

# Aplicaciones prácticas para la conservación y restauración de humedales y otros ecosistemas acuáticos

*Roberto Lindig-Cisneros\* y Luis Zambrano<sup>§</sup>*

---

## Conservación, restauración y aprovechamiento. Diferentes estrategias de manejo para humedales y otros ecosistemas acuáticos

La necesidad de manejar los ecosistemas de manera adecuada para garantizar un aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y la conservación de la biodiversidad, obliga a incorporar de manera eficiente diversas estrategias. El hecho de que la gran mayoría, o incluso la totalidad, de los ecosistemas del planeta se encuentran bajo la influencia humana (Gómez-Pompa y Kaus, 1992) nos obliga a reconsiderar los modelos para el manejo adecuado de los mismos. En este contexto, la conservación, la restauración y el aprovechamiento pueden ser estrategias complementarias de manejo. En particular, la restauración y la conservación, que se han considerado actividades antagónicas (Young, 2000), en realidad se complementan cuando se trata de manejar paisajes

complejos en donde la actividad humana ha tenido diversos impactos sobre los distintos componentes de estos sistemas. De esta manera, en aquellas áreas que muestren niveles altos de degradación, las medidas de restauración serán dominantes hasta que se logre recuperar total o parcialmente la estructura y/o las funciones de interés (Hobbs y Norton, 1996); una vez que esto ocurra, se puede implementar una estrategia de manejo con medidas de conservación o uso sostenible. Desde luego, las medidas de conservación serán dominantes en sistemas con niveles bajos de perturbación. En el caso del aprovechamiento, el reto es incorporarlo a las estrategias de manejo de tal manera que sea compatible con las metas de restauración o conservación o que, incluso, coadyuve a lograr estas metas dentro de un esquema de manejo sostenible (Lee, 2001).

### *El grado de perturbación y las prioridades de manejo ¿conservación o restauración?*

La restauración y la conservación representan dos estrategias entre las que se puede elegir, en función del nivel de degradación del área que se desea manejar (Figura 1). En situaciones intermedias de perturbación, la aplicación de medidas concretas de restauración permitiría redirigir las trayectorias del

---

\* 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.

<sup>§</sup> Laboratorio de Restauración Ecológica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo-e: zambrano@ibiologia.unam.mx.

sistema hacia estados más deseables tanto como sea posible; y las medidas de conservación perseguirían que el sistema se mantenga en estos estados. Se ha propuesto que en el gradiente de degradación se dan transiciones no lineales, es decir, dinámicas, en las que un cambio pequeño en la causa de un fenómeno puede causar cambios de magnitud muy diferente en el efecto (umbrales en el sentido de Hobbs y Norton, 1996). En estos casos las medidas de restauración son críticas para tratar de cruzarlos. Sin embargo, la existencia de estas transiciones no lineales implicaría que en algunas situaciones los estados degradados sean irreversibles, en cuyo caso el manejo tendría que plantear otras metas, como la creación de estados alternativos que cumplan con funciones específicas. Éste podría ser el caso de la creación de humedales dominados por tulares (*Typha* spp.) para intentar retener nutrientes disueltos en el agua de escorrentía (Kadlec y Knight, 1996; Kadlec, 2005), en sitios en donde se ha alterado el régimen hidrológico a tal grado que los humedales originales no se puedan restaurar (National Research Council, 2001; Zedler, 2000). La manipulación de los humedales adyacentes a lagos y lagunas puede cumplir con la doble función de restaurar estas comunidades y retener nutrientes para la restauración de los cuerpos de agua (Yin y Lan, 1995). De esta manera, el nivel de degradación debe ser el factor más importante al determinar una estrategia de manejo y el tipo de medidas que serán prioritarias.

