frecuente los de restauración, rehabilitación, construcción y mitigación. En general, cuando se habla de restauración la meta es lograr un humedal con la misma composición

CUADRO 1. PRINCIPALES FUNCIONES (PROCESOS) Y SERVICIOS (FUNCIONES VALORADAS POR LA SOCIEDAD) QUE BRINDAN LOS HUMEDALES

FUNCIÓN	SERVICIO
Regulación del régimen hidrológico	Control de inundaciones Recarga de acuíferos Protección de la línea costera
Retención de sedimento	Mejoramiento de la calidad del agua
Procesos relacionados con la química de los suelos hídricos:	
Adsorción de fósforo y metales pesados	
Desnitrificación	
Reducción de sulfatos	
Hábitat de animales y plantas	Producción de madera Conservación y recreación Pesquerías y otros productos derivados de la explotación de especies silvestres.

Fuente: modificado de Cronk y Fennessy 2001.

de especies y función que el original (que pueden ser, por ejemplo, las condiciones prevalecientes antes de la colonización europea de América) o que un humedal de referencia, y se limita a aquellos casos en los que se trabaja en un sitio en donde existía tal ecosistema (SER, 2002; Cronk y Fennessy, 2001). En el caso de la rehabilitación, lo que se busca es crear las condiciones adecuadas para que el humedal tenga funciones específicas; en cierto sentido se le puede considerar como una restauración parcial o incompleta. En la construcción se busca crear humedales en sitios en donde históricamente no los había con distintos fines dependiendo del proyecto, los que pueden incluir desde la creación de hábitat hasta el tratamiento de aguas residuales o lixiviados tóxicos. La mitigación, que puede implicar evitar, minimizar o compensar el daño a través de la restauración, la rehabilitación o la construcción de humedales, se lleva a cabo en casi todos los casos en respuesta a un mandato legal.

En términos prácticos, en particular cuando se plantean las metas de un proyecto que se llevará a

cabo en un humedal natural degradado, que se logre la restauración o la recuperación depende de su nivel de degradación. En sitios poco degradados es posible llegar a la restauración en el sentido estricto; en sitios con niveles medios a altos es más realista plantearse la rehabilitación de algunos de los atributos, dependiendo de los recursos disponibles y de los valores sociales.

Diversos factores se pueden manipular para lograr la restauración o rehabilitación de un humedal; en términos generales, el primer factor que se busca controlar, por su importancia, es el régimen hidrológico. En muchos casos el daño causado se vincula con la alteración del régimen hidrológico, ya sea directamente o indirectamente, lo que tiene como consecuencia que se vean afectados la composición florística de los humedales y su calidad como hábitat para especies animales (Álvarez-Cobelas *et al.*, 2001). El régimen hidrológico se altera de manera directa cuando se construyen diques que obstruyen el flujo de agua de y hacia los humedales, como ocurre en las zonas

costras (Portnoy, 1999). También es una alteración directa cuando estos ecosistemas se drenan por la construcción de canales o la instalación de tuberías perforadas para facilitar la desecación del suelo. Se modifica el régimen hidrológico de manera indirecta cuando se explotan los acuíferos o los manantiales, cuando se altera la cobertura vegetal en las partes altas de las cuencas, se reduce la infiltración y el flujo subsuperficial de agua y se incrementa la escorrentía. Cuando las alteraciones se llevan a cabo de manera deliberada, en algunos casos es posible revertir el daño y recuperar el régimen hidrológico al eliminar las barreras (NRC, 1992). Otro factor que está relacionado con el régimen hidrológico es la calidad del agua; en muchos proyectos de restauración controlar las concentraciones de nutrientes en este medio es fundamental (Wilcox y Whillans, 1999), en particular, cuando se trata de restaurar humedales como los marjales que dependen de fuentes de agua ricas en calcio y bajas en nitrógeno y fósforo (Cronk y Fennessy, 2001). Cuando las alteraciones hidrológicas son indirectas, en particular cuando se modifican los mantos freáticos y la descarga de manantiales, la recuperación del régimen hidrológico puede ser mucho más difícil de lograr (Hunt *et al.*, 1999). Un problema adicional es que en general se desconocen las condiciones hidrológicas “naturales”, lo que dificulta identificar una meta clara para la restauración. Además, la variación que ocurre en períodos de diez, 50, 100 (como son las inundaciones catastróficas) o más años puede ser de gran importancia para el funcionamiento y estructura de los humedales (Middleton, 1999; Maul, 2000; Alvarez-Cobelas y Sanchez-Carrillo, 2001).

El aporte de sedimentos es un factor relacionado con las alteraciones del régimen hidrológico. En muchos casos, los cambios en las partes altas de las cuencas causan un incremento considerable en las tasas de erosión, lo que aumenta el aporte de sedimentos en los humedales; en algunos otros, la sedimentación puede ser de tal magnitud que los humedales quedan sepultados por varios metros de sedimento (Werner y Zedler, 2002; Callaway y Zedler, 2004). El aporte de sedimento en los humedales se puede reducir al incorporar a la restauración del humedal la recuperación o restauración de las partes altas de las cuencas, a través de la creación de una cubierta vegetal. En casos severos

de deterioro de las comunidades terrestres asociadas con el humedal, se puede recurrir a la construcción de presas de gaviones u otras estructuras de retención del suelo. En otras situaciones será necesario lo contrario, quitar las presas que retienen el sedimento o la construcción de playas y dunas protectoras de marismas (Wilcox y Willans, 1999).

Una vez que el régimen hidrológico ha sido reestablecido en la medida de lo posible, particularmente si se desea maximizar la riqueza de especies en el humedal restaurado, se debe de considerar la microtopografía del sustrato (Larkin *et al.*, en prensa). Las plantas de los humedales, o algunas de sus especies, son susceptibles a las pequeñas diferencias de relieve del sustrato. Estas diferencias pueden ser tan pequeñas como unos cuantos centímetros (Collins *et al.*, 1982, Titus, 1990; Vivian-Smith, 1997) o de algunos metros, como es el caso de la distribución de las diferentes especies presentes en las marismas que ocupan rangos altitudinales a lo largo de los canales intermareales y las zonas planas de las marismas (Zedler *et al.*, 1999). Esto se debe a que una cantidad de factores varían con la posición microtopográfica, como son el potencial de óxido-reducción del sustrato o la temperatura (Ehrenfeld, 1995).

Una vez que los factores relacionados con el ambiente físico han sido considerados y corregidos hasta donde resulta posible, la vegetación característica de los humedales se podrá establecer en el sitio. Para lo cual existe una variedad de métodos que van de los de diseño a los de “autodiseño”. Este continuo va desde una selección de especies que se busca mantener en el sitio, o dejar que los sitios sean colonizados por las especies vegetales que logren establecerse de manera natural. Sin embargo, lo más adecuado es experimentar para aprender cuáles especies necesitan ser plantadas y cuáles pueden colonizar por si mismas (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002c).

En el caso del diseño de la vegetación se busca introducir una serie de especies seleccionadas y llevar a cabo las medidas necesarias para asegurar su permanencia. Cuando se utiliza este método se deben conocer con detalle las características de las plantas (Middleton, 1999). En el segundo caso, el del autodiseño, lo que se busca es aprovechar es la capacidad de organización natural de las comunidades

vegetales Mitsch y Wilson, (1996). Con este método, las plantas se establecen en el sitio de manera espontánea, ya que sus propágulos (semillas, rizomas, tallos u otras estructuras) son dispersados por el viento, el agua o los animales y su supervivencia depende de las condiciones del sitio. El autodiseño tiene sentido en humedales que se ven sometidos naturalmente a regímenes de perturbación severos, como los asociados a muchos ríos. Cuando se busca la restauración de este tipo de ecosistemas es viable dejar que la vegetación se propague sola dado que las especies vegetales de estos ambientes están adaptadas a colonizar sitios muy perturbados. Sin embargo, aun en estos sitios plantar algunas especies nativas puede limitar el establecimiento de especies exóticas (Zedler y Kercher, 2004); de hecho, se ha encontrado que la introducción inicial de ensambles de especies nativas, independientemente de la identidad de las especies utilizadas, puede reducir el establecimiento de especies invasoras (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002a), y mientras mayor sea la riqueza de especies más fuerte será la exclusión de las especies invasoras (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002b)

El diseño de la comunidad vegetal de un humedal permite, si se cuenta con las técnicas de manejo adecuadas, mantener una riqueza de especies particular y conservar las que presentan un interés particular (por estar amenazadas, por crear hábitat para la fauna, etc.). En el caso de que se permita que las plantas se establezcan de manera espontánea en el humedal bajo rehabilitación o restauración, es posible que se obtengan comunidades ricas en especies (Cronk y Fennessy, 2001), aunque se ha encontrado que la variedad de especies de humedal de este tipo está relacionado con la cantidad inicial de especies introducidas, de hecho, es posible que cuando esto no suceda el humedal sea dominado por una o pocas especies muy competitivas (Reinartz y Warne, 1993). Sin embargo, la posición en el paisaje del humedal puede causar grandes diferencias en la riqueza de especies y en su identidad. Un problema potencial de los métodos de autodiseño es la dominancia de pocas especies, lo que se agrava cuando estas especies son invasoras, nativas o no, desplazan a las especies nativas y crean en muchos casos humedales monotípicos con poco valor en términos de biodiversidad. Los humedales asociados a ríos son más susceptibles de ser colonizados por un

mayor número de especies que los que se encuentren aislados, como podría ser uno asociado a un manantial o los humedales estacionales en depresiones topográficas (Middleton, 1999). El efecto de la distancia a humedales naturales y su composición florística es de gran importancia para determinar la composición de humedales restaurados (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002b).

Las semillas de las plantas que se desean introducir en un humedal bajo restauración pueden proceder de diversas fuentes: arribar de manera espontánea, ser colectadas de plantas en humedales naturales o restaurados, o, proceder del banco de semillas del suelo de humedales. En este último caso, de acuerdo con Cronk y Fennessy, (2001) hay una serie de factores que se deben considerar:

- a) En los humedales forestales las especies arbóreas no se encuentran por lo general representadas en el banco de semillas, particularmente en manglares en donde la mayoría de las especies son vivíparas, es decir, que la semilla germina antes de desprenderse del árbol madre (Hogart, 1999).
- b) Deben hacerse pruebas de germinación para determinar la cantidad e identidad de las semillas presentes en el banco de semillas para determinar si son una fuente adecuada para los objetivos de la restauración.
- c) Es posible utilizar bancos de semillas que sean relictos de humedales degradados, pero se debe considerar que las semillas de muchas especies pierden viabilidad con el paso del tiempo, lo que puede tener como consecuencia que la vegetación del humedal restaurado sea pobre en especies.

Es importante destacar que en muchas ocasiones el objetivo de los proyectos de restauración es crear hábitat para especies animales, en cuyo caso la selección de la flora dependerá de las necesidades de hábitat de los animales que se desean introducir o atraer hacia el nuevo hábitat. Otro factor importante que debe mencionarse es la restauración de las comunidades microbianas del suelo. Aunque se sabe que diversas especies de micorrizas se encuentran presentes en humedales, sus funciones no son aún entendidas, y por ello no se considera su introducción de manera tan frecuente

como en la restauración de ecosistemas terrestres. Sin embargo, tiene sentido “sembrar” los sitios muy perturbados con muestras de suelo de humedales naturales, para permitir que una diversidad de microbios se encuentren presentes en el nuevo sitio.

Un elemento fundamental en cualquier proyecto de restauración es el seguimiento del proceso de restauración y de sus resultados, el cual se puede llevar a cabo de dos maneras: por medio de una evaluación, que es la medición de atributos específicos del ecosistema en una sola ocasión, o a través del monitoreo, que es la repetición sistemática de la evaluación en el tiempo (Callaway *et al.*, 2001). Esta última herramienta permite a los responsables del proyecto percatarse de cómo se aproxima la restauración a las metas establecidas, y en su caso, tomar las medidas correctivas necesarias. Además, dentro del contexto del manejo adaptable, que consiste en incorporar los resultados de la investigación científica al manejo, permite reducir costos y el tiempo de los proyectos de restauración. Existen múltiples parámetros que se pueden evaluar en un proyecto de este tipo, algunos de ellos relacionados con las características físicas y otros con las biológicas. Callaway *et al.* (2001) describen una serie de variables útiles para el monitoreo de marismas muchos de los cuales son aplicables a otros tipos de humedales (cuadro 2). Debido al gran número de aspectos susceptibles de ser medidos, es de gran importancia elegir aquéllos que sean relevantes para juzgar si el proyecto está en camino de cumplir o ya cumple con los objetivos y metas que se plantearon originalmente. Por lo tanto, es de gran importancia elegir las variables que nos aporten la mayor información posible sobre los atributos que mejor reflejen las metas seleccionadas. En algunos proyectos el monitoreo de la calidad del agua podría ser suficiente si lo que se busca es que el humedal retenga nutrientes y proteja un cuerpo de agua. Si este es el caso, no es de interés la identidad de las plantas que se establezcan, siempre y cuando se cumpla con la meta establecida en términos de la remoción de nutrientes. En otros casos, el monitoreo del desarrollo de la vegetación, tanto en términos de la cobertura como de la composición de especies, nos permitiría evaluar un proyecto cuyo objetivo es incrementar el valor del sitio en términos de diversidad. Finalmente, es posible que nuestro interés radique en que el humedal restau-

rado proporcione hábitat para especies animales, en cuyo caso se pueden evaluar los atributos relevantes de la vegetación para las especies animales de interés (Lindig-Cisneros y Zedler, 2003).

Un ejemplo práctico: restauración de marismas en el estuario del río Tijuana, California

El estuario del río Tijuana se localiza en la frontera de los Estados Unidos de América y México, entre las ciudades de Imperial Beach en California y Tijuana en Baja California (32°34'N, 117°7'W). La mayor parte del estuario es propiedad pública (Ciudad de San Diego, Condado de San Diego, U.S. Fish and Wildlife Service, California Department of Parks and Recreation, U.S. Navy) y un área pequeña es propiedad privada. La mayor parte de la cuenca de este río, aproximadamente tres cuartas partes, se encuentra en México y el resto en los Estados Unidos, lo que crea una serie de circunstancias complejas desde el punto de vista social. De los 4,400 km² de la cuenca la mayoría se encuentran cubiertos por vegetación natural o agricultura. Sin embargo, el área circundante del estuario es urbana a ambos lados de la frontera y ha aumentado de 105 km² en la década de 1970 a 308 km² en 1994 (Ojeda, 2001). Debido a la alta densidad poblacional, a los suelos inestables y a la agricultura, el estuario del río Tijuana es y ha sido afectado por una serie de problemas que incluyen el aporte de aguas negras, contaminantes derivados de la actividad agrícola y sedimentación. Las aguas negras han ocasionado cambios en la composición de las comunidades del estuario, particularmente durante el período 1987-1988 cuando se presentó un aporte particularmente alto de aguas negras y, en consecuencia, las comunidades de peces y bivalvos sufrieron cambios importantes (Nordby y Zedler, 1991). La sedimentación ha sido severa en el estuario con aportes catastróficos de varios centímetros de sedimento en períodos muy cortos en algunas partes del estuario (Weis *et al.*, 2001, Callaway y Zedler, 2004). Weis *et al.*, 2001 midieron tasas de acumulación de 0.71 a 0.94 cm/año en la planicie de la marisma y basados en mediciones de ¹³⁷Cs, estimaron tasas de acumulación de 1.06 a 1.23 cm/año para el hábitat de *Spartina foliosa*.

CUADRO 2. ATRIBUTOS SUSCEPTIBLES DE SER MONITOREADOS EN UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN DE HUMEDALES DE ACUERDO CON CALLAWAY ET AL. (2001)

ATRIBUTOS	VARIABLES
Hidrología y topografía	Régimen de inundación Nivel del manto freático Flujo de agua a través del humedal Desarrollo de canales Cambios en el nivel del humedales Sedimentación
Calidad de agua	Temperatura y oxígeno disuelto Salinidad y pH Atenuación de la luz y turbidez Estratificación de la columna de agua Concentraciones de nutrientes
Suelos: calidad del sustrato y dinámica de nutrientes	Contenido de agua (humedad del suelo) Densidad Textura Salinidad y pH Potencial de óxido-reducción Contenido de materia orgánica y de carbono orgánico Nitrógeno y fósforo Tasas de descomposición
Vegetación	Cobertura de la vegetación por especie Arquitectura de la vegetación Abundancia de especies particulares (especies raras, amenazadas o invasoras) Biomasa y productividad
Fauna	Identidad de las especies Abundancias, riqueza de especies y diversidad Estructuras poblacionales Tiempos de residencia (para animales que se desplazan es el tiempo que ocupa un hábitat)

La restauración de los humedales del estuario de río Tijuana es una prioridad porque es el hábitat de un gran número de especies, tanto animales como vegetales, incluyendo varias raras o amenazadas. Además, debido a que es sometido a un programa de monitoreo de largo plazo por el Pacific Estuarine Research Laboratory (PERL) iniciado en 1986, se cuenta con información de las respuestas del sistema a varios cambios (creciente sedimentación y aportes de agua dulce, efecto de aguas negras, cambios climáticos, tormentas e incremento en el nivel del mar, etc.).

El plan de restauración del estuario contempla una serie de etapas, en un esquema de manejo adaptable, a través de las cuales se irá aumentando el área restaurada, y en donde se fomenta el análisis científico debido a que el estuario es una reserva de investigación. El primer paso fue la construcción de un canal en la parte norte para incrementar el área de humedales intermareales, al conectar una laguna de oxidación de aguas negras en desuso con el sistema natural de canales intermareales. Este proyecto proporcionó hábitat para peces e invertebrados, y condiciones para el establecimiento de diversas especies vegetales.

Con el financiamiento de la National Science Foundation de los Estados Unidos de América, se llevó a cabo un proyecto de investigación a lo largo de una de las orillas del canal construido cubriendo una superficie de 0.7 ha (figura 1), lo que permitió probar cuántas especies se necesitan para reestablecer la vegetación en una planicie intermareal recién excavada. Los resultados indican que utilizar sedimento fino y aditivos del suelo que incorporen materia orgánica acelera el desarrollo de la vegetación. También se logró determinar que plantaciones ricas en especies incrementaron la acumulación de biomasa y la retención de nitrógeno, además de que formaron una estructura más compleja que la dominada por una sola especie (Keer y Zedler, 2002; Callaway *et al.*, 2003). También se demostró que la mayoría de las especies características de este tipo de comunidad se deben de plantar en sitios de restauración para que se encuentren presentes al mediano plazo, es decir, que no son capaces de establecerse por sí mismas en las condiciones características de los sitios de restauración (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002c).

Para la planicie de las marismas dominadas por *Spartina foliosa*, se demostró que las especies invasoras no representan una amenaza porque la salinidad es muy alta. Las especies exóticas invasoras se encuentran en las partes altas de la marisma en donde la lluvia, entre períodos de marea alta, puede facilitar el establecimiento por semillas, pero no en la planicie en donde la inundación intermareal es frecuente. Este conocimiento adquirido a través de hacer de la investigación parte de la restauración fue incorporado a la siguiente etapa del proyecto, la creación del primer módulo de ocho ha que con el tiempo incluirá nuevos módulos de tamaño creciente hasta restaurar 200 ha de marismas en el estuario. Este primer módulo, llamado *Friendship Marsh* (figura 2) fue diseñado para poner a prueba el papel de los canales intermareales en la estructura y función del ecosistema. Fue excavado en un área del estuario en donde el sedimento se acumuló en la zona transicional, entre la marisma y las partes altas del estuario. Está dividido en seis secciones, tres de las cuales contienen una planicie de marisma, un canal principal y una red de canales intermareales, y las otras tres sin la red de canales, pero reciben una lámina de agua procedente del canal principal. La excavación se terminó en enero del 2000 y se permitió el flujo de las mareas el 14 de febrero del mismo año. *Spartina foliosa* fue plantada en las elevaciones menores y especies de halófitas nativas que no reclutan de manera abundante, fueron plantadas en las partes altas. Los resultados de un experimento inicial en este módulo (Zedler *et al.*, 2003), indican que el establecimiento de la vegetación es sensible al contexto del sitio, que a su vez afecta a las condiciones ambientales. Casi todas las plántulas sembradas en la planicie de la marisma murieron como consecuencia de alta sedimentación y condiciones de hipersalinidad. Una plantación posterior de cinco especies presentó una mayor supervivencia, pero el establecimiento y expansión fue mucho más lento de lo esperado (O'Brien y Zedler, en revisión). Debido a que el proyecto de restauración se estableció como un experimento para probar el efecto de los canales intermareales y de aditivos del suelo, fue posible atribuir el incremento en supervivencia a la composta de kelp y a las plantaciones densas y sólo se detectaron respuestas de menor intensidad de algunas especies, en los canales

intermareales. (O'Brien y Zedler, en revisión). Como predijeron Lindig-Cisneros y Zedler para este tipo de marismas (2002c), no fue necesario plantar individuos de *Salicornia virginica*. Esta especie oportunista, que coloniza a través de semillas, fue transportada por las mareas (Morzaria-Luna y Zedler, 2004). No hay evidencias de que ninguna de las otras siete especies características de esta comunidad vegetal se puedan establecer en el módulo sin ser plantadas. *Salicornia bigelovii*, una especie anual, se volvió común una vez que las condiciones ambientales fueron adecuadas para su establecimiento a través de semillas, como predijeron Lindig-Cisneros y Zedler (2002c).

No fue sino hasta el cuarto año después de terminada la adecuación del módulo (2004), que las plantas de la marisma comenzaron a crear una comunidad más parecida a la de una marisma que a la de una planicie salada, debido sobre todo a la colonización abundante de *Salicornia virginica* y *Salicornia bigelovii*, y en mucha menor cantidad de *Suaeda esteroa*, tres especies que son buenas colonizadoras cuando hay

disponibilidad de semillas. Otras especies de halófitas nativas sólo se encuentran en los sitios en donde fueron plantadas. *Batis maritima* se ha expandido vegetativamente más que otras, con algunos clones que cubrían un área de más de un metro cuadrado en el verano de 2004. Durante ese mismo año, personal del área natural protegida registró el primer avistamiento en la marisma restaurada del ave *Rallus longirostris*. A diferencia de otros proyectos de restauración de marismas en el sur de California, *Spartina foliosa* crece de manera vigorosa lo que crea condiciones potencialmente favorables para la anidación de esta especie. Si esto es cierto, en este sitio se habrá logrado un objetivo de gran importancia, aun si la vegetación de la planicie está dominada por *Salicornia bigelovii* y *Salicornia virginica*, y en consecuencia no es tan rica en especies como se deseaba.

Estudios adicionales en proceso intentan documentar los cambios en la geomorfología de la marisma como consecuencia de la sedimentación, de la erosión y para poner a prueba qué tan efectivos son los canales

FIGURA 1. EXPERIMENTO DE RESTAURACIÓN EN UNA DE LAS ORILLAS DEL CANAL CONSTRUIDO PARA PERMITIR EL FLUJO INTERMAREAL EN LA PARTE NORTE DEL ESTUARIO. NÓTENSE LOS CUADROS DE LOS TRATAMIENTOS EN EL PRIMER PLANO DE LA FOTOGRAFÍA



Fotografía: Roberto Lindig

FIGURA 2. CANALES INTERMAREALES EXCAVADOS EN EL PRIMER MÓDULO DE RESTAURACIÓN DE 8 HA CONOCIDO COMO *FRIENDSHIP MARSH*



Fotografía: Roberto Lindig

intermareales y las pozas intermareales para permitir el crecimiento de algas e invertebrados y, por lo tanto, crear un hábitat de alimentación para peces. La restauración de los humedales en el estuario del río Tijuana es un proceso continuo en donde el conocimiento adquirido se aplica en la planeación e implementación de etapas subsiguientes. Una de las lecciones más caras de este proyecto de restauración es que el flujo futuro de sedimentos de las partes altas de la cuenca (*Goat Canyon*), en la frontera entre los Estados Unidos y México, requiere de control, porque cada inundación aporta cantidades adicionales de sedimento a los canales que fluyen hacia el sitio. La State Coastal Conservancy del estado de California construyó una serie de represas de control de inundaciones y retención de sedimento con un costo de ocho millones de dólares; desafortunadamente las represas se llenaron con sedimento durante la época de lluvias de 2004. Esto demuestra que, como en muchos proyectos de restauración de humedales, se deben corregir los regímenes hidrológicos en las partes altas de la cuenca, en muchos casos a distancias considerables del sitio de restauración a lo que, en este caso, deben sumárseles los problemas asociados a la frontera internacional.

Los módulos subsiguientes en el estuario del río Tijuana deben contemplar la extracción de más sedimento debido a que su acumulación es la forma más común de degradación para este estuario. El costo es una limitante importante debido a que el material extraído no puede ser depositado en la playa, a menos que sea arena gruesa, por lo que la arcilla y el limo deben ser sacados del estuario con camiones. Para determinar en qué partes de las 250 ha designadas como área de restauración se han acumulado sedimentos arenosos, se toman muestras para determinar la distribución de los tamaños de partículas en los suelos. La localización exacta del siguiente módulo de restauración será determinada probablemente por el tamaño de dichas partículas y se les dará prioridad a los sitios con arena. Con la capacidad de convertir en fluidos a los sedimentos extraídos y bombearlos a la playa se podría restaurar un sitio con una extensión considerable, a un costo relativamente bajo .

Aun cuando se cuente con un sitio adecuado de ocho a 24 ha, persiste la preocupación de los gastos por restaurar un sistema complejo que incluye desde el ecosistema terrestre hasta la planicie de la marisma. No solamente es caro plantar la vegetación característica

de la marisma, también lo es reconstruir éstas últimas zonas topográficamente complejas, de forma que imite a los sistemas naturales.

Los resultados preliminares del módulo más reciente sugieren que es beneficio para los organismos de la marisma incluir canales intermareales en la planicie de la marisma. Esto requiere de recursos y tiempo adicionales, por lo que se lleva a cabo investigación para encontrar alternativas en este sentido.

Una idea que fue presentada a los administradores del estuario por Joy Zedler en 2003 es sobreexcavar el sitio dejando solamente "islas" de tamaño pequeño. El razonamiento es que los canales se formarán solos en situaciones submareales cuando la vegetación no pueda establecerse para estabilizar el sustrato. Además, pequeñas islas dentro del rango intermareal resultarían menos propensas a formar costras salinas que las grandes secciones de suelo expuesto (como ocurrió en 2000 y 2001), y porciones pequeñas pueden ser plantadas densamente para crear sombra, lo que permitiría reducir aun más la acumulación de sal. Varias áreas de tamaño reducido son más fáciles y baratas de plantar y es más probable que se forme una cubierta densa de vegetación bajo estas circunstancias, como los sugieren pruebas de densidad de manchones de vegetación (O'Brien, 2003). Debido a que las plantas nativas de la marisma se propagan vegetativamente, un parche denso de vegetación será consecuencia del crecimiento de las plantas en los bordes de las islas, acumulando sedimento y creando con el tiempo nuevas zonas de marisma. Como consecuencia de este proceso, el sitio de restauración podría desarrollar una fisiografía similar a la natural, con canales intermareales y planicies a un costo menor a los 3.1 millones de dólares invertidos en el módulo de ocho hectáreas.

Las ideas antes descritas no han sido probadas, y por lo tanto sería mejor que el siguiente módulo se diseñe como un experimento, para comparar áreas con y sin excavación excesiva o islas de diferentes tamaños o plantaciones con y sin protección contra el viento. Es necesario utilizar la metodología de la restauración adaptable cuando se desconoce la metodología apropiada.

Las marismas de California no son muy eficientes para mejorar la calidad de agua o para control de

inundaciones. El diseño de esta restauración como un experimento para poner a prueba el efecto de los canales intermareales en la estructura de la comunidad y el funcionamiento ecosistémico lo ha hecho particularmente útil desde el punto de vista científico y la ciencia ha permitido mejorar las recomendaciones para planear futuros proyectos de restauración.

Conclusiones

La restauración de humedales permite la recuperación de estas comunidades para diversos objetivos, conservación de la diversidad, creación de hábitat, mejoramiento de la calidad de agua, protección de zonas costeras e incluso proyectos productivos. Para algunos de estos fines, el restablecimiento de las condiciones físicas del sitio, en particular el régimen hidrológico, puede ser suficiente para permitir que se establezca la vegetación hidrófila, en otros casos se requiere de modificar un mayor número de parámetros incluyendo la topografía, las características del sustrato e incluso la introducción de especies. En estas circunstancias la utilización de sistemas de referencia bien conservados y la aplicación de los principios del manejo adaptable se vuelven necesarios para lograr las metas y reducir los costos de los proyectos de restauración.

Agradecimientos

Deseamos agradecer a la National Science Foundation de los Estados Unidos de América su apoyo para llevar a cabo investigación en el estuario del río Tijuana (DEB 96-19875 a J. Zedler, J. Callaway y G. Sullivan; NSF 0212005 a J. Zedler, J. Callaway y S. Madon). Al Departamento de Botánica de la Universidad de Wisconsin-Madison por su apoyo a R. Lindig a través de un nombramiento honorario que permitió la investigación bibliográfica para el presente manuscrito.

Bibliografía

Álvarez-Cobelas, M., S. Cirujano y S. Sánchez-Carrillo. 2001. Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. *Biological Conservation* 97: 89-98.

- Callaway, J.C. y J. B. Zedler. 2004. Restoration of urban salt marshes: lessons from southern California. *Urban Ecosystems* 7: 133-150.
- Callaway, J.C., G. Sullivan, J.S. Desmond, G.D. Williams y J.B. Zedler. 2001. Assessment and Monitoring. En: J.B. Zedler (ed.). *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EE.UU.
- Collins, S.L., J.V. Perino, J.L. Vankat. 1982. Woody vegetation and microtopography in the bog meadow association of Cedar Bog, a west central Ohio USA fen. *American Midland Naturalist* 108: 245-249.
- Cronk, J.K. 1996. Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 58: 97-114.
- Cronk, J.K. y M.S. Fennessy. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EE.UU.
- Ehrenfeld, J.G. 1995. Microsite differences in surface substrate characteristics in *Chahaecypris* swamps of the New Jersey Pinelands. *Wetlands* 15: 183-189.
- Hey, D. L. 2002. Nitrogen farming: Harvesting a different crop. *Restoration Ecology* 10:1-10.
- Hogart, P. J. 1999. *The biology of Mangroves*. Oxford University Press, Oxford, Gran Bretaña.
- Horn, A.J. y C.R Goldman. 1994. *Limnology*. Cuarta edición. McGraw Hill, Nueva York, EE.UU.
- Hunt, R.J., J.F. Walker y D. Krabbenhoft. 1999. Characterizing hydrology and the importance of ground-water discharge in natural and constructed wetlands. *Wetlands* 19: 458-472.
- Kadlec, R.H. y R. L. Knight 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EE.UU.
- Keer, G. y J.B. Zedler. 2002. Salt marsh canopy architecture differs with the number and composition of species. *Ecological Applications* 12: 456-473.
- Larkin, D. J., G. Vivian-Smith y J. B. Zedler. En prensa. Topographic heterogeneity theory and applications to ecological restoration. En: D. Falk, M. Palmer y J.B. Zedler (eds.). *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, EE.UU.
- Lindig-Cisneros, R. J. Desmond, K. E. Boyer y J. B. Zedler. 2003. Wetland Restoration Thresholds: Can a degradation transition be reversed with increased effort? *Ecological Applications* 13: 193-205.
- Lindig-Cisneros, R. y J. B. Zedler. 2002a. Relationships between canopy complexity and germination microsites for *Phalaris arundinacea* L. *Oecologia* 133: 159-167.
- Lindig-Cisneros, R. y J.B. Zedler. 2002b. *Phalaris arundinacea* seedling establishment: effects of canopy complexity in fen, mesocosm, and restoration experiments. *Canadian Journal of Botany* 80: 617-624
- Lindig-Cisneros, R. y J.B. Zedler. 2002c. Halophyte recruitment in a salt marsh restoration site. *Estuaries* 25: 1,175-1,184.
- Maul, J.D. y C.M. Cooper. 2000. Water quality of seasonally flooded agricultural fields in Mississippi, USA. *Agriculture Ecosystems & Environment* 81: 171-178.
- Middleton, B. 1999. *Wetland Restoration, Flood Pulsing, and Disturbance Dynamics*. John Wiley and Sons, New York, EE.UU.
- Mitsch, W. J. y R. F. Wilson. 1996. Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design. *Ecological applications* 6: 77-83.
- National Research Council (NCR). 1992. *Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and public policy*. National Academy Press, Washington, D.C., EE.UU.
- Norbdy, C. S. y J. B. Zedler. 1991. Response of fish and macrobenthic assemblages to hydrologic disturbances in Tijuana Estuary and Los Peñasquitos Lagoon, California. *Estuaries* 14: 80-93.
- Ojeda, L. R. 2001. Changing land use patterns in the Tijuana River Watershed and the conservation of transborder natural resources. En: *Is Globalization Overpowering Democracy? The Challenge for Ecology, Economy and Culture*. Praga, República Checa, Junio 12 a 16, 2001. Instituto de Ecología del Paisaje, Academia de Ciencias de la República Checa y la Asociación Checa para la Ecología del Paisaje. Disponible en: http://www.uek.cas.cz/GlobDem/full_text.htm.
- Portnoy, J.W. 1999. Salt marsh diking and restoration: biogeochemical implications of altered wetland hydrology. *Environmental Management* 24: 111-120.
- Reinartz, J.A. y E.L. Werner. 1993. Development of vegetation in small created wetlands in south-eastern Wisconsin. *Wetlands* 13: 153-164.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2002. *The SER primer for ecological restoration*. SER, EE.UU.
- Streever, W. 1999. *An international perspective on wetland rehabilitation*. Kluwier Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.
- Titus, J.H. 1990. Microtopography and woody plant regeneration in a hardwood floodplain swamp in Florida. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 117: 429-437.

- Weis, D.A., J.C. Callaway y R.M Gersberg. 2001. Vertical accretion rates y heavy metal chronologies in wetly sediments of the Tijuana Estuary. *Estuaries* 24: 840-850.
- Werner, K.J. y J.B. Zedler. 2002. How sedge meadow soils, microtopography, y vegetation respond to sedimentation. *Wetlys* 22:451-466.
- Whitlow, T.H. y R. W. Harris. 1979. Flood tolerance in plants: a state of the art review. Environmental y water quality operational studies. Technical report E-79-2. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, EE.UU.
- Wilcox, D.A. y T.H. Whillans. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlys of the Great Lakes. *Wetlys* 19: 835-857.
- Zedler, J.B. y S. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 431-452.
- Zedler, J.B., J.C. Callaway, J.S. Desmond, G. Vivian-Smith, G.D. Williams, G. Sullivan, A.E. Brewster y B.K. Bradshaw. 1999. Californian salt-marsh vegetation: An improved model of spatial pattern. *Ecosystems* 2:19-35.
- Zedler, J.B., H. Morzaria-Luna y K. Ward. 2003. The challenge of restoring vegetation on tidal, hypersaline substrates. *Plant and Soil* 253: 259-273.

El control y la erradicación de fauna introducida como instrumento de restauración ambiental: historia, retos y avances en México

Alfonso Aguirre Muñoz, Araceli Samaniego Herrera,*
César García Gutiérrez,* Luciana Magnolia Luna Mendoza,*
Marlenne Rodríguez Malagón* y Francisco Casillas Figueroa**

Introducción

Este capítulo expone el marco conceptual y una breve revisión histórica de los patrones de introducción de especies animales, desde los inicios de la humanidad hasta la actualidad. Se analizan los principales impactos de la fauna introducida, se describen las técnicas disponibles para su control y erradicación, y se revisa el marco legal para su aplicación en México. También se expone un ejemplo de restauración ecológica, vía la erradicación de animales, ilustrado con el trabajo realizado en las islas del noroeste mexicano, donde se centra la experiencia práctica de los autores en investigación y conservación ambiental.

A lo largo de todo el proceso de evolución, las barreras naturales han jugado un papel limitante respecto de la distribución de las especies y los ecosistemas. Tales barreras, como océanos, ríos, montañas y desiertos, han llevado a las especies propias de cada sitio a coevolucionar en distintos grados de aislamiento, y por lo tanto, a estar en contacto con cierto tipo de especies. Las islas son los ecosistemas terrestres

más aislados, por lo que en ellas ha evolucionado una biota única, en general separada de la continental. La humanidad, en unos cuantos siglos, ha movido gran cantidad de especies a través de todas estas barreras geográficas mayores. Por su historia evolutiva existen algunas especies nativas que han podido tolerar a los intrusos. Sin embargo, en un porcentaje elevado las especies nativas se han visto repentinamente enfrentadas a competidores y/o depredadores para cuya confrontación no están preparadas. Los mecanismos de defensa de las especies (de comportamiento, mecánicos o bioquímicos) son a veces limitados, insuficientes e incluso pueden estar completamente ausentes para enfrentar a las especies introducidas por el hombre (Primack, 2002).

De forma natural las especies han invadido o colonizado hábitats nuevos a lo largo de su historia, pero la amplitud del proceso de movilización de especies por parte de los seres humanos no tiene precedente a escala geológica. La diferencia entre las dispersiones o invasiones naturales y las introducciones que ha realizado el hombre, intencional y accidentalmente, es enorme, más aún en los últimos siglos, desde el descubrimiento de América. El término introducción significa que la especie ha sido transportada por seres humanos a través de barreras geográficas mayores, y aunque no todas son exitosas para los recién llegados,

* Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A. C., Ave. López Mateos 1590-3, Ensenada, B. C., 22880. Correo electrónico: aaguirre@islandconservation.org.

el número actual de especies introducidas establecidas sobrepasa con mucho la tasa natural de invasión. En 1958, Elton ya se refería a este transporte indiscriminado como una de las mayores conmociones históricas de la flora y la fauna mundiales.

Para describir las especies introducidas por el hombre, se han usado indistintamente varios conceptos: invasoras, introducidas, exóticas, no nativas, no indígenas, entre otros. El común denominador es que todos se refieren a especies que se encuentran fuera de su área de distribución natural, hablando en tiempo ecológico. En México esta definición aplica oficialmente para el concepto de especie introducida o exótica (*Diario Oficial de la Federación* 2000). Por su parte, la SEMARNAT (2001) define a una especie invasora como “aquella que alcanza un tamaño poblacional capaz de desplazar o eliminar a otras especies dentro de un hábitat o ecosistema, alterando la estructura, composición y funcionalidad de éste. Las especies invasoras pueden ser introducidas o nativas”. Sin embargo, en el ámbito más amplio de la biología en idioma español no se ha llegado a un consenso respecto al uso de estos términos y conceptos, así que las definiciones pueden variar dependiendo del autor. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) realizó un análisis detallado de los nombres y calificativos usados en inglés, y propone una estandarización de conceptos para mejorar los marcos legales relacionados con el manejo y control de estas especies (Shine *et al.*, 2000). Aquí, usamos el término introducidas para referirnos a las especies que se encuentran fuera de su distribución natural y que fueron transportadas por el hombre, ya sea intencional o accidentalmente.

Resumen histórico sobre la introducción de animales

De los primeros pobladores a los conquistadores

Desde los inicios de la domesticación de especies, la humanidad ha llevado flora y fauna a cada lugar nuevo donde se ha instalado. Conforme las civilizaciones se desarrollaron y dispersaron, su número fue creciendo. Las introducciones intencionales tenían que ver con propósitos de aprovechamiento y ornamentales, en

tanto que las accidentales incluían insectos y roedores, principalmente transportados junto con productos agrícolas. Sin embargo, fue a partir del siglo XVI, con la conquista de América, que la tasa de introducciones se disparó en cuanto a número de especies, número de individuos y lejanía de las poblaciones originales (Primack, 2002). Vertebrados pequeños y grandes fueron transportados en barcos con diversas finalidades, desde asegurar carne fresca a los navegantes en tránsito hasta intentos por abastecer a la industria textil y otras. Al mismo tiempo, los barcos también fueron y siguen siendo una de las principales vías de introducción accidental de insectos y roedores (O'Connor y Eason, 2000). De esta manera, la mayoría de las introducciones de mamíferos han ocurrido en el periodo posterior a la colonización europea (Shine *et al.*, 2000; Blackburn *et al.*, 2004). Por ejemplo, se ha reportado que las cabras domésticas estaban incluidas en las bitácoras de la mayoría de los exploradores españoles y portugueses de los siglos XV y XVI. Ellos fueron los responsables de numerosas introducciones al nuevo continente y a algunas de las islas del Pacífico. Lo mismo ocurrió con Robert Cook y con diversos cazadores de mamíferos marinos durante el siglo XIX y aún el XX (Lever, 1985; Parkes *et al.*, 1996). Blackburn *et al.*, (2004) mostraron que la extinción de aves endémicas de las islas oceánicas del mundo está correlacionada estadísticamente con el número de especies de mamíferos depredadores introducidos después de la colonización europea.