### *El aprovechamiento como herramienta de manejo*

La inmensa mayoría de las civilizaciones se han establecido a orillas de ríos o lagos. Como consecuencia, todas las megalópolis antiguas o del presente, como El Cairo, Londres, Bagdad, Washington, París, Berlín, o México son, o eran, ciudades ribereñas. En todos estos casos, los ecosistemas acuáticos han sufrido degradación debido al crecimiento de las poblaciones y los métodos de manejo aplicados. En este sentido, la Ciudad de México y la degradación extrema de su sistema de lagos es un ejemplo notable (Lindig-Cisneros y Zedler, 2000).

El estrecho contacto con el hombre ha generado grandes cambios dentro de la dinámica de los ríos y los lagos. Además de aportar el líquido vital para la sobrevivencia humana, los ríos y los lagos en todas las culturas se han visto como transportadores de desechos (los ríos) o receptáculos (los lagos). Desde el siglo pasado los ríos también han sido usados como fuentes de energía y es interesante notar que, en algunos casos, su restauración requiere de la remoción de las presas una vez que su funcionamiento ya no es económicamente viable o cuando ya es prescindible (Hart *et al.*, 2002; Pohl, 2002; Stanley y Doyle, 2003). En el caso de los lagos, estos se han usado como fuentes alternativas de producción de proteína para consumo humano con métodos de acuicultura extensiva. La presión social que ha surgido a partir

FIGURA 1. RELACIÓN ENTRE EL NIVEL DE DEGRADACIÓN Y EL ENFOQUE DE MANEJO. CUANDO EL NIVEL DE DEGRADACIÓN ES BAJO LAS MEDIDAS DE CONSERVACIÓN SERÁN DOMINANTES, PERO EN LA MEDIDA EN QUE LA DEGRADACIÓN HUBIERA CAUSADO MAYORES DAÑOS, LAS MEDIDAS DE RESTAURACIÓN DEBERÁN TOMAR MAYOR IMPORTANCIA, PARTICULARMENTE EN LAS PRIMERAS ETAPAS DE MANEJO HASTA QUE SE LOGRE CONTROLAR EL FACTOR DE DEGRADACIÓN, REVERTIR EL DAÑO Y PROPICIAR QUE EL SISTEMA SE REDIRIJA HACIA UNA TRAYECTORIA DESEABLE



de la conciencia que está tomando el ser humano para preservar a los ecosistemas, ha generado que muchos gobiernos tomen iniciativas para mejorar las condiciones de los ríos y de los lagos. El común denominador de estas acciones se debe centrar en mejorar las condiciones del sistema acuático, pero a la vez utilizarlo para el bien de la población. Los ríos y los lagos están ligados íntimamente al hombre y, por lo tanto, es muy difícil considerar que se conservarán sin ser utilizados en alguna forma. Por esto, para pensar en la restauración de los lagos y ríos es fundamental utilizar un enfoque sustentable, en el cual las variables económicas juegan un papel importante. Sin embargo, hay que tener cuidado con la instrumentación de estrategias basadas en este tipo de enfoques, puesto que pueden dar lugar a problemas peores a los que había enfrentado el sistema previamente. Por ejemplo, es muy fácil suponer que la acuicultura extensiva es una actividad económica complementaria viable para los habitantes que rodean un lago en particular. De hecho, la acuicultura extensiva se ha promovido a lo largo del país desde hace casi cuarenta años con fundamento en las recomendaciones de la FAO. La acuicultura extensiva se basa fundamentalmente en especies exóticas de fácil crecimiento con tecnologías probadas en diversos sitios. Por lo tanto, esta actividad está introduciendo a los lagos especies exóticas altamente resistentes, que pueden deteriorar el sistema que las recibe. Además, en la gran mayoría de las ocasiones, la acuicultura extensiva ha probado ser poco redituable en términos económicos por lo que, finalmente, los pescadores —los supuestos beneficiarios— tienen que dedicarse a otras actividades, en busca de mejores oportunidades económicas, quedando la acuicultura de este tipo a cargo de unas cuantas personas. Así, los pescadores no son capaces de controlar a la población de peces, y la especie introducida, cuya presencia se suponía inicialmente benéfica para la población humana, se convierte en una plaga que reduce aún más la calidad del sistema. Esto es lo que está sucediendo, por ejemplo, en los canales de Xochimilco, Distrito Federal, donde se introdujeron carpas (*Cyprinus carpio*) y tilapias (*Oreochromis* sp.); estas especies están deteriorando a tal grado el sistema que la Delegación Xochimilco ha tenido que poner en marcha progra-