Situación actual

Las actuales políticas de globalización y los modernos estilos de vida promueven el movimiento e introducción de muchas especies (Shine *et al.*, 2000). En un mundo donde la travesía aérea entre continentes dura sólo unas horas y donde barcos inmensos viajan diariamente, el comercio, el transporte y el turismo internacional incrementan el flujo no sólo de dinero y de personas, sino también de especies domésticas y silvestres. Aunque las introducciones intencionales no controladas han disminuido en las últimas tres décadas, siguen siendo comunes las introducciones controladas, relacionadas con ganadería, agricultura, acuicultura, caza y pesca deportiva, paisajismo, control biológico, bioterios y zoológicos. Según la

revisión mundial de Welcomme (1988) de especies introducidas en aguas continentales, 41.2% de los casos lo fueron con fines de acuicultura, 16.0% para la pesca deportiva, 13.7% para el mejoramiento del recurso pesquero, 10.8% para fines ornamentales, 6.8% para control biológico y 11.5% accidentales. En México la ictiofauna (peces) dulceacuícola está representada por 506 especies. Mientras que en 1901-1903 se habían registrado tres especies exóticas en el país, estas introducciones se han acumulado hasta alcanzar 55 en 1984 y 90 en 1997. La normatividad que rige las citadas actividades es aún muy limitada, a lo que debe sumársele la falta de conciencia general sobre los posibles impactos y una escasa aplicación de la ley, lo que provoca frecuentes “escapes” de las áreas donde se planeaba confinar a la especie introducida. Al mismo tiempo, numerosas introducciones controladas han estado acompañadas de introducciones accidentales, sobre todo de mamíferos pequeños, insectos, enfermedades y parásitos.

Cabe señalar que no solamente debe atenderse el caso de especies traídas de otros continentes sino que, incluso especies extraídas de una región de un país dado, resultarán exóticas al llevarse a otra región biogeográfica distinta dentro de éste y, eventualmente, pueden llegar a tener efectos tan perjudiciales como las especies importadas desde sitios a miles de kilómetros a través del océano (Ó. Sánchez, comunicación personal, 2005).

Los impactos de la fauna introducida

Los impactos biológicos y ecológicos

La fauna introducida en diferentes regiones del planeta representa una de las mayores amenazas para la conservación de especies, hábitats y procesos ecológicos. Czech y Krausmann (1997) señalan a los efectos de las especies introducidas como la causa primordial de amenaza para las especies nativas de los Estados Unidos de América. Los mamíferos introducidos representan una de las causas principales de las extirpaciones y extinciones de aves alrededor del mundo, y cada nueva introducción ha incrementado el número de especies hoy perdidas (Blackburn *et al.*, 2004). Los impactos más evidentes y estudiados globalmente

son los generados por los mamíferos introducidos sobre las poblaciones de aves y mamíferos nativos. Sin embargo, universalmente se ha señalado que la fauna introducida en general es responsable de un elevadísimo número de extinciones y de muchos otros catastróficos daños ambientales, de manera exacerbada en islas (Wilson *et al.*, 1992; Primack, 2002; Veitch y Clout; 2002, Bolen y Robinson, 2003; Courchamp *et al.*, 2003). Esto es consecuencia de la depredación, la competencia, la alteración del hábitat, el sobrepastoreo y los daños al suelo que efectúa la fauna introducida. Mooney y Hobbs (2000), Van Driesche y Van Driesche (2000) y Todd (2001) analizan extensamente los impactos directos de las especies introducidas a una escala global.

Además de los impactos directos, las especies introducidas acarrear numerosos efectos indirectos que pueden ocasionar cambios dramáticos en las comunidades y en los ecosistemas, siendo los más comunes la introducción de semillas, propágulos, enfermedades, endo y ectoparásitos y desequilibrio en las redes tróficas. Los impactos indirectos han sido menos estudiados, pero las pocas investigaciones detalladas han encontrado efectos severos. Por ejemplo, la introducción del ratón casero (*Mus musculus*) en las islas Farallón, en California, elevó indirectamente la depredación de una especie de petrel que se encuentra amenazada. El ratón no depreda aves ni huevos ni compete por alimento con estas aves, pero su abundante población en el otoño ha provocado que durante los últimos años algunos búhos migratorios se queden en la isla en lugar de continuar su jornada habitual, alimentándose de los ratones introducidos. En el invierno, cuando los ratones se vuelven escasos por el clima y la falta de alimento, los búhos que interrumpieron su migración se alimentan entonces de los petreles que llegan a anidar en esa época (Howald *et al.*, 2003). Los frágiles y complejos equilibrios, desarrollados a lo largo de millones de años, son alterados en forma rápida y drástica por las especies introducidas.

Los impactos económicos y sociales

Pimentel *et al.* (2000) calcularon para seis países las pérdidas anuales (en dólares americanos) debidas a

especies introducidas: US\$ 137 mil millones, África del Sur, 7 mil millones; Reino Unido, 12 mil millones; Brasil, 50 millones e India, 117 mil millones. En un reporte oficial de 1993, el Congreso de los EE.UU. estimó que el costo de las especies introducidas para ese país, incluyendo el control y las pérdidas ocasionadas, varía entre cientos de millones y miles de millones de dólares cada año (Simberloff, 1996). En Australia, las pérdidas económicas atribuidas a las cabras ferales suman 25 millones de dólares al año (Parkes *et al.*, 1996). Simberloff (1996) menciona que los costos económicos y de salud humana de patógenos y parásitos introducidos nunca han sido bien estimados, pero deben ser enormes. Describe el ejemplo reciente del mosquito tigre, introducido en los años ochenta de Japón a los EE.UU. Este mosquito ataca más hospederos que ninguna otra especie (incluyendo reptiles, aves y mamíferos), y puede transmitir diversas enfermedades entre las que se cuentan la encefalitis, la fiebre amarilla y el dengue. En México no existen estimaciones generales de pérdidas económicas en este rubro.

La prevención, el control y la erradicación de fauna introducida

La prevención

Actualmente se reconoce que una de las mejores acciones para enfrentar el gravísimo problema de la introducción de especies es la prevención. Esta acción es más costeable, económica y ambientalmente amigable, que cualquier medida de remediación aplicada para combatir una introducción (Shine *et al.*, 2000). A pesar de que los daños ya son severos, debemos crear, promover y aplicar medidas internacionales para prevenir la introducción de nuevas especies, o reintroducción en los casos poserradicaciones. Las acciones preventivas son diferentes si se trata de introducciones intencionales o accidentales. Las primeras pueden prevenirse mediante prohibiciones totales, parciales o condicionadas. La previsión de introducciones accidentales debe identificar a los principales vectores y establecer sistemas de revisiones y cuarentenas. Por último, pero igualmente importante, la educación ambiental de todos los sectores —educación básica, opinión pública, academia, gobiernos y comunidades

locales— de la sociedad es un requisito indispensable para que cualquier regulación formal funcione. Esto es particularmente cierto para los países menos desarrollados, donde la normatividad a este respecto es pobre y los recursos para vigilancia son escasos.

¿Control o erradicación?

Dada la crisis por la que atraviesa la biodiversidad actual, las acciones de conservación son indispensables pero, en muchos casos, insuficientes debido al nivel de deterioro. La restauración ecológica se ha reconocido como un deber, en casos en los cuales los ecosistemas se encuentran sumamente alterados. Entre los diversos instrumentos para la restauración ecológica están el control y la erradicación de especies animales introducidas. El control implica mantener a la población problema con baja abundancia, a través de un esfuerzo constante y sostenido a largo plazo. La erradicación busca la eliminación total de la población y concentra el esfuerzo en un período definido. Sin embargo, después de una erradicación, lo ideal es implementar programas permanentes enfocados a prevenir reintroducciones. Así, los programas tanto de control como de erradicación deben seguir cuatro fases esenciales: 1) definición del problema, 2) elaboración del programa, 3) implementación del programa, 4) evaluación y monitoreo. Debido a que muchas especies introducidas suelen dispersarse rápidamente, la erradicación sólo es económica y ecológicamente viable en ciertas situaciones, como en el caso de introducciones recientes. El caso de las islas, que se discute más adelante, representa una excelente oportunidad para efectuar erradicaciones de especies introducidas y evitar con ello cientos de extinciones de flora y fauna nativa.

Técnicas de control y erradicación de mamíferos introducidos

Hay especies introducidas importantes en varios grupos taxonómicos de animales, siendo los mamíferos de especial interés por sus amplias capacidades de dispersión y de adaptación. El éxito de su control o erradicación, según los manejadores de plagas, depende, en gran parte, del conocimiento de la

biología del animal a controlar o erradicar. Además, recientemente se ha enfatizado la importancia de conocer su comportamiento social (MacDonald *et al.*, 1999) y alimentario (Berdoy y MacDonald, 1991). Sin embargo, en la mayoría de los países los esfuerzos de investigación y de control aplicados se limitan a la fauna que directamente afecta a la agricultura y a la ganadería. En general, aún no se integra como un paradigma universal una visión más ecosistémica u holística en cuanto al efecto de las especies introducidas en equilibrios naturales y procesos ecológicos, en especial en ecosistemas frágiles. En fechas recientes, apenas en las últimas décadas, han comenzado a desarrollarse técnicas para el control y erradicación de fauna introducida enfocadas a la restauración ecológica. Atkinson y Atkinson (2000) hicieron una síntesis de los métodos de control y erradicación de cada una de las 14 especies de vertebrados terrestres que están dañando particularmente a las islas del Pacífico (un anfibio, un reptil y 12 mamíferos: cuatro roedores, cuatro carnívoros y cuatro herbívoros de distintos órdenes). Courchamp *et al.* (2003) describen los métodos de control de mamíferos usados en islas y discuten sus ventajas y desventajas. En países como Australia y Nueva Zelanda, pioneros en la creación de agencias gubernamentales dedicadas a estas tareas, la experiencia de las últimas décadas ha llevado a la elaboración de guías nacionales de control de una serie de especies. La Agencia australiana para la conservación de la naturaleza ha publicado manuales sobre el manejo de caballos, conejos, zorras, cerdos, cabras y roedores introducidos.

A continuación se mencionan las técnicas de control de mamíferos más usadas en el mundo, aunque es importante resaltar que cada programa local debe adecuarse no sólo a la especie sino también a las particularidades ambientales y sociales de cada región. Para el control de mamíferos grandes, como cerdos, cabras y borregos, existen dos técnicas principales: colocación de trampas y cacería. La primera consiste en la construcción de trampas grandes, tipo encierros, en las que es posible atraer o arrear manadas enteras. La cacería puede llevarse a cabo desde tierra o desde helicóptero, resultando esto último particularmente útil cuando los animales viven en zonas escarpadas o cañadas. La cacería con perros entrenados también

es muy útil, si bien conlleva a veces ciertas complicaciones logísticas. El proyecto de restauración que actualmente se encuentra en marcha en Isla Guadalupe, y que contempla la erradicación de cabras y gatos ferales, representa uno de los proyectos de restauración ecológica más ambiciosos de América Latina. Esto por la propia importancia ecológica de la isla, con gran cantidad de especies endémicas amenazadas (Aguirre *et al.*, 2004a)

Para mamíferos medianos, como conejos, gatos y mangostas, entre otros, las técnicas incluyen trampas, cacería y agentes químicos y biológicos. Las trampas pueden ser individuales de cebo y ser colocadas en lugares estratégicos. La cacería puede combinar el uso de perros y armas. El control químico y biológico se refiere a la utilización de venenos y patógenos específicos, de los cuales los virus han dado excelentes resultados, lo mismo que diversos venenos anticoagulantes de gran eficacia. El virus Myxoma y el virus hemorrágico (RHDV, por sus siglas en inglés), específicos del conejo europeo, han sido utilizados exitosamente en el control y erradicación de esta especie (Williams *et al.*, 1995; Kerr y Best, 1998; Priddel *et al.*, 2000). En México los gatos representan una de las mayores amenazas a la vida silvestre y son responsables de numerosas extinciones. Nogales *et al.* (2004) revisaron las técnicas utilizadas en la erradicación de gatos en 48 islas del mundo, 16 de éstas mexicanas. Wood *et al.* (2002) describen las técnicas aplicadas para la erradicación exitosa de gatos en 15 islas del noroeste de México.

Para mamíferos pequeños, como ratas y ratones, la aplicación de venenos ha resultado eficaz. Se han intentado, sin éxito, erradicaciones de ratas usando únicamente trampas. Intentos subsecuentes con rodenticidas resultaron acertados. Los rodenticidas se han aplicado en cebaderos especiales (en tierra o elevados), mediante dispersión manual y a través de la dispersión aérea con helicópteros. Sin embargo, antes de emprender controles o erradicaciones de este tipo, es muy importante determinar los riesgos potenciales para las especies nativas u otras que no son el objetivo del tratamiento. Además, para el uso de sustancias tóxicas es imprescindible un estudio previo que analice tres aspectos principales: palatabilidad, durabilidad y especificidad. O'Connor y Eason (2000) discuten estos aspectos y comparan los diferentes rodenticidas

disponibles. Donlan *et al.* (2003) reportan un ejemplo reciente de erradicaciones de ratas en México usando distintos venenos.

La técnica de radiotelemedría es un elemento de gran utilidad en cualquiera de las acciones de control y erradicación de fauna. En el mercado existen radio-collares de todos los tamaños así como antenas y receptores con diferentes alcances. Su uso puede, por ejemplo, proporcionar información clave sobre áreas de actividad, o revelar la ubicación de toda una manada gracias al monitoreo de un solo individuo.

La experiencia ganada a través de programas exitosos y fallidos ha demostrado que la combinación de técnicas en un mismo programa incrementa la probabilidad de éxito. Un buen ejemplo de ello es la erradicación de conejos en la isla Philip, en el Pacífico del sur. De acuerdo con Coyne (2001), el enfoque inicial a principios de los ochenta fue eliminar a los conejos con un virus específico, usando moscas como vectores. El decremento de la abundancia de conejos fue muy marcado pero, cuando el abastecimiento de moscas se detuvo, la población comenzó a recuperarse. El programa continuó con otros métodos, y en 1983 se instalaron estaciones con veneno 1080 y comenzó la cacería y la colocación de trampas. El último conejo fue cazado en 1988, al mismo tiempo que la recuperación de la flora, y por ende de la fauna nativa, ya era evidente. Cabe señalar que el veneno 1080 (monofluoroacetato de sodio) está actualmente prohibido y sujeto a control estricto de las autoridades en México, debido a que su uso descuidado costó en el pasado la extirpación de especies depredadoras (zopilotes, tejones y otros) que consumieron cadáveres de roedores y lagomorfos y hasta de lobos y otros cánidos, sin olvidar los riesgos para los seres humanos (Guevara 1999, Ó. Sánchez, comunicación personal, 2005). No obstante, este veneno, del cual se usan hasta dos toneladas por año en Nueva Zelanda para control de mamíferos introducidos, aplicado con estrictas medidas de seguridad puede ser una gran herramienta para la erradicación de gatos ferales en islas de gran tamaño. Tal sería el caso de Isla Guadalupe, de 265 km², donde bastarían cuatro gramos del veneno 1080 para prácticamente abatir la población de los gatos ferales que amenazan a varias aves listadas bajo algún estatus de protección.

Marco legal y políticas públicas en México

Si bien el sector académico ha señalado desde hace años la necesidad de implementar medidas de prevención y control de fauna introducida, oficialmente no existe aún una política nacional para atender las cuestiones relacionadas con especies introducidas en hábitats naturales. La Comisión Nacional de Sanidad Agropecuaria (CONASAG) es la encargada de detectar, controlar y en algunos casos erradicar especies introducidas. Sin embargo, no se trata de una estrategia nacional sobre biodiversidad biológica sino que tiene un enfoque productivo, concentrándose en plagas y enfermedades que afectan productos netamente agrícolas, aún cuando las especies introducidas pueden extenderse a otras áreas o afectar a las especies silvestres nativas.

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) inició la creación de un Sistema de Información sobre Especies Invasoras en México. Este sistema se encuentra en la base de datos Biotica, con información taxonómica, curatorial y ecológica procedente de los inventarios biológicos y cartografía del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) y de la literatura sobre el origen, rutas de introducción e impactos. Actualmente, este sistema cuenta con un listado de 665 especies de plantas, que incluye exóticas invasoras, malezas y especies traslocadas, 77 de peces, diez de anfibios y reptiles, 30 de aves y 16 de mamíferos. Contiene información de la clase, familia, género, especie, categoría infraespecífica, autor del taxón y origen. Para el grupo de los vertebrados se incluye también el estatus (introducida o traslocada), el área de introducción y el motivo de la introducción. Por su parte, la Comisión de Cooperación Ambiental del Tratado de Libre Comercio de América del Norte (Canadá, Estados Unidos de América y México), ha reconocido la gravedad del problema y dio inicio a una estrategia para prevenir la introducción de especies y mitigar sus efectos. En una primera instancia sus esfuerzos se enfocan a especies acuáticas y su relación con el comercio inter e intracontinental (A. Aguirre, comunicación personal, 2005).

Respecto de las actividades de control y erradicación de fauna introducida con propósitos de restauración ecológica, es decir, excluyendo las actividades

agropecuarias y de aprovechamiento, hasta 2003 no existían lineamientos o trámites específicos. A partir del 2004 la Dirección General de Vida Silvestre de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales emplea el formato “Autorización para el manejo, control y remediación de ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales” (formato 026 de SEMARNAT), originalmente diseñado para unidades de manejo ambiental, como la forma de solicitar autorización para controlar o erradicar fauna introducida en cualquier hábitat natural.

Un elemento clave para el control y la erradicación de fauna mayor que represente problemas ecológicos o similares, es la cacería a pie y desde helicóptero. Actualmente la Ley Federal de Armas y Explosivos de la Secretaría de la Defensa Nacional (SEDENA, 2002), no contempla la caza de control para la conservación, que tiene un gran potencial en nuestro país. Esa actividad se hace actualmente bajo la cobertura de cacería deportiva, al amparo de clubes de caza y tiro, pues es el tipo de uso de armas que más se le aproxima. Una eventual revisión de esa ley y su reglamento debiera incorporar en forma integral (adquisición, registro, posesión, importación y uso de armas y municiones apropiadas y especiales) y de manera privilegiada, la cacería de especies introducidas con motivos de conservación, reconociendo como usuarios a dependencias gubernamentales y organizaciones ambientalistas. Se abriría así una opción más para revitalizar la cacería deportiva, enfocándola adicionalmente hacia especies introducidas e invasoras, contribuyendo a alejar del furtivismo a las especies en riesgo, lo que representaría una valiosa contribución a la conservación.

Muchas áreas reconocidas como sitios naturales de extraordinario valor en términos de biodiversidad y productividad natural se han decretado como áreas naturales protegidas (ANP). Entre las gestiones más recientes, podemos mencionar el caso de Isla Guadalupe, donde existe una gestión muy avanzada para convertirla en reserva de la biosfera. El 5 de junio del 2003 se publicó el anuncio para crear una reserva de la biosfera exclusiva para la isla y sus aguas adyacentes (SEMARNAT, 2003). Tales acciones sin duda testimonian el éxito de los proyectos de conservación y restauración, pero aún hay otras áreas importantes que necesitan protección.

Caso de análisis: las islas del noroeste de México

Por qué trabajar en islas

Los ecosistemas insulares son de importancia crítica para la biodiversidad del planeta, debido a que son ricos en especies endémicas y son importantes áreas de crianza y refugio para diversas especies marinas, con complejas funciones ecológicas a nivel de ecosistemas (Cushman, 1995). No obstante que las islas del planeta representan no más del 3% de la superficie terrestre, albergan del 15 al 20% de las especies de plantas, reptiles y aves. Por grandes grupos, se estima que una de cada seis especies de las plantas del mundo se encuentra en islas oceánicas, y que el 17% del total de las especies de aves está confinado a estas regiones. En ambos casos, las islas presentan una contribución desproporcionadamente alta considerando su superficie terrestre pequeña con respecto a los continentes, como lo muestra Whittaker (1998) en un texto rico, actual y de amplia cobertura sobre la biogeografía de las islas a nivel global, incluyendo su biodiversidad, ecología, evolución y conservación. Por todo ello, las islas deben ser una prioridad global.

En particular, las más de 250 islas e islotes del noroeste mexicano son áreas críticas para la reproducción de 36 especies de aves marinas, dos de tortugas marinas y cuatro de pinnípedos. Son hogar de alrededor de 200 vertebrados endémicos y de más de 110 plantas endémicas (Reich, 1984; Velarde y Anderson, 1993; Tershy y Breese, 1997; Álvarez-Castañeda y Patton, 1999; Case *et al.*, 2002). Grismer (2002) incluye en su libro sobre anfibios y reptiles de Baja California, a las islas de la región, mostrando la importancia de la biodiversidad de estos grupos, con abundantes endemismos. Lo mismo hacen con las aves Arizmendi y Márquez Valdemar (2000) al presentar las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves en México (AICAS), y Álvarez Castañeda y Patton (1999) para los mamíferos del noroeste de México. Las islas del noroeste mexicano son uno de los grupos de islas de latitudes no polares menos alteradas del mundo (Case y Cody, 1983).

Las aguas adyacentes a las islas de la región son también ricas en cuanto a productividad biológica,

y de gran valor económico y social para el país. Aquí pesca excesiva y variedad de recursos pesqueros van de la mano. En las islas de la costa occidental de Baja California las aguas son ricas en abulón, langosta, erizo, pepino de mar, algas y distintos peces de escama, destacando en la actualidad el caso de las islas Natividad, Asunción, Cedros, San Benito y Guadalupe. De hecho, esos recursos fueron el ancla y el motor económico para la colonización moderna de la región. En las aguas de las islas del Golfo de California la pesca de escama y de tiburón es también rica. Además, hay un formidable y único valor paisajístico de naturaleza silvestre, con abundantes aves y mamíferos marinos siempre a la vista, y vegetación desértica muy peculiar, elementos estéticos naturales de gran valor para el turismo. Ésta es una razón esencial por la cual estas áreas han sido el centro de importantes esfuerzos de conservación especialmente durante las últimas dos décadas. En dichos trabajos participan tanto el gobierno como organizaciones no gubernamentales e instituciones académicas, las más de las veces en colaboración.

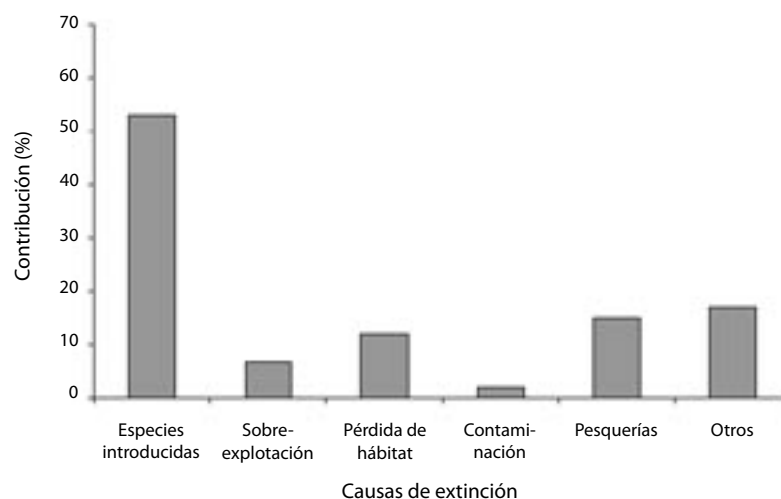
Consecuencias de la fauna introducida en islas

A pesar de su importancia, los ecosistemas insulares han sido devastados en todo el mundo por la actividad

humana, a tal grado que las extinciones de especies insulares son 40 veces más probables que las de especies continentales (Johnson y Stattersfield, 1990). La gran mayoría de las extinciones han sido causadas por la introducción de especies, por la sobreexplotación, y por la destrucción y la alteración del hábitat (Saunders *et al.*, 1991; Bush, 1996, figura 1). En general, se estima que en los últimos 400 años entre 50 y 75 % de las extinciones en el planeta se ha dado en islas. En el caso particular de las aves, se calcula que 85% del total de las extinciones en tiempos históricos ha ocurrido en islas (Steadman, 1997). En el caso de los mamíferos esta cifra es de 58%, y para moluscos terrestres 80% (Whittaker, 1998). En la actualidad, una de cada tres especies de las plantas amenazadas y el 23% de las aves amenazadas son especies insulares (Groombridge, 1992).

Si bien las islas del noroeste de México mantienen una rica diversidad de especies nativas y endémicas, muchas están amenazadas por la depredación y la competencia de especies exóticas introducidas por el hombre, en épocas muy recientes. Algunas fueron introducidas en forma intencional, como cabras, ovejas, cerdos y conejos, y también, en menor grado, ganado mayor. El caso de los gatos es particularmente grave, pues depredan aves insulares terrestres y marinas al grado de producir su extirpación o extinción (Donlan

FIGURA 1. CAUSAS DE EXTINCIÓN DE ESPECIES EN ISLAS DEL MUNDO



Fuente: IUCN, 2004.

et al., 2000). En otras ocasiones entran mamíferos pequeños en forma no intencional, como puede ser el caso de ratas, ratones o ardillas, que llegan en embarcaciones que tocan tierra en las islas. Según Donlan *et al.* (2000), los mamíferos introducidos son responsables de 18 de las 19 extinciones reportadas para las islas de la región.

La situación en 1994

La alteración humana de estos ecosistemas insulares puede considerarse reciente pero, desafortunadamente, ha sido suficiente para provocar la extinción de varias especies de vertebrados, como el caso del petrel de Isla Guadalupe (*Oceanodroma macrodactyla*) en el Pacífico y la rata endémica de Isla Coronados (*Neotoma bunkerii*) en el Golfo de California. La región y las islas con especies introducidas en 1994 se muestran en el mapa de la figura 2. En 1994 había al menos 44 islas en la región con mamíferos introducidos, lo que provocó serios desequilibrios ambientales, y amenazan a especies y poblaciones de animales y plantas endémicas y nativas.

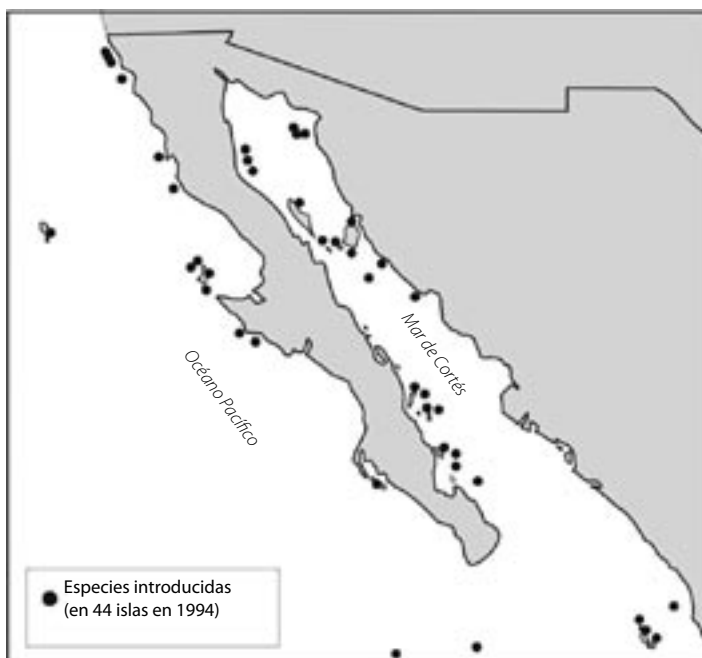
Logros a la fecha

El aspecto fundamental para la restauración de los ecosistemas insulares ha sido la erradicación de diversas especies de mamíferos introducidos. Las más comunes de la región son: gato doméstico (*Felis catus*), perro doméstico (*Canis familiaris*), conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*), cabra (*Capra hircus*), burros (*Equus asinus*), rata común (*Rattus rattus*), rata noruega (*Rattus norvegicus*) y ratón doméstico (*Mus musculus*). Donlan *et al.* (2000) llevan a cabo una cuidadosa revisión sobre los avances en restauración al año 2000 y Wood *et al.* (2002) tratan el caso específico de los gatos ferales en las islas del noroeste de México.

De 1994 a la fecha se ha continuado con el esfuerzo sistemático de erradicación. En 2004 son ya las 24 islas, sin contar Catalana (o Santa Catalina), de las que se han erradicado poblaciones de mamíferos introducidos, tanto dentro del Golfo de California como en el litoral occidental de Baja California (figura 3, cuadro 1).

El último éxito, confirmado en la primavera de 2004 por el Grupo de Ecología y Conservación de

FIGURA 2. MAPA QUE MUESTRA LA REGIÓN Y LAS ESPECIES INTRODUCIDAS EN LAS ISLAS EN 1994



Islas, A.C. (GECI, comunicación personal de Wood y Villalejo, 2004), es la erradicación en la isla Catalana, frente a la Bahía de Loreto. Esto la convertiría en la segunda isla más grande del mundo con una erradicación exitosa de gatos ferales. Gracias a todo este trabajo sostenido, aun sin sumar a la isla Catalana, se ha protegido:

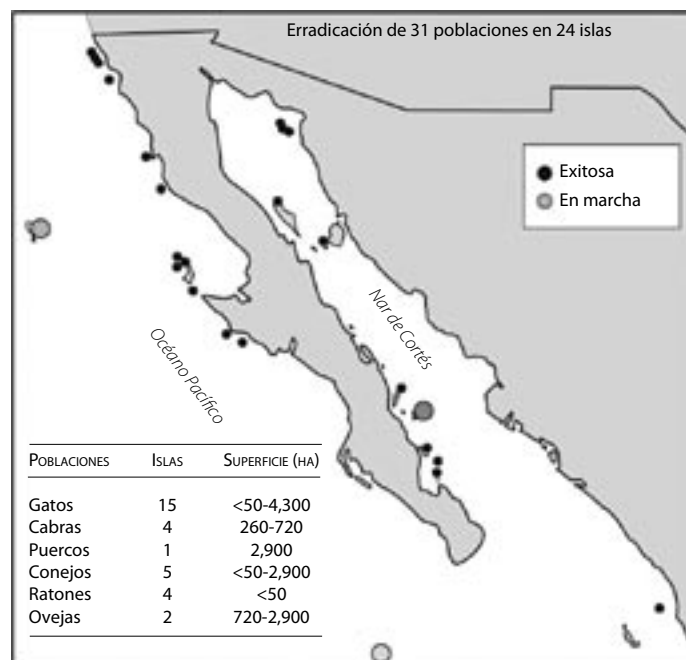
- § 25 % de las plantas endémicas de la región, incluyendo 37 poblaciones de 29 especies, subespecies y variedades;
- § 70 % de las aves de la región y 69 % de las endémicas;
- § 21 % de los vertebrados endémicos de la región, con 21 especies y subespecies de reptiles, siete de aves terrestres y 13 de mamíferos, para un total de 41 especies y subespecies;
- § 118 poblaciones de aves marinas, con 30 especies y subespecies y siete endémicas.
- § Otros avances significativos fueron las erradicaciones puntuales y recientes de burros en las islas Todos Santos, Coronado y San Benito, que

se usaban para el apoyo logístico y de mantenimiento de los faros de navegación de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT). Todas estas erradicaciones fueron realizadas por GECI.

Presente y futuro

Isla Guadalupe, frente a la costa occidental de Baja California, representa uno de los ecosistemas más importantes del mundo por su alto grado de endemismos de flora y fauna terrestre y marina (Moran, 1996). Con la introducción de cabras durante el siglo XIX, la vegetación resultó seriamente deteriorada. Esto ha afectado principalmente a los bosques del ciprés endémico de Guadalupe (*Cupressus guadalupensis*), del pino endémico de Guadalupe (*Pinus radiata* var. *binata*) y de la palma endémica de Guadalupe (*Brahea edulis*). La cobertura arbórea disminuyó de manera dramática, reduciéndose de más de 4,000 ha a las escasas 85 ha actuales. Los remanentes de bosque y los parches de vegetación relictual se encuentran aún amenazados, pero gracias a la probada capacidad de

FIGURA 3. POBLACIONES ERRADICADAS DE ESPECIES INTRODUCIDAS DE MAMÍFEROS EN LAS ISLAS DE LA REGIÓN NOROESTE DE MÉXICO AL 2004



CUADRO 1. RESUMEN DE ERRADICACIONES EXITOSAS EN LAS ISLAS DEL NOROESTE DE MÉXICO

	Borrego (<i>Ovis aries</i>)	Burro (<i>Equus asinus</i>)	Cabra (<i>Capra hircus</i>)	Conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	Gato (<i>Felis catus</i>)	Perro (<i>Canis familiaris</i>)	Rata (<i>Rattus rattus</i>)	Rata noruega (<i>Rattus norvegicus</i>)	Ratón casero (<i>Mus musculus</i>)	Superficie (km ²)
ISLAS DE LA COSTA OESTE DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA										
Coronado Norte, B.C.					♦					0.4
Coronado Sur, B.C.			♦		♦					1.22
Todos Santos Norte, B.C.		♦		♦	♦					0.3
Todos Santos Sur, B.C.				♦	♦	♦				0.87
San Jerónimo, B.C.					♦	♦				0.39
San Martín, B.C.					♦	♦				2.41
San Benito Oeste, B.C.		♦	♦	♦		♦				5.48
San Benito de Medio, B.C.				♦						1.04
San Benito Este, B.C.				♦						1.94
Natividad, B.C.S.	♦		♦		♦	♦				10.28
San Roque, B.C.S.					♦		♦	♦	♦	0.78
Asunción, B.C.S.					♦		♦			0.67
ISLAS DEL GOLFO DE CALIFORNIA										
Rasa, B.C.								♦	♦	0.57
Isabela, Nay.					♦					0.78
Mejía, B.C.					♦					2.44
Estanque, B.C.					♦					0.8
Santa Catalina, B.C.S.					♦					39.4
Montserrat, B.C.S.					♦					18.9
Coronados, B.C.S.					♦					6.9
Danzante, B.C.S.					♦					4.2
San Francisco, B.C.S.			♦		♦					3.9
San Jorge, Son.							♦			0.4
San Jorge Islote Oeste, Son.							♦			0.07
San Jorge Islote Este, Son.							♦			0.09
Partida Sur, B.C.S.					♦					17.6

Fuente: Instituto Nacional de Ecología 2003, Island Conservation Data Base 2003.

recuperación hay esperanzas fundadas para la restauración. Los gatos domésticos, introducidos en épocas más recientes que las cabras, han causado la extinción de dos especies de aves y amenazan a otras poblaciones, especialmente a los albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*). Una revisión completa sobre la isla se halla en el estudio justificativo para la creación de un área natural protegida como reserva de la biosfera (Aguirre *et al.*, 2003). Cabe señalar que la conservación de la isla se ha considerado como prioritaria y urgente en un exhorto hecho a diversas dependencias federales, a partir de un punto de acuerdo del Congreso de la Unión (Congreso de la Unión, 2003).

La restauración de Guadalupe implica la erradicación urgente de dos especies introducidas, las cabras y los gatos ferales. La erradicación de las primeras inició su fase de campo en 2004 mientras que la de gatos comenzará en el 2005. Dos años antes se instalaron cercos excluidores de cabras alrededor de parches de bosque remanentes, y dentro de ellos han brotado ya más de 1,200 plántulas de pino (frente a sólo 220 árboles viejos) y cientos de plántulas de ciprés endémico, éstos últimos fuera de cercos excluidores. Se trata del primer reclutamiento de plántulas en más de 150 años. Después de una meticulosa serie de preparativos y experimentos de restauración aplicada, dio inicio la erradicación de cabras. De junio a diciembre se logró atrapar y cazar un total de 6,249 cabras. 1,200 fueron atrapadas en trampas-corrales con agua durante los dos primeros meses, fase que intencionalmente coincidió con la época seca. Al final de ese período la eficiencia de las trampas corral cayó drásticamente, lo que obligó a la colocación de trampas individuales y la cacería de precisión a distancia, método que habrá de continuar hasta el final de la erradicación. Las trampas de cebo sirvieron para atrapar 37 animales que han sido destinados a cabras judas. La cacería a pie comenzó a mediados de agosto y ha servido para erradicar 1,752 animales, la gran mayoría localizados en las cañadas del norte de la isla. Una primera campaña intensiva de cacería con helicóptero se realizó del 23 al 29 de noviembre; con lo que se logró eliminar 3,260 animales, prácticamente todos en cantiles completamente inaccesibles para los otros métodos. Esta población, por su localización, no había sido censada y mostró ser mucho mayor de lo estimado.

Con base en las observaciones de campo desde tierra y helicóptero, así como por el análisis de los datos y la experiencia de los técnicos expertos en erradicación, se estima que la población de cabras remanente en la isla para la primavera de 2005 será de no más de 500, habitando sobre todo áreas de cantiles sólo accesibles para la cacería por helicóptero. Con la capacitación de personal de la Fundación Darwin-Parque Nacional de Islas Galápagos, se prepararon al final del verano cabras judas esterilizadas y con collares transmisores. Se está realizando así el monitoreo de los pequeños grupos remanentes de cabras para continuar con el uso de los diversos métodos y orientar una segunda campaña con helicóptero en la primavera del 2005, con lo cual se buscará acercarse a la erradicación total de esta especie. Aguirre *et al.* (2004b) describe los detalles sobre los métodos y los resultados hasta diciembre de 2004. Los animales se han sacrificado humanitariamente (SAGARPA, 1995) de acuerdo a las normas establecidas como condición por la Dirección General de Vida Silvestre en el permiso respectivo.

La restauración de la isla Espíritu Santo, frente a La Paz, inició recientemente como un proyecto de colaboración entre FUNDEA, GECI y la CONANP, con apoyo de la UNESCO. El inicio del proyecto contempla la erradicación de cabras y gatos ferales, fase que se desarrollará entre 2005 y 2006.

En las islas Alcatraz, Farallón de San Ignacio e Isabel, se llevó a cabo trabajo de campo a lo largo de los años 2003 y 2004, orientado a obtener datos específicos sobre la distribución, la abundancia y los impactos de los roedores introducidos. Esta información representa la base para la preparación de futuros programas de erradicación. De lograrse recursos económicos, se plantea iniciar una erradicación en una de estas islas durante 2005.

Perspectivas

Históricamente, las investigaciones en las áreas de ecología y afines se han enfocado a preguntas de carácter teórico más que a cuestiones aplicables a la conservación. Desde su nacimiento hace dos décadas, la biología de la conservación ha ganado adeptos que promueven y generan enlaces reales entre la ciencia y la solución de los problemas ambientales. Sin embargo,

la desproporción entre artículos publicados y acciones realizadas aún es abismal. El caso de la restauración ecológica no es la excepción. En lo referente al control de especies animales introducidas, es apenas en las últimas décadas cuando se han aplicado la mayoría de los programas. Ya existe información técnica suficiente pero aún hay que desarrollar una estrategia integral a largo plazo que incluya al sector gubernamental y académico, y que asegure la obtención de recursos.

Un buen ejemplo de cooperación interinstitucional en cuanto a proyectos de restauración ecológica en México es la isla Guadalupe. Este proyecto recibe actualmente la mayor atención por parte de GECI, además de recursos económicos significativos provenientes de fundaciones privadas, del fondo sectorial SEMARNAT-CONACYT (Proyecto 0200), como proyecto de investigación de monitoreo ambiental, y del Instituto Nacional de Ecología, que aporta la mayor parte de los fondos. Es también muy significativo el apoyo de SEMAR-Armada de México en términos de logística, transportación, hospedaje y alimentación.

Por otro lado, además de los esfuerzos puntuales de restauración aplicada se requiere mejorar el marco de protección legal de las zonas de mayor biodiversidad para que perdure lo ganado con dichos esfuerzos. Es justo reconocer que esta situación en México ha mejorado recientemente, pero estamos a mitad del camino. Por ejemplo, una excepción notable es la ausencia de un marco legal de protección como área protegida para las islas del Pacífico de Baja California, a pesar de su enorme y reconocido valor. Desde las islas de Bahía Magdalena hasta las islas Coronado en la frontera, salvo la isla Natividad que pertenece a la reserva de la biosfera de El Vizcaíno (INE, 2000), no hay protección alguna.