mas para la reducción de población de esas especies exóticas, con el fin de resguardar la mermada calidad de los canales.

Cuando el aprovechamiento se planea de manera adecuada, lo que en el caso de ríos, lagos, humedales y otros ecosistemas acuáticos puede incluir actividades como la recolección de plantas o sus partes, la pesca, la caza o la acuicultura (diseñada en un contexto de desarrollo sustentable y evitando el uso de especies depredadoras, de alta competitividad ecológica y potencialmente invasoras), puede utilizarse como una herramienta de restauración o de conservación. El aprovechamiento puede emplearse como una herramienta de restauración e incluso de conservación porque, en algunos casos, la remoción de materia orgánica (en particular la vegetal) permite que se dirija al sistema hacia trayectorias deseables (Reeder y Hacker, 2004) o que se conserven atributos como la riqueza de especies (Gusewell y Nedic, 2004). En el caso de la restauración de lagos, la pesca de especies clave permite manipular las cadenas tróficas con fines de restauración y manejo (Gulati y van Donk, 2002; Wysujack y Mehner, 2002; Hakanson *et al.*, 2003). En otros casos, la estrategia de restauración puede tener como objetivo la recuperación de servicios ecosistémicos y, a la vez, la creación de sistemas productivos. Éste es el caso de la rehabilitación de manglares en partes del delta del río Mekong en Vietnam (Bentham *et al.*, 1999). En este caso se busca mantener y recuperar los manglares para la protección de la línea costera y, a la vez, para desarrollar pesquerías sostenibles incluyendo granjas camaronícolas. El proyecto pretende crear una zona de protección entre el mar y la tierra firme, en donde la restauración y, en consecuencia, la conservación, resulta estricta en la franja adyacente al mar, y entre esta franja y tierra firme se contempla una zona de amortiguamiento, en la cual se establezcan parcelas de 5 a 10 hectáreas y en donde se planten manglares, en un diseño integrado que, además, permite la producción de camarones.

### **Alcances y límites de la restauración**

La restauración ecológica se ha caracterizado de múltiples maneras, que van desde considerarla una acti-

vidad fraudulenta y carente de ética hasta promoverla como la solución de todos los problemas generados por el uso irracional de los recursos naturales e, incluso, una obligación moral (Woolley y McGinnis, 2000). En realidad la restauración ecológica comprende una serie de actividades bajo contextos muy diversos que, en algunos casos, permite la recuperación de ecosistemas que son indistinguibles de sistemas naturales y, en otros, sólo la recuperación de algunos atributos o funciones específicas (National Research Council, 2001; Zedler, 2000). Las metas que se alcancen dependen de varios factores, entre los que destaca el nivel de perturbación del sitio que se busca restaurar así como el de los alrededores; por lo tanto, la restauración resulta particularmente difícil en sitios en donde la degradación de ambos es considerable, como en las zonas urbanas (Lindig-Cisneros y Zedler, 2000).