Más allá de la creación de áreas naturales protegidas, el caso de las islas requiere, sin duda, el desarrollo de una Norma Oficial Mexicana para uso del territorio insular mexicano, dado que se trata de ecosistemas que constituyen un patrimonio único y muy valioso para todos los mexicanos, armonizando la perspectiva de gobernabilidad, facultad de la Secretaría de Gobernación a través de su Subdirección de Territorio Insular, y las de conservación ambiental en el entorno de la Semarnat, más los usos productivos con sentido sustentable en el ámbito de otras dependencias, como la

Sagarpa y la Comisión Nacional de Pesca. Entre otros asuntos, tal norma debería incluir los usos aceptables (biológica, ética, social y económicamente viables) de las islas y sus densidades o intensidades, principios y normas sobre asentamientos, planes de contingencia para catástrofes naturales y programas rutinarios de cuarentena. Su desarrollo exige investigación interdisciplinaria para conocer a profundidad los factores que afectan la gobernabilidad de estas zonas —legales, culturales, económicos, sociales, de nivel macro y micro, y ambientales— y formular escenarios o pronósticos determinadas por el diseño de medidas específicas.

Agradecimientos

Los autores, todos del Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C., agradecen el apoyo logístico, técnico, académico y financiero que han brindado para el desarrollo del trabajo en México que aquí se reporta (en orden alfabético): AlCosta, CICESE, CONACYT-Fondo Sectorial SEMARNAT, CONANP, Conservación Internacional-México, Dirección General de Vida Silvestre, Gobierno del Estado de Baja California, GCF, Gobierno Municipal de Ensenada, Fundación Marisla, INE, IPN, Jardín Botánico de Santa Bárbara, Fundación Packard, Prescott College, SCT, SCPP Pescadores Nacionales de Abulón, SCPPE Abuloneros y Langosteros, SEDENA, SEGOB, SEMAR-Armada de México, SEMARNAT, UABC, UCSC, UNAM, USFWS y WWF-México.

Bibliografía

- Aguirre Muñoz, A., J. Bezaury Creel, J. Carranza, E. Enkerlin Höflich, C. García Gutiérrez, L. M. Luna Mendoza, B. Keitt, J. A. Sánchez Pacheco y B. R. Tershy. 2003. Propuesta para el establecimiento del Área Natural Protegida Reserva de la Biósfera de la Isla Guadalupe. Estudio Técnico Justificativo. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. Ensenada, Baja California, México.
- Aguirre Muñoz, A., C. García Gutiérrez, A. Samaniego Herrera, L. Luna Mendoza, M. Rodríguez Malagón, F. Casillas Figueroa, J. O. Maytorena López, F. J. Maytorena López, M. Á. Hermosillo Bueno, Antonio Villalejo Murillo y A. Manríquez Ayub. 2004a. Conservación de las islas del Pacífico de México. Reporte Anual de Actividades. Ensenada, Baja California, México.

- Aguirre Muñoz A., C. García Gutiérrez, L. Luna Mendoza, F. Casillas Figueroa, M. Rodríguez Malagón, M. A. Hermosillo Bueno, A. Villalejo Murillo, F. J. Maytorena López, N. Silva Estudillo y A. Samaniego Herrera. 2004b. Restauración ambiental de la isla Guadalupe México: Avances en la erradicación de la población de cabras feras. Reporte Técnico. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. Ensenada, Baja California, México.
- Álvarez-Castañeda, S. T. y J. L. Patton. 1999. *Mamíferos del Noroeste de México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, México.
- Arizmendi M. C. y L. Márquez Valdemar (eds.). 2000. *Áreas de importancia para la conservación de las aves en México*. CIPAMEX/CONABIO, México, D.F.
- Atkinson, I. A. E. y T. J. Atkinson. 2000. Land vertebrates as invasive species on islands served by the South Pacific Regional Environment Programme. Pp. 19-84. En: Sherley, G. (ed.). *Invasive species in the Pacific: a technical review and draft regional strategy*. South Pacific Regional Environment Program.
- Berdoy, M. y D.W. MacDonald. 1991. Factors affecting feeding in wild rats. *Acta Ecologica* 12: 261-279.
- Blackburn, T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L. y K.J. Gaston. 2004. Avian Extinctions and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. *Science* 305:1,955-1,958.
- Bolen, E. G. y W. L. Robinson. 2003. *Wildlife ecology and management*. Quinta edición. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Bush, M. B. 1996. Amazonian Conservation in a Changing World. *Biological Conservation* 76: 219-228.
- Case, T. y M. L. Cody (eds.). 1983. *Island biogeography of the sea of Cortéz*. University of California Press, EE.UU.
- Case, T., M. L. Cody y E. Ezcurra (eds.). 2002. *The new island biogeography of the sea of Cortés*. Academic Press.
- CONANP. 2000. *Programa de Manejo Reserva de la Biósfera de El Vizcaíno*. INE, SEMARNAP, México.
- Congreso de la Unión. 2003. Punto de acuerdo con exhorto para que se establezca el área natural protegida de las islas del Pacífico de Baja California. 23 de julio, 2003. México, D.F.
- Courchamp, F., J. L. Chapuis y M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- Coyne, P. 2001. Rabbit eradication on Philip Island. En: <http://www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/gtc5cs7.htm>.
- Cushman, J. H. 1995. Ecosystem-level consequences of species additions and deletions on islands. Pp. 135-147. En: P. M. Vitousek, L.L. Loope y H. Anderson (eds.). *Islands: biological diversity and ecosystem function*. Berlin, Germany, Springer-Verlag.
- Czech, B. y P. R. Krausmann. 1997. Distribution and causation of species endangerment in the United States. *Science* 277:1,116-1,117.
- Donlan, C. J., B. R. Tershy, B. S. Keitt, B. Wood, J. A. Sánchez, A. Weinstein, D. Croll y J. L. Aguilar. 2000. Island conservation action in northwest Mexico. Pp. 330-338. En: H. Browne, H. Chaney y K. Mitchell (eds.). *Proceedings of the Fifth California Islands Symposium*. Santa Barbara, California, USA. Santa Barbara Museum of Natural History.
- Donlan, C. J., G. R. Howald, B. R. Tershy y D. A. Croll. 2003. Evaluating alternative rodenticides for island conservation: roof rat eradication from the San Jorge Islands, Mexico. *Biological Conservation* 114: 29-34.
- Elton, C.S. 1958. *The ecology of invasions by plants and animals*. John Wiley & Sons. New York.
- Grismer, L. L. 2002. *Amphibians and Reptiles of Baja California including Pacific Islands and The Islands in the Sea of Cortes*. University of California Press. California.
- Groombridge, B.E. 1992. *Global Diversity-Status of the Earth's Living Resources*. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. Chapman & Hall. Londres.
- Guevara, J. 1999. Conflictos reales y potenciales del hombre con los vertebrados silvestres. En: Sánchez, Ó. y E. Vázquez-Domínguez (eds.). *Conservación y Manejo de vertebrados del norte árido y semiárido de México*. Instituto Nacional de Ecología, CONABIO, U.S. Fish & Wildlife Service, Universidad Autónoma de Nuevo León. México, D. F.
- Howald, G. R., A. Samaniego, B. Tershy, P. Pyle, J. Buffa, B. Keitt y H. Jones. 2003. Options for removing house mice (*Mus musculus*) from the Farallon Islands, Farallon National Wildlife Refuge, California. Unpublished report. Island Conservation and Ecology Group.
- IUCN. 2004. <http://www.redlist.org>.
- Johnson, T. H. y A. J. Stattersfield. 1990. A Global Review of Island Endemic Birds. *The Ibis* 132:167-180.
- Kerr, P. R. y S. M. Best. 1998. Myxoma Virus in Rabbits. *Revue Scientifique et Technique* 17: 256-268.
- Lever, C. 1985. *Naturalized Mammals of the World*. Longman, Londres.

- MacDonald, D. W., M. Berdoy y F. Matthews. 1999. The brown rat: explorations of opportunism. Pp. 110. En: Z. Zhi-bin, E. Hinds, G. Zingleton y W. Zu-Wang (eds.). *Rodent biology and management*. CSIRO Publishing, Pekín.
- Mooney, H. A. y R. J. Hobbs (eds). 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, D. C.
- Moran, R. 1996. *The flora of Guadalupe Island, México*. California Academy of Sciences. San Francisco.
- Nogales, M., A. Martín, B. R. Tershy, C. J. Donlan, D. Veitch, N. Puerta, B. Wood y J. Alonso. 2004. A Review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology* 18(2): 310-319.
- O'Connor, C.E. y C.T. Eason. 2000. *Rodent baits and delivery system for island protection*. Department of Conservation. Wellington.
- Parkes, J., R. Henzell y G. Pickles. 1996. *Managing vertebrate pests: feral goats*. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga y D. Morrison. 2000. *The economics of biological invasions*. Elgar, Cheltenham.
- Priddel, D., N. Carlile y R. Wheeler. 2000: Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Cabbage Tree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). *Biological Conservation* 94: 115–125.
- Primack, B. 2002. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates Press. Sunderland, Massachusetts.
- Reich, P. L. 1984. *Statistical abstract of the U.S. Mexico Borderland*. UCLA Latin America Center Publications. Los Angeles.
- SAGARPA. 1995. NOM-033-ZOO-1995, que se refiere al sacrificio humanitario de los animales domésticos y silvestres. *Diario Oficial de la Federación*. 16 de julio de 1996.
- Saunders, D. A., R. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a Review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- SEDENA. 2002. Ley Federal de Armas de Fuego y Explosivos y su Reglamento. *Diario Oficial de la Federación*. 25 de noviembre del 2002.
- SEMARNAT. 2001. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 6 de marzo de 2002.
- . 2003. Aviso por el que se informa al público que se pretende declarar como área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera, la zona en la que se ubica la isla conocida con el nombre de Isla Guadalupe. *Diario Oficial de la Federación*. 5 de junio de 2003.
- Shine, C., N. Williams y L. Gündling. 2000. *Guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive*. IUCN. Gland, Cambridge y Bonn.
- Simberloff, D. 1996. Impacts of introduced species in the United States. *Consequences* 2(2): 13-23.
- Steadman, D. W. 1997. Human Caused Extinctions of Birds. En: M.L. Reaka-Kudla, W.E. Wilson y W.O. Wilson (eds.). *Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press. Washington D.C.
- Tershy, B. y D. Breese. 1997. Human perturbations and conservation strategies on San Pedro Mártir Island, Gulf of California, Mexico. *Environmental Conservation* 24: 161-170.
- Todd, K. 2001. *Tinkering with Eden: a natural history of exotics in America*. W. W. Norton. New York.
- Van Driesche, J. y R. Van Driesche. 2000. *Nature out of place: biological invasions in the global age*. Island Press, Washington, D. C.
- Veitch, C.R. y M.N. Clout. 2002. *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN, Suiza.
- Velarde, E. y D. W. Anderson. 1993. Conservation and management of seabird islands in the Gulf of California: setbacks and successes. En: J. Nettleship y M. Gochfeld (eds.). *Seabirds on Islands: Threats, Case Studies & Action Plans*. Birdlife Conservation Series, Cambridge.
- Welcomme, R. L. 1988. *International introductions of inland aquatic species*. FAO, Roma.
- Whittaker, R. J. 1998. *Island Biogeography: Ecology, Evolution and Conservation*. Oxford University Press. New York.
- Williams, C. K., I. Parer, B. J. Coman, J. Burley y M. L. Braysher. 1995. *Managing Vertebrate Pests: Rabbits*. Bureau of Resources Sciences. CSIRO Division of Wildlife and Ecology, Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia.
- Wilson, G., N. Dexter, P. O'Brien y M. Bomford. 1992. *Pest Animals in Australia*. Bureau of Rural Resources and Kangaroo Press, Canberra, Australia.

Los efectos de la contaminación: el caso de las sustancias tóxicas persistentes

Mario Yarto*

Introducción

Las sustancias químicas se encuentran por doquier en el planeta; todos los seres vivos están constituidos por ellas y es difícil concebir alguna actividad en la sociedad moderna en la cual no intervengan o hayan intervenido productos químicos, tanto en el hogar como en los lugares de trabajo e incluso en las actividades de recreación. De allí que se considere que numerosas sustancias han sido la base del progreso y su aprovechamiento, en una gran diversidad de procesos productivos, son identificadas como un factor que genera negocios, ingresos y empleos (Cortinas, 2000).

Sin embargo, a pesar de su importancia en actividades productivas, existen efectos adversos que pueden llegar a derivarse del manejo de las sustancias químicas peligrosas, incluyendo:

- § Contaminación y deterioro de la calidad del agua, aire, suelo y alimentos.

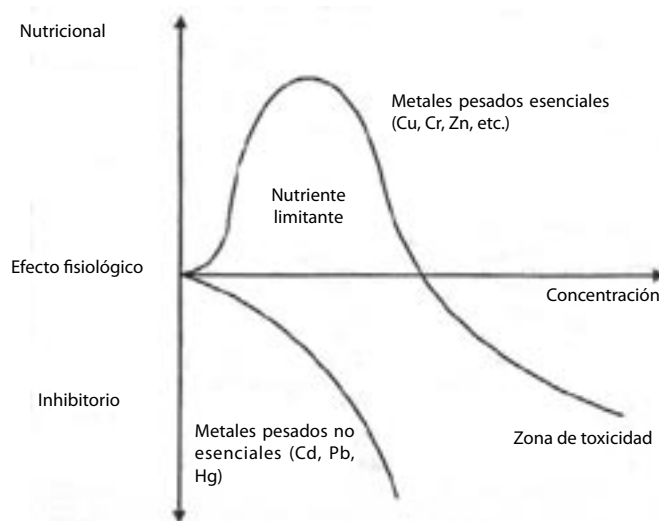
- § Intoxicaciones y enfermedades que ocurren tanto en humanos como en la biota.
- § Daños a los materiales que entran en contacto con ellas.
- § Accidentes que involucran explosiones, incendios fugas o derrames.

Las actividades industriales a nivel mundial han dejado secuelas por las altas concentraciones de contaminantes liberados, tales como metales pesados y otros residuos de tipo industrial, ya que su pasivo ambiental sigue presente en los sitios donde han sido utilizados o generados. Por tal motivo, los riesgos asociados a este tipo de sustancias, cuya toxicidad puede ser crónica o aguda, para especies de flora, fauna y para los propios seres humanos, deben ser caracterizados y evaluados utilizando metodologías adecuadas.

El rol de la ciencia ha sido de gran importancia en el estudio de los efectos adversos que algunas sustancias tóxicas pueden causar al medio ambiente. A través de la investigación se ha podido predecir el comportamiento y mecanismos de transporte de algunas especies químicas en el ambiente, lo cual ha permitido elaborar recomendaciones con sustento científico para establecer medidas de prevención y mitigación en beneficio de la salud humana y de los ecosistemas.

* Instituto Nacional de Ecología, Dirección de Investigación sobre Sustancias Químicas y Riesgos Ecotoxicológicos, Periférico 5000, 4to piso, Col. Insurgentes Cuicuilco, C.P. 04530, México, D.F. Correo-e: myarto@ine.gob.mx.

FIGURA 2. EFECTOS NUTRICIONALES E INHIBITORIOS DE LOS METALES PESADOS EN LOS SERES VIVOS



Fuente: SenGupta, 2002.

y dependiendo de la forma química del metal pueden, entre otros impactos adversos, inhibir la germinación de semillas, el transporte de electrones en la mitocondria, provocar clorosis, reducir la fotosíntesis y la síntesis del ATP.

Durante los últimos años los ciclos biogeoquímicos de algunos metales, entre otros contaminantes, se han visto alterados por las actividades antropogénicas, ocasionando su partición en las diversas matrices ambientales (figura 3). Mientras que las actividades metalúrgicas y mineras, entre otras, han fomentado e incrementado el uso de metales pesados, la disminución del pH en lluvia y aguas superficiales. Del mismo modo, el elevado uso de surfactantes (sustancias que reducen la tensión superficial de fluidos, incluyendo el agua), ha aumentado la movilidad de los metales pesados en el ambiente.

Debido a sus altos puntos de ebullición, los metales están prácticamente ausentes en la atmósfera en condiciones estables, con excepción del mercurio. Los gases generados en la quema de combustibles fósiles, así como en incineradores de residuos, son las principales fuentes de emisión de mercurio a la atmósfera. Por su alta volatilidad e inercia en comparación con otros metales, el mercurio persiste en

el ambiente por un largo periodo. En el caso del plomo, su eliminación en la gasolina en algunos países, afortunadamente ha ocasionado su disminución en la atmósfera. En las capas de suelo, los metales pesados existen principalmente como precipitados insolubles o como solutos enlazados a la superficie de micropartículas. La movilidad y destino de estas especies químicas en suelo son generalmente influenciadas por la composición química de la fase líquida en contacto (SenGupta, 2002).

Debido a sus propiedades físicas y químicas, los metales pesados pueden entonces presentar un peligro para la salud o el medio ambiente. Entre los más problemáticos se encuentran el mercurio, el cadmio, el plomo y el arsénico debido a que: 1) son relativamente abundantes en la corteza terrestre, 2) son usados con frecuencia en procesos industriales o en la agricultura, 3) son emitidos en lugares en los que el público entra en contacto con ellos 4) resultan tóxicos para los humanos y 5) pueden causar perturbaciones significativas en los ciclos biogeoquímicos. En los últimos 40 años estos elementos han estado involucrados en episodios importantes de contaminación con efectos desastrosos para el medio ambiente y en la salud humana: por ejemplo, el envenenamiento con metilmer-

confinamiento. Posteriormente, estos materiales se cubrieron y, en 1953 se donó el área al gobierno local quien urbanizó sus proximidades, con escuelas y zonas habitacionales. También, durante las décadas de 1960 y 1970 se detectó la contaminación del agua subterránea y diversos cuerpos de agua superficiales cercanos a la zona de las cataratas del Niágara. Por tal motivo, en 1980 fue necesario decretar una emergencia ambiental en la zona, evacuando cerca de 950 familias en un área de 10 cuadras alrededor del confinamiento, y debió solicitarle la acción a nivel federal para la restauración del medio ambiente. Los costos de estas actividades fueron compartidos entre el gobierno de los Estados Unidos y la empresa responsable. (EPA, 2002)

En otro caso, estudios realizados por el Ministerio de Agricultura de China identificaron que en los suelos contaminados con cobre se reduce la germinación de semillas de *Elsholtzia haichowensis* (hierba aromática perteneciente al género Labiatae), y se producen afectaciones en el desarrollo de la raíz. Si las concentraciones son altas también se presentan decrementos en la elongación de raíces y en el tallo, y una disminución en la concentración de clorofila y carotenoides. (Lai-qing Lou, 2004)

Un estudio realizado por el Centro de Investigación Gleadthorpe, Reino Unido, sobre la disposición de lodos de drenaje con alto contenido de zinc, cobre, níquel y cromo en un suelo cultivado con leguminosas y cereales, dio como resultado una reducción en la eficiencia de producción de estos cultivos (Bhogal, 2003)

La figura 4 muestra un resumen de los distintos mecanismos de distribución y transformación de contaminantes.

Los contaminantes orgánicos persistentes

En los últimos 40 años ha aumentado la conciencia respecto de las amenazas provocadas a la salud humana y al ambiente representadas por la liberación cada vez mayor de sustancias químicas de origen sintético. La acumulación de evidencia ha concentrado los esfuerzos en una categoría de sustancias denominadas contaminantes orgánicos persistentes, mejor conocidos en español como COP (en inglés se denominan POPs: Persistent Organic Pollutants), que son compuestos químicos resistentes a la degradación fotolítica, biológica y química, y que actúan como potentes plaguicidas y sirven para una gama de fines industriales. Algunos COP también son emitidos como productos no intencionales de la combustión y algunos procesos industriales. Mientras que el nivel de riesgo varía de un COP a otro, por definición todos tienen las siguientes propiedades: 1) son altamente tóxicos, 2) son persistentes, es decir, duran varios años o décadas antes de degradarse a formas menos dañinas 3) se evaporan y viajan grandes distancias en el aire y en el agua y 4) se acumulan en los tejidos grasos de los organismos vivos, incluyendo al ser humano.

Los efectos de estos contaminantes en los ecosistemas son variados y nocivos e incluyen defectos al nacer, cáncer, alteraciones del sistema inmunológico

FIGURA 4. PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA DISTRIBUCIÓN DE CONTAMINANTES Y SU TRANSFORMACIÓN

DINÁMICA QUÍMICA	TRANSFORMACIONES QUÍMICAS Y BIOQUÍMICAS
Presión de vapor, velocidad de vaporización	Reacciones fotoquímicas
Solubilidad, difusión	Reacciones redox (abióticas, bióticas)
Adsorción, desorción	Reacciones de hidrólisis
Transporte de sistemas biológicos	Transformaciones microbianas (enzimáticas)

Fuente: Schwedt, 2001.

y problemas reproductivos en diferentes especies. En los humanos, la evidencia sugiere que los efectos son similares a los observados en los animales, es decir, cáncer, problemas de fertilidad, mayor susceptibilidad a enfermedades y alteraciones neurológicas.

Las propiedades tóxicas de estas sustancias pueden perdurar durante largo tiempo en el ambiente y recorrer grandes distancias antes de almacenarse en los tejidos grasos, particularmente en los peces y mamíferos marinos; además, tienden a bioconcentrarse a medida que se transmiten a través de las cadenas tróficas.

Dada la gama de efectos adversos potenciales, algunos países, como los Estados Unidos y diversas naciones europeas han decidido implantar mecanismos de control químico que incluyen tanto aspectos de observancia obligatoria como medidas voluntarias.

Los contaminantes orgánicos persistentes se distinguen por ser semivolátiles, lo que les permite presentarse en forma de vapor o adsorbidos sobre partículas atmosféricas.

Las propiedades que caracterizan a estas sustancias pueden resumirse de la siguiente manera:

1. Son sustancias altamente tóxicas
2. Son persistentes, es decir que pueden durar muchos años e incluso décadas antes de degradarse en otras formas menos peligrosas
3. Se pueden evaporar y viajar grandes distancias por el aire y el agua
4. Se acumulan en los tejidos grasos

La combinación de estas características resulta extremadamente peligrosa. Por ejemplo, su persistencia y movilidad hace que se les encuentre prácticamente en cualquier lugar del planeta, incluso en los casquetes polares del Ártico y Antártico, o en islas remotas del Pacífico, donde nunca han sido utilizados. El que sean bioacumulables hace que puedan extenderse y poco a poco concentrarse a medida que los organismos consumen a otros organismos a lo largo de la cadena alimenticia, alcanzando niveles sorprendentes (muy superiores a los presentados en los organismos iniciales) en peces, aves, mamíferos, y por supuesto en los seres humanos. (Ridding the world of POPs, 2002)

El transporte de los COP depende de la tempera-

tura, ya que se evaporan en lugares calientes y viajan por el viento junto con las partículas de polvo para, posteriormente, ser depositados en la tierra en sitios fríos, vaporizándose después y moviéndose de nuevo. Esto propicia que los contaminantes se alejen del ecuador hacia los polos y áreas montañosas. Por otro lado, debido a que los animales que habitan en estas regiones acumulan una capa de grasa natural más gruesa que la de los animales de zonas calientes como sistema de aislamiento contra las bajas temperaturas y, como consecuencia, pueden almacenar una mayor cantidad de estos contaminantes (Ridding the world of POPs, 2002).

Aunque existen algunas fuentes naturales de hidrocarburos organoclorados, la mayor parte de los COP deben su origen a fuentes antrópicas asociadas con la fabricación, uso y eliminación de determinados productos químicos orgánicos. Algunos de estos compuestos son plaguicidas conocidos y se han utilizado ampliamente durante largo tiempo para diversos propósitos; varios se emplean como aditivos o auxiliares en variadas aplicaciones industriales, mientras que las dioxinas, los furanos y el hexaclorobenceno, son generados como subproductos no intencionales en procesos de combustión, la quema de basura, o en incendios involuntarios (Ritter et al., 1995).

A esta descripción corresponden los doce COP considerados como prioritarios y objeto directo de la Convención de Estocolmo: aldrina, bifenilos policlorados, clordano, DDT, dieldrina, endrina, heptacloro, hexaclorobenceno, mirex, toxafeno, dioxinas y furanos. Este mismo caso se presenta en otros grupos de sustancias que son candidatas a ser incluidas en el convenio: hexaclorociclohexano, clordecona, atrazina, endosulfán, pentaclorofenol, ftalatos, parafinas policloradas, hexabromobifenilo, éteres bifenílicos polibromados, hidrocarburos policíclicos aromáticos, nonil y octil-fenoles, perfluoro-octilsulfonato, así como los compuestos órgano-estánicos, órgano-mercúricos y órgano-plúmbicos (UNEP, 2002).

La propiedades químicas de los COP

En general, el uso de compuestos potencialmente tóxicos al ambiente y a la salud humana se ha dado en aplicaciones industriales, donde se buscan sustancias

que presenten una combinación de propiedades entre las que se cuentan: elevada resistencia y estabilidad mecánica y química, alta conductividad eléctrica, resistencia a la oxidación, al calor y al fuego (altas temperaturas de inflamación), y en algunos casos, afinidad por disolventes grasos.

Los contaminantes orgánicos persistentes se pueden clasificar en dos subgrupos: los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) y los hidrocarburos aromáticos. Los hidrocarburos aromáticos generalmente son los más resistentes a la degradación y se han producido, empleado y liberado de una manera más amplia. Se ha observado que los derivados clorados son los más persistentes de todos los hidrocarburos halogenados.

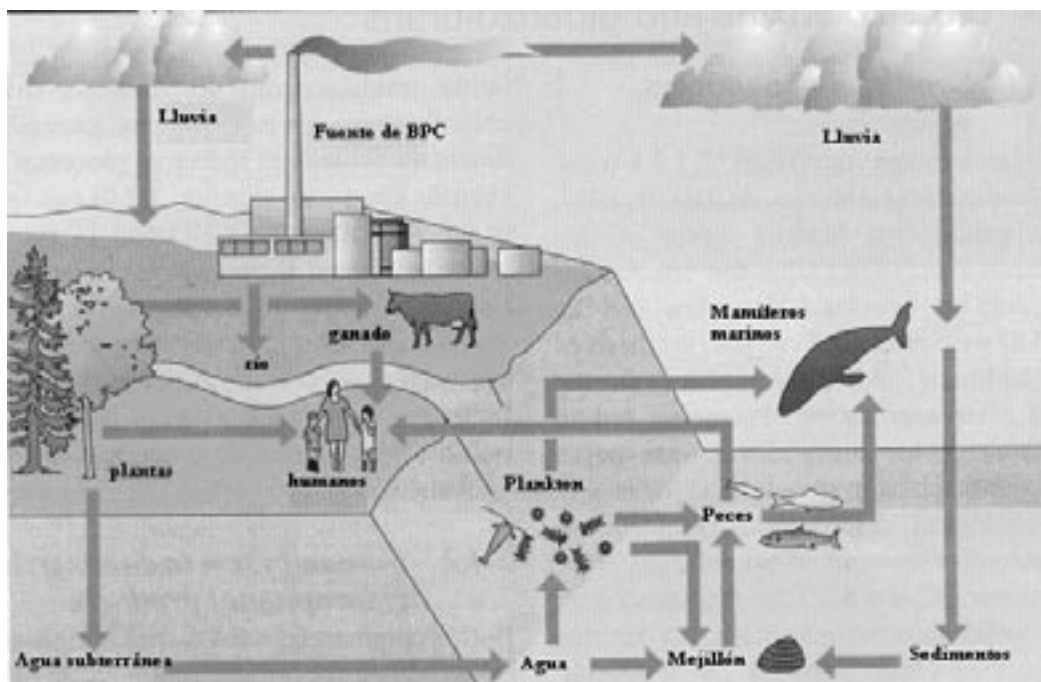
Los COP suelen ser compuestos halogenados, y en su mayoría clorados. Los enlaces carbono-cloro son muy estables frente a la hidrólisis y a mayor número de estos enlaces, más elevada es la resistencia a la degradación por acción fotolítica o biológica. Se caracterizan además por ser estructuras en anillo con una

cadena sencilla o ramificada. Por su baja solubilidad en agua y alta en lípidos, pueden pasar a través de las membranas biológicas y acumularse en los depósitos de grasa de los organismos (figuras 5 y 6).

Los compuestos halogenados son de uso común, ya que han sido ampliamente utilizados en la industria química para la obtención de diversos productos como: cloruro de polivinilo, disolventes, y en diversas especialidades químicas y farmacéuticas (Ritter et al., 1995).

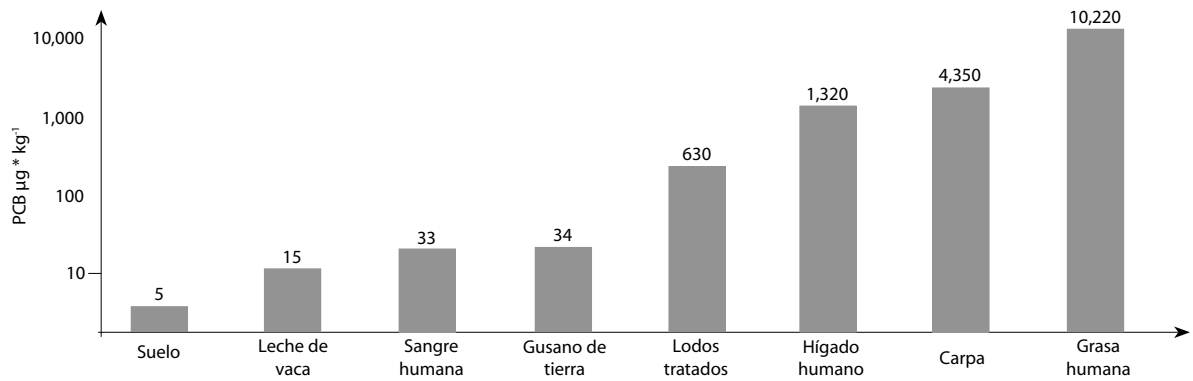
La biodisponibilidad es la proporción de la concentración total de una sustancia que está disponible para su absorción por un organismo determinado. Ésta depende de una combinación de propiedades químicas del compuesto, entre ellas, el entorno y de las características morfológicas, bioquímicas y fisiológicas del propio organismo. Por esta razón, y aunado a que los COP no se degradan, es difícil excretarlos y se acumulan en los organismos. De la misma forma, algunos de estos compuestos se degradan a formas aún más persistentes que el compuesto primario, como en el caso de la conversión del DDT a DDE (figura 7).

FIGURA 5. RUTAS DE DISTRIBUCIÓN DE BIFENILOS POLICLORADOS (BPCs) EN EL AMBIENTE



Fuente: Schwedt, 2001.

FIGURA 6. BIOACUMULACIÓN DE BIFENILOS POLICLORADOS



Fuente: Schwedt, 2001.

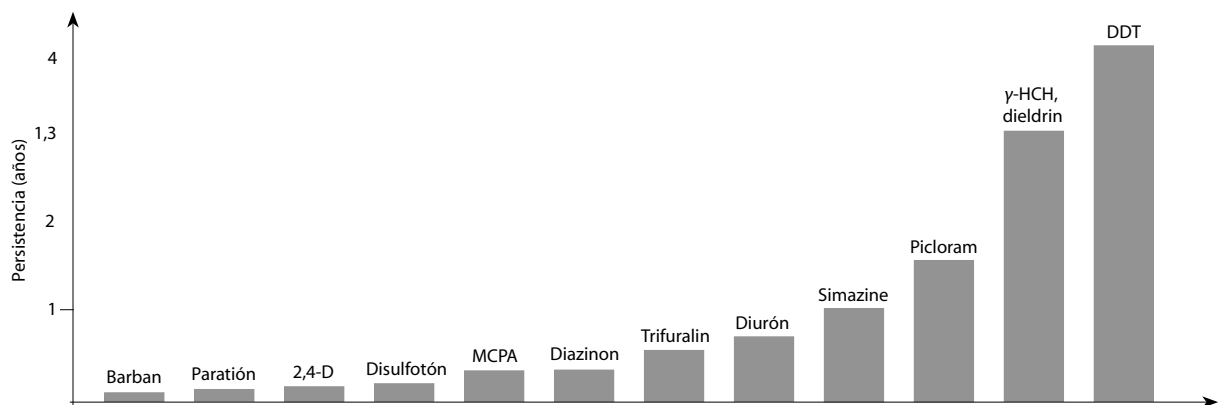
La toxicidad al ambiente

Los contaminantes orgánicos persistentes se han relacionado con efectos significativos para el medio ambiente, en una gran variedad de especies y prácticamente en todos los niveles tróficos. Si bien la intoxicación aguda por COP está bien documentada, preocupan en particular los efectos perjudiciales aso-

ciados con la exposición crónica a concentraciones bajas en el medio ambiente.

Los COP tienen una larga vida media biológica, lo que facilita la acumulación de concentraciones unitarias aparentemente pequeñas durante períodos prolongados. Para varios de estos contaminantes hay algunas pruebas experimentales de que tal exposición acumulativa, a un nivel bajo, puede estar asociada con

FIGURA 7. PERSISTENCIA DE PLAGUICIDAS EN EL SUELO



Fuente: Schwedt, 2001.

efectos crónicos no letales, entre ellos una posible inmunotoxicidad, efectos cutáneos, alteración del rendimiento reproductivo y carcinogénesis patente (Ritter *et al.*, 1995).

Diversos autores han notificado inmunotoxicidad asociada con la exposición a diferentes COP. Los investigadores señalan también que varios COP prevalentes, como los TCDD, los PCB, el clordano, el heptaclorobenceno, el toxafeno y el DDT han inducido inmunodeficiencia en diversas especies silvestres.

La exposición a dichas sustancias se ha correlacionado con la disminución de la población de varias especies de mamíferos marinos como la foca y la marsopa común, el delfín tursón y la ballena blanca de la desembocadura del río San Lorenzo. Además, se ha establecido una relación clara de causa-efecto entre el fracaso de la reproducción del bisón y la exposición a algunos COP (Ritter *et al.*, 1995).

La bibliografía científica demuestra una relación directa de causa-efecto en el bisón y el hurón, entre la exposición a los PCB y la aparición de disfunciones inmunitarias, problemas reproductivos, aumento de la mortalidad de las crías, deformaciones y mortalidad de adultos. De la misma forma, se ha demostrado una correlación convincente entre las concentraciones de bifenilos policlorados y dioxinas en el medio ambiente con la reducción de la viabilidad de las larvas de varias especies de peces.

En 1991, el Comité Científico Consultivo de la Comisión Internacional Conjunta de los Grandes Lagos de los Estados Unidos y Canadá revisó la literatura existente sobre los efectos de los COP en más de una docena de especies depredadoras incluyendo águilas, cormoranes, truchas, visones, tortugas y otros, encontrando que estas especies padecían deficiencias de salud importantes, además de una reducción en sus poblaciones debido a disfunciones reproductivas, adelgazamiento de la pared de los huevos, cambios metabólicos, deformidades y defectos de nacimiento, tumoraciones, cáncer, cambios en su comportamiento, fallas en el sistema hormonal y baja de defensas, entre otros (POPs and Human Health, 2000).

También es digno mencionar un informe en el que se indica que las ballenas blancas encontradas muertas encalladas en el río San Lorenzo, con una alta incidencia de tumores, contenían concentraciones

significativamente elevadas de PCB, mirex, clordano y toxafeno. Por otra parte, una incidencia del 100% de lesiones tiroideas en el salmón plateado, el salmón rosado y el salmón real monitoreados en los Grandes Lagos durante los dos últimos decenios se asocia a un aumento de la acumulación corporal de COP (Ritter *et al.*, 1995).

La toxicidad a la salud humana

Los seres humanos están expuestos a los COP a través de los alimentos, siendo los más importantes los que son ricos en grasa (carne, pescado y otros productos básicos). Como resultado de estudios realizados en los Estados Unidos se han encontrado ese tipo de sustancias en hamburguesas, helados y pizzas.

Los trabajadores y residentes de sitios localizados cerca de fuentes generadoras de COP están expuestos además a la inhalación y al contacto cutáneo con estas sustancias. También, se tiene exposición importante de los habitantes de las regiones árticas por la ingestión de animales con elevados niveles de COP.

Los efectos de los contaminantes orgánicos persistentes pueden ser muy sutiles y desencadenarse a bajas concentraciones, presentándose después de varios años de la exposición, llegando en ocasiones a presentarse en las subsecuentes generaciones. Esto hace que su diagnóstico sea difícil de realizar y dificulta la evaluación de los problemas potenciales de salud pública.

En los últimos años se ha acumulado evidencia científica para relacionar la exposición a COP específicos con sus efectos a la salud. Entre estas consecuencias se tienen:

- § Cáncer
- § Impedimento en el comportamiento neuronal, incluyendo desorden en el aprendizaje, bajo desempeño mental, y déficit en la atención
- § Alteraciones en el sistema inmune
- § Deficiencias reproductivas
- § Reducción del período de lactancia en madres en edad de lactancia
- § Diabetes

El mecanismo más importante para la mayoría de estos efectos es la inducción de disfunciones en el siste-

ma endocrino. Diversos estudios han demostrado que los COP como la dieldrina, DDT, heptacloro, mirex, toxafeno, dioxinas y BPC pueden causar efectos en el sistema reproductivo y endocrino, en el crecimiento celular, en el metabolismo de carbohidratos y lípidos, y sobre la concentración de iones y agua en el cuerpo.

Existen tres tipos de exposición humana a los BPC:

1. La exposición aguda a altas dosis de este compuesto, relacionada a accidentes con capacitores u otra clase de equipo eléctrico o industrial diverso que maneje BPC, o por la ingestión de alimentos altamente contaminados, como sucedió en Japón y Taiwán en 1968 y 1979, respectivamente
2. La exposición crónica de mediano nivel, asociada a exposiciones laborales o al consumo de alimentos contaminados
3. La exposición crónica de bajo nivel, relacionada con la exposición a los niveles existentes en el ambiente

En general, los efectos sobre la salud de exposiciones agudas derivadas de accidentes laborales están bien documentados. Sin embargo, la exposición a bajos niveles y sus efectos poblacionales han sido más difíciles de estudiar, debido a que la población está expuesta a diversos COP durante su vida, y la mayoría tiene niveles detectables desde su nacimiento.

En el anexo de este trabajo se resume y especifica la estructura química y las propiedades de los doce contaminantes orgánicos persistentes identificados como prioritarios por el Convenio de Estocolmo.

El Convenio de Estocolmo sobre COP

En mayo de 2001, en Estocolmo, Suecia, 127 países adoptaron un tratado de las Naciones Unidas para prohibir o minimizar el uso de doce de las sustancias tóxicas más utilizadas en el mundo, consideradas como causantes de cáncer y defectos congénitos en personas y animales. Las sustancias objeto de este convenio incluyen ocho plaguicidas, entre ellos el DDT, dos productos industriales (bifenilos policlorados y hexaclorobenceno) y dos subproductos de diversos procesos de combustión (dioxinas y los furanos).

El objetivo del Convenio de Estocolmo es la eliminación o restricción en la producción y uso de los contaminantes orgánicos persistentes que se fabrican intencionalmente. Además, se busca minimizar la generación de los contaminantes producidos de manera no intencional, como las dioxinas y los furanos. El Convenio sobre los COP es un acuerdo importante, que viene a complementar otros pactos de acción mundiales o regionales relacionados con el manejo de productos químicos, tales como el Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación y el Convenio de Róterdam sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo (PCFP) para ciertos productos químicos peligrosos y plaguicidas en el comercio internacional.

La Convención de Estocolmo fue firmada por el gobierno de México el 22 de mayo del 2001 y el senado la aprobó en octubre del 2002, y se ratificó en febrero del 2003. Los objetivos principales de esta Convención establecen una serie de compromisos y oportunidades para los países signatarios, entre las que se incluyen: designar un punto focal nacional; brindar asistencia técnica a otros países que lo requieran; promover la participación pública y la difusión de información y llevar a cabo actividades de investigación, desarrollo y monitoreo (Stockholm Convention, 2001).