Por lo tanto, la recuperación de las trayectorias ecológicas en humedales y otros sistemas acuáticos dependerá de qué tan degradado esté el sitio a restaurar, así como del nivel de conservación de los alrededores del mismo. El estado de conservación de los alrededores es particularmente crítico en el caso de los lagos y lagunas que, por encontrarse en las partes bajas de las cuencas, reciben directamente muchos de los impactos provocados por la degradación de las cuencas que los alimentan (sedimentación, alteraciones del régimen hídrico, aportes de nutrientes, por citar sólo los más importantes). También para los humedales la posición en el paisaje es de gran importancia, pues de ella dependen no sólo el tipo de humedal (National Research Council, 1995), sino los tipos de servicios ecosistémicos que los humedales aportan. Por ejemplo, la biodiversidad se puede beneficiar más de proyectos de restauración que se encuentren cerca de hábitat remanentes, mientras que el control de inundaciones será más eficiente si se restauran humedales en las planicies de inundación o, el control de nutrientes será más adecuado cuando se restauran humedales río abajo de tributarios con cargas de nutrientes altas (Zedler, 2003).

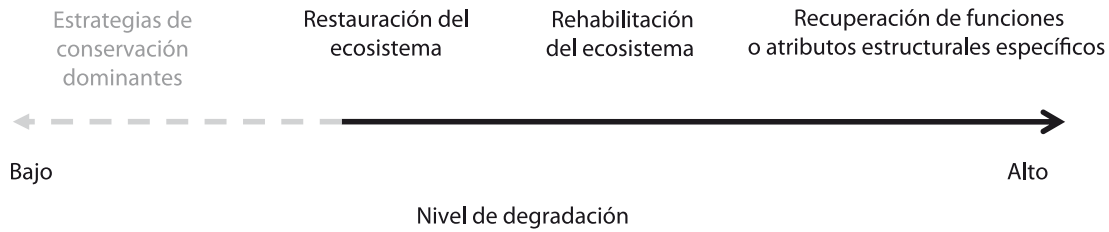
En términos del proceso de degradación, se pueden reconocer varios aspectos que son de gran importancia. De acuerdo con Zedler (1999), existen dos formas que puede tomar el proceso de degradación de un ambiente natural, que consisten en la pérdida de ca-

lidad y en la pérdida de extensión. Adicionalmente, la intensidad de la degradación determina, entre otras cosas, el potencial de un sitio dado para recuperar el tipo de comunidad biótica perdida.

Considerar la estructura y la función es de gran importancia para determinar en qué medida se puede recuperar un ecosistema (Bradshaw, 1984) y el tipo de resultados que se pueden esperar de un proyecto de restauración. Conforme aumenta el nivel de degradación, la restauración se hace más difícil y las posibilidades de recuperar todos o la mayoría de los atributos funcionales y estructurales de un ecosistema se reducen (Figura 2). En algunos casos es posible que, al rehabilitar funciones o atributos estructurales específicos, el sistema se redirija hacia un estado similar al anterior a la degradación, aunque evidencias obtenidas de esfuerzos de restauración en sitios muy degradados indican que para lograr esto se requiere de grandes esfuerzos por períodos de tiempo largos, e incluso, es posible que se requiera de un esfuerzo permanente para mantener al sistema en el estado deseado (Lindig-Cisneros *et al.*, 2003). Puede ocurrir que durante el proceso de degradación se pierdan características del ecosistema original que resulten imposibles de recuperar; por ejemplo, atributos esenciales del régimen hídrico (pérdida de manantiales o de la relación escorrentía/flujo subsuperficial), la pérdida de las condiciones del suelo (oxidación de la materia orgánica, compactación) o la extinción de especies (Zedler, 1999). Cuando se cruzan estos umbrales de degradación (*sensu* Hobbs y Norton 1996) que impiden la restauración del ecosistema original, deben plantearse metas que sean compatibles con las nuevas condiciones del sitio.