Entre las principales actividades comprometidas por México dentro de la Convención de Estocolmo se tienen:

- § Medidas para reducir o eliminar las liberaciones derivadas de la producción y utilización intencionales:
 - a) Prohibición y/o adopción de las medidas jurídicas y administrativas necesarias para eliminar su producción y utilización, así como sus importaciones y exportaciones
 - b) Restricción en su producción y utilización
- § Vigilar que un producto químico COP se importe únicamente para fines de su eliminación ambientalmente racional o para una finalidad o utilización permitida
- § Vigilar que un producto químico COP, que cuenta con una exención o autorización para su producción o utilización en una finalidad aceptable, ten-

ga en cuenta las disposiciones de los instrumentos internacionales de consentimiento fundamentado previo existentes

- § Adoptar medidas para reglamentar nuevos plaguicidas o nuevos productos químicos industriales, para prevenir la generación de COP.
- § Implementar medidas para reducir o eliminar las liberaciones derivadas de existencias y desecho, para garantizar que se proteja la salud humana y el medio ambiente mediante:
 - a) Elaboración de estrategias apropiadas para determinar existencias, los productos y artículos en uso, así como los desechos generados
 - b) Definición de medidas de vigilancia para que se gestionen, recojan, transporten y almacenen de manera ambientalmente racional, los residuos con características de COP.
 - c) Determinar estrategias adecuadas para identificar los sitios contaminados con productos químicos COP y, en caso de realizar el saneamiento de esos sitios, deberá efectuarse de manera ambientalmente racional, es decir reducir los niveles de estas sustancias de manera que no tengan efectos negativos a la salud o al ambiente.
- § Cooperar estrechamente con los órganos pertinentes del Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación
- § Proponer la inclusión de productos químicos COP para su adhesión a la Convención de Estocolmo, mediante información científica que especifique la identidad de la sustancia, su persistencia, capacidad de bioacumularse, potencial de transporte a grandes distancias, y sus posibles efectos adversos.

La situación de los compuestos orgánicos persistentes en México

Desde principios de la década de los ochenta, investigadores nacionales y de otros países iniciaron estudios sobre los niveles de COP en diferentes compartimentos ambientales en México, además se han negociado acuerdos en el seno de la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte, para la implementación de Planes de Acción Regional (PARAN), y se

iniciaron diversas acciones de gestión y regulación. Actualmente, México tiene un avance significativo en el control de varios de estos compuestos, sin embargo, aún quedan acciones por realizar, las cuales pueden formar parte del Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo, que se encuentra en proceso de elaboración con la participación de diversas dependencias.

En resumen, debe aprovecharse el trabajo realizado y la experiencia adquirida hasta ahora a través de la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte como punto de inicio para la elaboración del Plan Nacional de Implementación, y con esto complementar las acciones pendientes por realizar para controlar la generación y uso de estas sustancias.

El Foro Nacional de Investigación sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes

Una de las primeras medidas adoptadas por México en este tema consistió en la organización de un Foro Nacional de Investigación sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, realizado en el año 2005 y que contó con la participación de 96 investigadores de los sectores público, privado y académico del país, así como un representante del gobierno de Nicaragua.

Los objetivos del evento fueron:

- § Conocer los avances de la investigación sobre el tema en México, así como los resultados obtenidos por los investigadores nacionales, relacionados con la contaminación por COP en México que puedan proporcionar elementos para un diagnóstico que considere las principales fuentes de emisión o contaminación; los sitios más contaminados a nivel nacional y los inventarios de compuestos (incluyendo plaguicidas obsoletos), así como los procesos alternativos y de tratamiento de COP
- § Conocer la capacidad analítica nacional para COP y las necesidades para su fortalecimiento
- § Identificar los elementos necesarios para desarrollar un programa nacional de investigación en materia de COP

Durante el evento se realizaron presentaciones plenarios que abordaron la problemática de los contami-

nantes orgánicos persistentes desde diversos puntos de vista, como las dificultades que representan su correcta determinación en las diversas matrices ambientales, la necesidad de un correcto diseño de experimentos para su muestreo, la importancia de contar con resultados comparables entre sí, los riesgos a la salud humana y de los ecosistemas que ocasionan, los planes gubernamentales que implican su eliminación y control, así como las perspectivas ciudadanas.

Las presentaciones sirvieron de preámbulo para tratar temas específicos en mesas de trabajo, incluyendo:

1. Diagnóstico de regiones de mayor afectación y zonas prioritarias en México
2. Diagnóstico de la capacidad analítica nacional
3. Identificación de elementos para un programa nacional de investigación sobre COP.

Como resultado de las mesas trabajo se elaboraron conclusiones y recomendaciones para su inclusión en el Plan Nacional de Implementación en México.

Las nuevas sustancias tóxicas de atención prioritaria

Al tiempo que la Convención de Estocolmo ratificaba el acuerdo internacional sobre el control de doce compuestos COP prioritarios, nuevos estudios han señalado la importancia de otras sustancias o grupos de sustancias, con base en los mismos criterios que llevaron a seleccionar los compuestos de la Convención. A este respecto, el propio Convenio de Estocolmo ha previsto procedimientos para considerar regularmente la inclusión de nuevas sustancias en el listado del Convenio.

De acuerdo con lo anterior, cualquier gobierno puede, mediante una argumentación adecuada, proponer la adición de uno o más contaminantes. Posteriormente, un Comité de Revisión se encargará periódicamente de evaluar, mediante la aplicación del mejor conocimiento científico disponible, si las propuestas recibidas cumplen los criterios para ser objeto del Convenio. Dicho Comité formulará entonces sus recomendaciones a las partes, quienes decidirán sobre su inclusión definitiva. En caso afirmativo, esta deci-

sión se considerará como un addendum y las partes procederán a su ratificación. De esta forma, el Comité provee un mecanismo eficaz para que el Convenio se mantenga actualizado, dinámico y capaz de responder a los nuevos datos y descubrimientos científicos.

Existe evidencia creciente del impacto potencial de algunos compuestos plastificantes, varios tipos de retardantes de flama, ciertos limpiadores y surfactantes, como los alquifenol-etoxilatos, y varios grupos de compuestos organometálicos, entre otros. En términos generales, estos compuestos pueden considerarse de importancia ambiental prioritaria y, si bien a la fecha se carece de una evaluación adecuada y completa para todos ellos, los datos disponibles sugieren la necesidad de realizar estudios más detallados sobre su impacto ambiental y efectos toxicológicos.

Por estas razones, es fundamental el desarrollo de actividades de investigación con la finalidad de identificar estas sustancias candidatas y establecer cuáles de éstas son de mayor importancia para México, determinar sus usos y lugares de acceso al país, así como establecer mecanismos para lograr la disminución de su uso y el control de las otras sustancias tóxicas persistentes que no puedan ser sustituidas por alternativas menos riesgosas. Para lograr esto es necesario reunir suficiente evidencia científica que permita proponer una o más de estas sustancias para su incorporación a la Convención de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes.

Conclusiones

Los metales tóxicos y los contaminantes orgánicos persistentes son sustancias que han sido utilizadas en todas las regiones del mundo, generando altos niveles de contaminación. Dadas las características físicas y químicas de las mismas, su impacto en los ecosistemas y en la salud humana se ha convertido en una preocupación al nivel mundial.

Como resultado de la creciente conciencia en torno a las amenazas que representa la liberación de estas sustancias al ambiente a nivel internacional se han realizado diversos esfuerzos para reducir su generación, manejo y uso, entre los que destacan la firma de convenios internacionales, como: la Convención de Basilea para el control transfronterizo de residuos

y su disposición, la Convención de Róterdam que resultó en el Procedimiento de Consentimiento para el manejo de ciertas sustancias químicas peligrosas y plaguicidas, y el Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes.

Con la firma y ratificación del Convenio de Estocolmo se establecieron una serie de compromisos y oportunidades para México, entre las que se incluyen: la designación de un punto focal nacional, brindar asistencia técnica a otros países que lo requieran, la promoción de la participación pública y la difusión de información, y la realización de actividades de investigación, desarrollo y monitoreo, así como la elaboración de un Plan Nacional de Implementación (PNI) en los siguientes dos años.

En México se iniciaron estudios sobre los niveles de COP en el seno de la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte y mediante la implementación de Planes de Acción Regional (PARAN). Con esto se iniciaron diversas acciones de gestión y regulación así como de elaboración de inventarios de generación. Actualmente, nuestro país tiene un avance significativo en el control de varios de estos compuestos, entre los que se encuentran: mercurio, DDT, clordano, bifenilos policlorados, lindano, dioxinas y furanos, además de plomo. Por otra parte, se ha prohibido o restringido el uso de diversos plaguicidas.

A pesar de estos avances se carece de información sobre algunos COP y de los niveles existentes de estas sustancias en diferentes regiones del país. Esto le dificulta a las instancias gubernamentales la toma de acciones para eliminar el uso, manejo y generación de estas sustancias. Además, es necesario establecer y realizar actividades de investigación y monitoreo, para entender los parámetros ambientales e identificar de manera más precisa el transporte y comportamiento de los plaguicidas en el ambiente a lo largo de su ciclo de vida. Esto proporcionaría la mínima información requerida para prevenir el desarrollo de resistencia de las plagas, intoxicación de insectos, animales y plantas benéficos para el hombre; evitar la bioacumulación a lo largo de las cadenas tróficas, y la contaminación de suelo, aire y agua, así como evaluar adecuadamente los riesgos ambientales y a la salud asociados a los COP en México; verificar la reducción en los niveles de estas sustancias dentro del territorio nacional y elaborar

un diagnóstico de otras sustancias tóxicas persistentes que puedan ocasionar problemas ambientales en nuestro país.

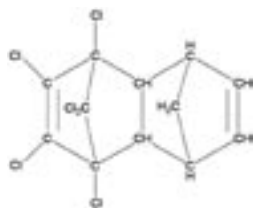
Bibliografía

- Bhogal, A. y F. Nicholson. 2003. Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes. *Environmental Pollution* 121(3): 413-423.
- Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso de y Uso de Plaguicidas. 1996. *Catálogo oficial de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas*. CICOPLAFEST, México.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. 2001. *Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes*. PNUMA, Suecia.
- Cortinas, C. 2000. *Características de Peligrosidad Ambiental de Plaguicidas*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- . 2000a. *Comunicación de Riesgos para el Manejo de Sustancias Peligrosas con Énfasis en Residuos Peligrosos*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Environmental Protection Agency. Region 2 Superfund. Love canal. 2004. (última actualización: 14 de agosto de 2002). [revisado, 26 de Julio de 2004]. <http://www.epa.gov/region02/superfund/npl/0201290c.htm>.
- Global Environment Facility. 2002. *Regionally based assessment of persistent toxic substances. North America regional report*. PNUMA, Suiza.
- Inter-organization Programme for the Sound Management of Chemicals. 2002. *Master list of actions on the reduction and/or elimination of the releases of persistent organic pollutants*. Cuarta edición. PNUMA, Suiza.
- Interim Secretariat of the Basel Convention; Interim Secretariat of the Rotterdam Convention; Interim Secretariat of the Stockholm Convention. 2002. *The hazardous chemicals and wastes Conventions*. PNUMA, Ginebra.
- Interim Secretariat of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 2002. *Ridding the world of POPs: A guide to the Stockholm Convention on persistent organic pollutants*. PNUMA, Ginebra.
- Lai-qing L. 2004. The copper tolerance mechanisms of *Elythia haichowensis*, a plant from copper-enriched soils. *Environmental and Experimental Botany* 51(2): 111-120.
- Ritter L., K.R. Solomon y J. Forget. 1995. Contaminantes orgánicos persistentes. Informe sobre: aldrin, diel-

- drin, endrin, clordano, heptacloro, hexaclorobenceno, mirex, toxafeno, BPCs, dioxinas y furanos. Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas. Programa Interinstitucional para la Gestión Racional de las Sustancias Químicas de las Naciones Unidas.
- Orris, P., L.C. Kaatz y K. Perry. 2000. *Persistent Organic Pollutants and Human Health*. Persistent Organic Pollutants Project, World Federation of Public Health Association.
- Schwedt, G. 2001. *The essential guide to environmental chemistry*. John Wiley & Sons Pub. New York, EE.UU.
- SenGupta, A. K. 2002. *Environmental Separation of Heavy Metals: engineering processes*. Lewis Publishers, Boca Raton, EE.UU.
- US Environmental Protection Agency. 2002. Office of Research and development. Persistent Organic Pollutants, EE.UU.

Anexo. Características toxicológicas de los Contaminantes Orgánicos Persistentes incluidos en la Convención de Estocolmo

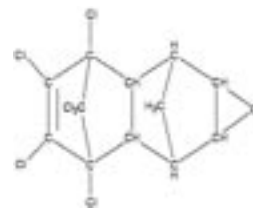
Aldrina



<i>Información química</i>	CAS: 309-00-2
<i>Fórmula molecular:</i>	C ₁₂ H ₈ Cl ₆
<i>Peso molecular:</i>	364.92
<i>Persistencia</i>	Vida media: < 0.4 días (aire) 1.1-3.4 años (agua) 1.1-3.4 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 4.96 x 10 ⁻⁴ atm ³ / mol a 25°C Presión de vapor: 2.31 x 10 ⁻⁵ mm Hg a 20°C Solubilidad en agua: 17-180 µg/L a 25°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 106.5 BAF/BCF: 6100
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 38-678 mg/Kg DL50 Cutanea: 98 mg/Kg
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 3 x 10 ⁻⁵ mg/Kg /día (UF=1000)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida en algodón, cítricos y maíz Termiticida. Todos sus usos cancelados desde 1987.
<i>Producción y uso internacional</i>	No existen productores conocidos actualmente. Se reporta su uso en un país como ectoparasitida.
<i>Estatus en México</i>	Prohibida su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso conforme al DOF (3/01/1991).

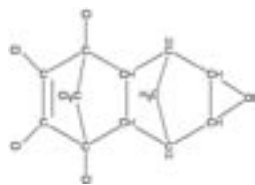
Fuente de todo este anexo: USEPA, Office of Research and Development, 2002.

Dieldrina



<i>Información química</i>	CAS: 60-57-1 Fórmula molecular: C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O Peso molecular: 380.92
<i>Persistencia</i>	Vida media: 1.3-4.2 días (aire) 1.1-3.4 años (agua) 1.1-3.4 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 5.8 x 10 ⁻⁵ atm ³ / mol a 25°C Presión de vapor: 1.78 x 10 ⁻⁷ mm Hg a 20°C Solubilidad en agua: 140 µg/L a 20°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 105.2 BAF/BCF: 920000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 37-87 mg/Kg DL50 Cutanea: 60-90 mg/Kg
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 5 x 10 ⁻⁵ mg/Kg /día (UF=100)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida en algodón, cítricos y maíz Termiticida. Todos sus usos cancelados desde 1987.
<i>Producción y uso internacional</i>	No existen productores conocidos actualmente. Insecticida utilizado hasta 1980 para el control de plaga de la langosta. No existen usos actuales excepto en un país (por 2 años para eliminar sus inventarios).
<i>Estatus en México</i>	Prohibida su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso conforme al DOF (3/01/1991).

Endrina



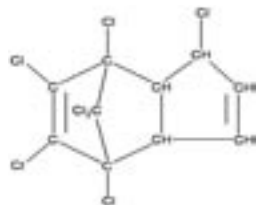
<i>Información química</i>	CAS: 72-20-8 Fórmula molecular: C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O Peso molecular: 380.92
<i>Persistencia</i>	Vida media: 2.2 días (aire) 1.0-4.1 años (agua) 4-14 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 6.36 x 10 ⁻⁶ atm ³ / mol a 25°C Presión de vapor: 7 x 10 ⁻⁷ mm Hg a 25°C Solubilidad en agua: 220-260 µg/L a 25°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 105.2 BAF/BCF: 7000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 7-15 mg/Kg DL50 Cutanea: 15 mg/Kg (hembras)
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 3 x 10 ⁻⁴ mg/Kg /día (UF=100)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida en algodón. Rodenticida en huertos. Todos sus usos cancelados desde 1991.
<i>Producción y uso internacional</i>	No existen productores conocidos actualmente. Se hay usos reportados actualmente.
<i>Estatus en México</i>	Prohibida su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso conforme al DOF (3/01/1991).

Clordano



<i>Información química</i>	CAS: 57-74-9 Fórmula molecular: C ₁₀ H ₆ Cl ₈ Peso molecular: 409.78
<i>Persistencia</i>	Vida media: 1.3-4.2 días (aire) 1.1-3.4 años (agua) 1.1-3.4 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 4.8 x 10 ⁻⁵ atm ³ / mol a 25°C Presión de vapor: 1 x 10 ⁻⁶ mm Hg a 20°C Solubilidad en agua: 56µg/L a 25°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 106 BAF/BCF: 250000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 283 mg/Kg DL50 Cutanea: 580 mg/Kg (conejos)
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 5 x 10 ⁻⁴ mg/Kg /día (UF=300)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida en agricultura y jardines caseros. Termiticida. Todos sus usos cancelados desde 1988.
<i>Producción y uso internacional</i>	China y Singapur El clordano se utilizado en Asia y Africa como termiticida
<i>Estatus en México</i>	Restringida su adquisición solo con la presentación de una recomendación escrita de un técnico oficial o privado que haya sido autorizado por el gobierno federal y su manejo y uso se efectuarán de acuerdo a la norma oficial mexicana que establece los requisitos y especificaciones fitosanitarias para el manejo de plaguicidas agrícolas restringidos.

Heptacloro



<i>Información química</i>	CAS: 76-44-8 Fórmula molecular: C ₁₀ H ₅ Cl ₇ Peso molecular: 373.32
<i>Persistencia</i>	Vida media: 1.3-4.2 días (aire) 0.03-0.11 años (agua) 0.11-0.34 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 2.3 x 10 ⁻³ atm ³ / mol Presión de vapor: 3 x 10 ⁻⁴ mm Hg a 20°C Solubilidad en agua: 180 µg/L a 25°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 105.27 BAF/BCF: 8500
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 147-220 mg/Kg DL50 Cutanea: 2000 mg/Kg (rata); 119-320 mg/Kg (conejos)
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 5 x 10 ⁻⁴ mg/Kg /día (UF=300)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida para el control de hormigas en cajas de cables subterráneas. Termiticida. La mayoría de sus usos fueron cancelados en 1978, y todos sus usos cancelados desde 2000.
<i>Producción y uso internacional</i>	No existen productores conocidos actualmente, aunque se han solicitado excepciones para utilizarse como plaguicida y solvente de plaguicidas. Insecticida para el control de termitas y otros insectos del suelo en varios países. Se utiliza como solvente para plaguicidas en dos países.
<i>Estatus en México</i>	No cuenta con registro en México, por lo que no está autorizado su uso.

Mirex



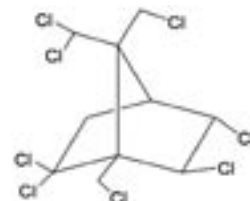
<i>Información química</i>	CAS: 2385-85-5 Fórmula molecular: C ₁₀ Cl ₁₂ Peso molecular: 545.5
<i>Persistencia</i>	Vida media: 4.2-12.5 días (aire) 0.34-1.14 años (agua) >3.4 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 8.3 x 10 ⁻³ atm ³ / mol a 20°C Presión de vapor: 3 x 10 ⁻⁷ mm Hg a 25°C Solubilidad en agua: 5.45 x 10 ⁻⁵ µg/L a 25°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 106.9 BAF/BCF: 2400000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 306 mg/Kg DL50 Cutanea: 800 mg/Kg (conejos)
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 2 x 10 ⁻⁴ mg/Kg /día (UF=300)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida para control de hormigas. Aditivo para retardantes de flama industriales Todos sus usos como plaguicida cancelados desde 1977.
<i>Producción y uso internacional</i>	No existen productores conocidos actualmente. China ha solicitado su excepción para uso como termiticida Se solicitó excepción por dos países para su uso como termiticida
<i>Estatus en México</i>	Prohibida su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso conforme al DOF (3/01/1991).

DDT



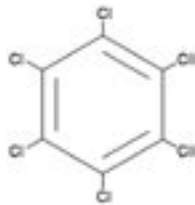
<i>Información química</i>	CAS: 50-29-3 Fórmula molecular: C ₁₄ H ₉ Cl ₅ Peso molecular: 354.49
<i>Persistencia</i>	Vida media: 4.2-12.5 días (aire) 0.34-1.14 años (agua) 1.1-3.4 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 1.29 x 10 ⁻⁵ atm ³ / mol a 23°C Presión de vapor: 1.6 x 10 ⁻⁷ mm Hg a 20°C Solubilidad en agua: 1.2-5.5 µg/L a 25°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 106.19 BAF/BCF: 1800000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 87 mg/kg DL50 Cutanea: 1931 mg/kg (conejos)
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 5 x 10 ⁻⁴ mg/kg /día (UF=100)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida de amplio espectro en varios cultivos. La mayor parte de sus usos cancelados en 1972. Todos sus usos cancelados desde 1989.
<i>Producción y uso internacional</i>	Producción: China e India. Insecticida utilizado en al menos 25 países para el control de insectos vectores de enfermedades humanas, particularmente la malaria. Utilizado en la producción de difocol.
<i>Estatus en México</i>	Uso solo permitido para campañas sanitarias por las dependencias del gobierno federal.

Toxafeno



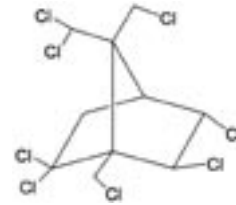
<i>Información química</i>	CAS: 8001-35-2 Fórmula molecular: C ₁₀ H ₁₀ Cl ₈ Peso molecular: 413.82
<i>Persistencia</i>	Vida media: 4.2-12.5 días (aire) >3.4 años (agua) >3.4 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 6.3 x 10 ⁻² atm ³ / mol Presión de vapor: 5 x 10 ⁻⁶ – 0.4 mm Hg a 20°C
<i>Solubilidad en agua</i>	550 µg/L a 20°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 104.8 – 106.6 BAF/BCF: 1100000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 40 mg/Kg DL50 Cutanea: 600 mg/Kg (conejos)
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: en desarrollo
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Insecticida para el control de plagas en algodón, saltamontes y para control de sarna en ganado. La mayoría de sus usos cancelados en 1982. Todos sus usos cancelados desde 1990.
<i>Producción y uso internacional</i>	No existen productores conocidos actualmente. No se reportan usos actualmente. Prohibida su comercialización.

Hexaclorobenceno



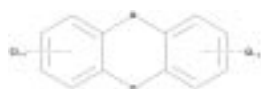
<i>Información química</i>	CAS: 118-74-1 Fórmula molecular: C ₆ Cl ₆ Peso molecular: 284.78
<i>Persistencia</i>	Vida media: 417-1250 días (aire) >3.4 años (agua) >3.4 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 7.1 x 10 ⁻³ atm ³ / mol a 20°C Presión de vapor: 1.089 x 10 ⁻⁵ mm Hg a 20°C Solubilidad en agua: 40 µg/L a 20°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 105.5 BAF/BCF: 110000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 3500 mg/Kg
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 8 x 10 ⁻⁴ mg/Kg /día (UF=100)
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Funguicida para semillas y trigo Actualmente importado como intermediario; importaciones anticipadas para su cese en el futuro para cumplimiento con excepciones.
<i>Producción y uso internacional</i>	No existen productores conocidos actualmente para su uso como funguicida No hay usos como funguicida reportados. Muchos países han solicitado excepciones como intermediario.
<i>Estatus en México</i>	No cuenta con registro en México, por lo que su uso no está autorizado

Bifenilos policlorados



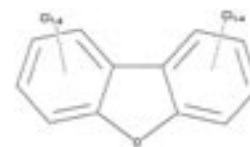
<i>Información química</i>	CAS: 11097-69-1 Fórmula molecular: C ₁₂ Cl _(x+y) Peso molecular: 328 (va de 188.7-498.7)
<i>Persistencia</i>	Vida media: 4.2 días (aire) 5.7 años (agua) 1.14 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 2 x 10 ⁻³ atm ³ / mol a 25°C Presión de vapor: 7.71 x 10 ⁻⁵ mm Hg a 25°C Solubilidad en agua: 57 µg/L a 24°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 106.5 BAF/BCF: 3000000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 1010 mg/Kg
<i>Toxicidad crónica</i>	Dosis de referencia: 2 x 10 ⁻⁵ mg/Kg /día (UF=300) bajo revisión
<i>Historial de usos en los Estados Unidos</i>	Uso permitido si se encuentra en equipos (transformadores) existentes; destrucción adecuada después de finalizado el tiempo de vida del equipo
<i>Producción y uso internacional</i>	Producción discontinuada. No existen registros de usos nuevos; existente en equipos y productos en existencia. Se reporta su uso en un país como ectoparasitida
<i>Estatus en México</i>	Regulado por la Norma Oficial Mexicana NOM-133-ECOL-2000, Protección ambiental-Bifenilos policlorados (BPC's)-Especificaciones de manejo

Dibenzo-p-Dioxinas-Policloradas



<i>Información química</i>	CAS: 1746-01-6 Fórmula molecular: C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O ₂ Peso molecular: 322.0
<i>Persistencia</i>	Vida media: 4.2-12.5 días (aire) 0.11-0.34 años (agua) 0.34-1.1 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 1.6 x 10 ⁻⁵ – 1 x 10 ⁻⁴ atm ³ / mol a 25°C Presión de vapor: 1.5 x 10 ⁻⁹ – 3.4 x 10 ⁻⁵ mm Hg a 25°C Solubilidad en agua: 0.019 µg/L a 25°C
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 106.9 BAF/BCF: 130000
<i>Toxicidad aguda</i>	DL50 Oral: 5051 mcg/Kg (hamster) DL50 Oral: 22-165 mcg/Kg (rata) DL50 Oral: 4.2 mcg/Kg (mink) DL50 Oral: 0.6 mcg/Kg (cerdo de guinea)
<i>Toxicidad crónica</i>	Bajo revisión
<i>Producción y uso internacional</i>	Incineración de residuos médicos y municipales Quema de patio. Manufactura y blanqueo de papel. Ciertos procesos térmicos de la industria metalúrgica. Algunos procesos de fabricación de sustancias como el 2,4,5-triclorofenol (actualmente cesado).
<i>Estatus en México</i>	Las dioxinas y furanos están incluidas en los proyectos de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-040-ECOL-2001, Protección ambiental-Fabricación de cemento hidráulico-Niveles máximos permisibles de emisión a la atmósfera; y PROY-NOM-098-ECOL-2000, Protección ambiental -Incineración de residuos, especificaciones de operación y límites de emisión de contaminantes.

Dibenzo-p-Furanos-Policlorados



<i>Información química</i>	CAS: 51207-31-9 Fórmula molecular: C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O Peso molecular: 306.0
<i>Persistencia</i>	Vida media: 1.6-10 días (aire) 0.005-1.62 años (agua) 1-3 años (suelo)
<i>Propiedades relacionadas con su transporte ambiental</i>	Constante de la ley de Henry: 8.6 x 10 ⁻⁶ atm ³ / mol Presión de vapor: 1.5 x 10 ⁻⁸ mm Hg Solubilidad en agua: 0.483 µg/L
<i>Bioacumulación</i>	Kow (coeficiente de partición octanol-agua): 106.5
<i>Producción y uso internacional</i>	Incineración de residuos médicos y municipales Quema de patio. Manufactura y blanqueo de papel. Ciertos procesos térmicos de la industria metalúrgica Algunos procesos de fabricación de sustancias como el 2,4,5-triclorofenol (actualmente cesado)
<i>Estatus en México</i>	Las dioxinas y furanos están incluidas en los proyectos de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-040-ECOL-2001, Protección ambiental-Fabricación de cemento hidráulico-Niveles máximos permisibles de emisión a la atmósfera; y PROY-NOM-098-ECOL-2000, Protección ambiental-Incineración de residuos, especificaciones de operación y límites de emisión de contaminantes.

Índice analítico

- actores
 - análisis centrado en los 70
 - identificación de los 36, 39
 - la perspectiva de los 68
 - sociedad, territorio y 36
 - y proyectos de restauración 37, 71, 74
 - y proyectos forestales 36
- agroturismo (*véase* turismo rural)
- aldrina 244
- alelopatía 129
- áreas naturales
 - y conservación 19
 - y restauración 19
- balance de la naturaleza 150
- bifenilos policlorados 248
- biodiversidad 18
- bioremediación 161
- bosques
 - aprovechamiento de los 88-92
 - concesiones de 90-91
 - legislación sobre 88-92
 - manejo de ejidos y comunidades 91
 - y plantaciones forestales 93-94
 - y política agropecuaria 89
 - y Revolución Verde 91
- calidad del suelo
 - definición 140
- clordano 245
- complejo de regeneración 150
- comunidades biológicas
 - dinámicas alteradas 153
 - origen de la alteración de las 153
 - síndrome de tensión de las 153
- Congreso forestal mundial 31
- conservación
 - cambios antropogénicos 23, 29
 - de ambiente naturales 18
 - de fragmentos pequeños 121
 - proyectos alternativos y 51-52
 - y ecoturismo 52-53
 - y educación 59
 - y pago por servicios ambientales 53-54
- construcción de humedales 203
- consumo 16
- cubierta forestal
 - pérdida de 31
 - y dispersión poblacional 32
- degradación ambiental
 - e información disponible 40
 - políticas públicas y 38
 - y actividades agropecuarias 39-40

- deforestación
 - en México 45, 87-88
- de Quevedo, Miguel Ángel (*véase* política forestal)
- derechos de propiedad 37-38
 - y sustentabilidad 37
- dieldrina 244
- DDT 247
- desarrollo económico y sustentabilidad 21
- deterioro
 - consumo y 32
 - de ecosistemas 31
- dibenzeno-p-furanos policlorados 249
- dibenzo-p-dioxinas policloradas 249
- disturbios de degradación progresiva 23

- ecología del paisaje 135
 - objetivos 136
- ecosistema
 - afectación a los 160-161, 171-173
 - almacenes de los 102-103
 - alteraciones (directas e indirectas) a los 87
 - características de los 101-102
 - definición de 17, 101
 - degradación, mecanismos de 153
 - deterioro de los 18
 - disturbios a los 20-21
 - e incorporación 102
 - equilibrio vs. persistencia en los 102
 - escala de los 151
 - estabilidad de los 102
 - estabilidad de los 17, 20
 - estado basal de los 151
 - factores externos a los 105
 - factores internos a los 106-109
 - mecanismos de degradación de los 153
 - modificaciones y cursos de acción de los 83-84, 92-93
 - original y línea base de los 83
 - propiedades emergentes de los 20
 - rehabilitación de los 83, 92
 - resiliencia de los 17, 20, 102
 - respuestas al distribuido de los 153
 - resistencia de los 102
- ecoturismo
 - características 52-53
 - y participación local 53
- educación
 - ambiental 60-61, 74
 - ciencias ambientales y 60
 - ejes de estudio 61
 - integradora y holística 61
 - multi e intercultural 61
 - para un futuro viable 58, 61
 - participativa 61
 - perspectivas 57-58
 - sustentable 61
 - y conocimiento ambiental en niños y jóvenes 58
 - y sustentabilidad 57-58
- educación (*continúa*)
- endrina 245
- erosión
 - extensión en México 45
- escasez, percepciones de 33
- especies introducidas (también exóticas, invasoras, no indígenas, no nativas) 127-132, 152, 160, 175-176, 216
 - geografía de las 127-128
 - invasión de las 128-130
 - naturalización 128
 - procesos de expansión 152-153
 - razones de su “éxito” 152
 - y restauración 23
- véase también* fauna introducida
- especies nativas 23, 131-132
- evaluación de proyectos
 - cambio de productividad 187
 - compensación por hábitat equivalente 190
 - costo de reemplazo 187
 - costo-beneficio (privado y social) 182-184
 - excedente del consumidor 185
 - método de costo de viaje 196
 - método de gastos preventivos 196
 - método de preferencias declaradas 196
 - métodos de precios hedónicos 195
 - métodos directos de mercado 193
 - métodos indirectos de mercado 195-196
- extensionismo 70

- fauna introducida
 - consecuencias 22-223
 - definición 216
 - en islas 221
 - en islas del noroeste de México 221-226
 - historia 216-217

- fauna introducida (*continúa*)
 - impacto biológico y ecológico de la 217
 - marco legal para el control de la 220-221
 - pérdidas económicas por la 217-218
 - prevención ante la 218
 - técnicas de control y erradicación de la 218-219
- fragmentación
 - ausencia de información 121
 - de comunidades 116
 - de ecosistemas 119-121
 - de poblaciones 113-114
 - efectos de la 114-121
 - intervención técnica y 72
 - manejo de la 68, 70, 87
 - y flujo de energía 119-121
 - y grandes depredadores 119
 - y polinización 116
 - y riqueza de especies 116
 - y sistemas planta-polinizador 119
- forestación (*véase* restauración ecológica)

- grupos étnicos y restauración 16
- grupos focales 64

- heptacloro 246
- heterogeneidad 151
- hexaclorobenceno
- hipótesis del cociente de recursos 150
- homogenización biótica 153
- humedales
 - alteraciones en los 201
 - construcción de 203
 - mitigación en 203
 - plantas de los 201
 - posición en las cuencas 201
 - rehabilitación 203
 - restauración 203-206
 - servicios ambientales 201
 - suelos de los 201
 - tipos de 201
- incorporación 102
- indicadores socioeconómicos 35
- índices
 - comparación de 49
 - de desarrollo económico 49
- índices (*continúa*)
 - de desarrollo humano 48-49
 - de marginación 48
 - niveles de bienestar 49
- investigación acción 63
- investigación participativa 63

- legislación forestal 88-92, 94-95
 - aspectos técnicos y sanitarios 89
 - y aprovechamientos
 - y conservación de bosques 89, 90, 95
 - y erosión 89
 - y LGEEPA 92
 - y plantaciones comerciales 91, 93
 - y reparto agrario 91
 - y restauración 92
 - y TLC 92
- levantamiento geomorfológico 136
- Ley forestal (*véase* legislación)
- Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable 103-105

- marginalidad (*véase* índices)
- mediación 70
- método de cuencas o parcelas pareadas 104
- mitigación 166
 - en humedales 203
 - véase* restauración ecológica
- mosaicos vegetacionales 150

- naturalización del paisaje 135
 - véase también* restauración ecológica
- Nueva Forestería 25
 - críticas a la 25

- pago por servicios ambientales 53-54
- paisaje
 - naturalización 135
 - refuncionamiento 135-136
 - véase también* restauración ecológica
- parásitos y enfermedades
 - y ciclo hidrológico 120
 - y degradación del suelo 121
 - y pérdida de biomasa 120
 - y reciclaje de nutrientes 120, 121
 - y viento 120
- parches de vegetación 150-151, 160

- pedón 141
- pedregal de San Ángel, especies introducidas en el 131
- plantación (uso erróneo como sinónimo de restauración) 84
 - forestal 93-94
- poblaciones
 - e interacciones bióticas 116-117
 - fragmentación 114-121
 - vulnerabilidad a la extinción 114
 - y efectos demográficos 114
 - y efectos genéticos 114-115
 - y extinción 114
- pobreza y desigualdad 35
 - y degradación ambiental 35
- política forestal 89-90, 94, 95
- políticas públicas
 - matriz de vínculos de las 38-39
- proyectos
 - evaluación socioeconómica de 181-196

- Registro Agrario Nacional 37
- Registro Público de la Propiedad 37
- reglas y recursos naturales 37
- resiliencia 83, 102, 154
- resistencia 102
- reclamación (*véase* restauración ecológica)
- recolonización natural 24
- reconstrucción 93
 - problemas 93
- recubrimiento vegetal 161
- recursos naturales
 - deterioro de los 31
- reemplazo 161
- reforestación
 - uso erróneo como sinónimo de restauración 84, 93
 - confusión en las leyes forestales 90
 - en Cuitzeo, Michoacán 93
 - evaluación 85
 - y legislación forestal 92
 - véase también* restauración ecológica
- regeneración (*véase* restauración ecológica)
- rehabilitación 83, 161, 203
 - véase también* restauración ecológica
- remediación 161
 - véase también* restauración ecológica
- restauración ecológica
 - actores de la 36, 39
 - restauración ecológica (*continúa*)
 - adicionalidad y 103
 - agenda socioeconómica de la 50
 - aspectos a medir 163-164
 - aspectos socioeconómicos 47-48, 181-196
 - biodiversidad nativa y 23
 - bosques del noreste de los EE.UU. y 25-26
 - cartografía y 137-140
 - como disciplina 19
 - como reverdecimiento 19
 - con especies nativas e introducidas 131-132
 - condiciones necesarias para la 18
 - condiciones sociodemográficas 35
 - de ecosistemas dulceacuicolas 20
 - de humedales, 202-203
 - de marismas 206-211
 - de sitios devastados por fenómenos naturales 21
 - definiciones 20, 21, 22, 23, 45, 67, 83, 84, 92, 159
 - del suelo 20
 - densidad poblacional y 32
 - enfoque multidisciplinario 163-165
 - enfoque poblacional de la 84
 - enfoques educativos y 57, 58-60
 - escala temporal de la 24
 - esferas de colaboración en la 46
 - especies exóticas y 23
 - estrategias 161, 174
 - estuario del río Tijuana 206-211
 - evaluación económica de la 181-197
 - factores externos a la 105-106
 - factores externos a la 105-106
 - factores internos 106-109
 - forestal 95
 - formas de implementar la 135
 - fracaso de la 154
 - fuentes de financiamiento para la 50
 - grupos étnicos y 16
 - historia del concepto 159
 - integral 24
 - intervención técnica en la 72
 - inventario de a biodiversidad y 23
 - investigación participativa y 72
 - investigación socioambiental 61-62
 - levantamiento geomorfológico y 136-140
 - limitante de las definiciones 22
 - límites a la 84

- restauración ecológica (*continúa*)
 - línea base de la 103-105
 - lineamientos generales para la 27-28
 - metas de la 23
 - objetivos de la 18, 72
 - parcial 83
 - participación comunitaria en la 51
 - pasos metodológicos 83, 165-166, 171-176
 - perrequisitos de la 2
 - perspectiva local de la 59
 - perspectiva simplista sobre la 20
 - planificación de la 169-174
 - principios filosóficos de la 61-62
 - procesos de sucesión local 23
 - punto de vista local 68
 - retos a la 17, 24
 - seguimiento de la 24
 - suelos y 106-107
 - supuestos de la 22, 24
 - sustentabilidad y 25-26
 - territorio y 33, 34
 - valores umbrales 104-105
 - variabilidad espacial 104
 - variabilidad temporal 103-104
 - y beneficios locales 50
 - y comunicación 70, 72, 74
 - y consumo 21, 26
 - y ecología del paisaje 135-136
 - y elección de especies 20
 - y escalas de tiempo 23
 - y estado original 83
 - y fragmentación de ecosistemas 121
 - y grupos étnicos 16
 - y hongos
 - y legislación forestal 88
 - y Nueva forestería 25
 - y políticas públicas 38
 - y programas oficiales 20
 - y su importancia para México 19-20
 - y suspensión de actividades humanas 23
 - y tenencia de la tierra 49-50
 - y tipos de ecosistema 24- 25
 - y trayectoria esperada de ecosistema 24-25
- restauración forestal en México 84
 - en Cuitzeo, Michoacán 84
- revegetación (*véase* restauración ecológica)
- reverdecimiento (*véase* restauración ecológica)
- saneamiento o reclamación 161
- Secretaría de la Reforma Agraria 37
- servicios ambientales
 - áreas silvestres y 54
 - definición 54
 - financiamiento de los 54
 - pago por 53-54
 - y conservación 53-54
- síndrome de tensión 153
- sistemas ecológicos
 - elementos fundamentales 151
 - escalas 150
- sociedad y ambiente
 - escala de observación 32
 - relación 31-32, 60
 - enfoques sobre la 60
 - y actividades primarias 32
 - y modelos teóricos 32
 - y territorio 33
- Society of Ecological Restoration
 - definición de restauración 82, 92, 159
- sucesión vegetal 148-150
 - escuela individualista sobre la 148
 - escuela organísmica sobre la 148
 - historia de vida 150
- suelos
 - dimensiones espaciales de los 141-143
 - en la región de Chamela 107-108
 - formación de 141
 - funciones de los 140-141
 - individual (o pedón) 141
 - información 140-143
 - procesos de degradación 107
 - y degradación 143
 - y restauración 140-141
 - y vegetación 143
- sustancias tóxicas persistentes
 - contaminantes orgánicos persistentes 234-236
 - Convenio de Estocolmo 239-240
 - efectos adversos 230
 - metales pesados 231-234
 - medidas adoptadas en México 240-241
 - nuevas sustancias 241
- sustentabilidad 21

sustentabilidad (*continúa*)
debate en torno a 25
y bosques boreales 25
teoría de la acción razonada 60
territorio
definición, 33
e historia regional, 34
y cultivos, 34
y fuentes de información, 34-35

territorio (*continúa*)
y grado de deterioro, 33,34
transformaciones catastróficas
características de las 153
toxafeno 247
turismo rural 54-55
Who counts matrix 84

Temas sobre restauración ecológica
se terminó de imprimir en los talleres
de la empresa SyG Editores, S.A. de C.V., Cuapinol 52,
Santo Domingo de los Reyes, Coyoacán, 04369,
México, D.F. durante el mes de octubre de 2005,
de acuerdo con la invitación restringida
INE/I3P-009/2005

Se tiraron 600 ejemplares