Los modelos de estados y transiciones que contemplan la existencia de relaciones no lineales o umbrales fueron propuestos originalmente para el manejo de ecosistemas terrestres, en particular de zonas de pastoreo (Westoby *et al.*, 1989), y han sido incorporados a la problemática de la restauración ecológica (Hobbs y Norton, 1996; Yates y Hobbs, 1997), pues permiten contar con un marco conceptual para tratar de mejorar la predictibilidad de los procesos de restauración. Estos modelos reconocen que existen múltiples estados en un ecosistema y que pueden existir dinámicas no lineales o transiciones (umbrales *sensu* Hobbs y Norton,

FIGURA 2. RELACIÓN ENTRE EL NIVEL DE DEGRADACIÓN Y LAS METAS QUE PUEDEN ALCANZARSE EN UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN. A MAYOR NIVEL DE DEGRADACIÓN, EL TIPO DE FUNCIONES Y LA COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL QUE SE PUEDEN RECUPERAR SE REDUCE, Y SI SE PIERDEN CARACTERÍSTICAS ESENCIALES DURANTE EL PROCESO DE DEGRADACIÓN CUYA RECUPERACIÓN SEA IRREVERSIBLE, ES NECESARIO PLANTEAR METAS QUE SEAN COMPATIBLES CON LAS NUEVAS CONDICIONES DEL SITIO

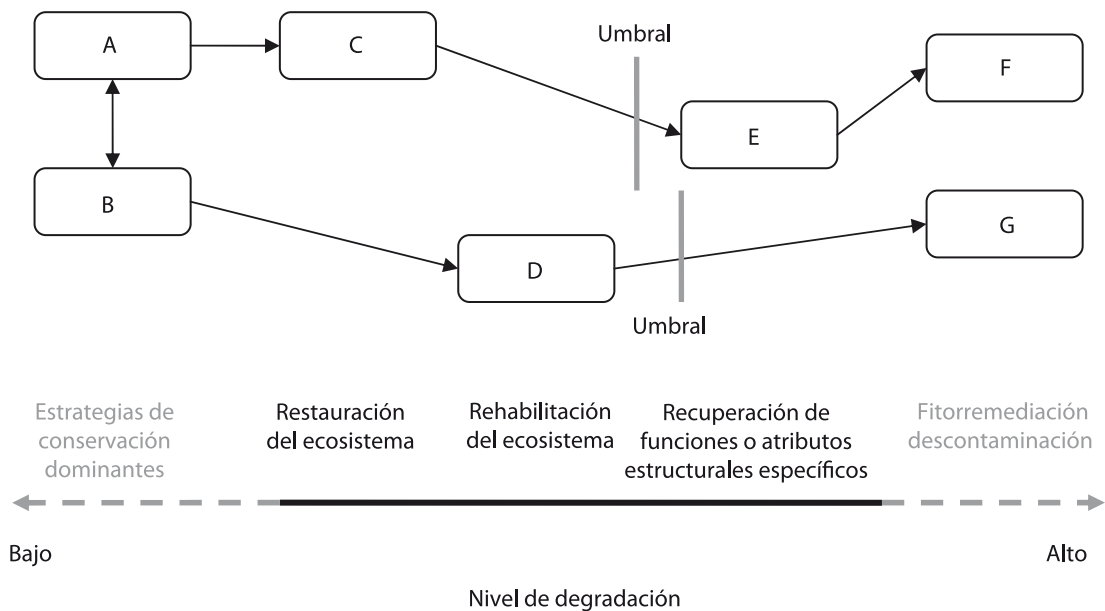


1996), que pueden dificultar o impedir que se retorne a estados sucesionales avanzados o deseables (ya sea estructural o funcionalmente) desde estados degradados (Figura 3). Estos modelos reconocen que algunos de los estados pueden representar condiciones ajenas a la dinámica natural del ecosistema como consecuencia de la perturbación humana (por ejemplo, cuando se introducen especies exóticas invasoras), e incluso que algunos estados pueden ser irreversibles (Zedler, 2000). Las transiciones entre estados dependen de las condiciones bióticas y abióticas que, al modificarse, permiten que el sistema cambie a otro estado estable en términos de su estructura y función. Entre los factores abióticos destaca la variación climática interanual, porque puede causar que una estrategia, eficaz bajo ciertas condiciones, se vuelva ineficaz o innecesaria si las condiciones son distintas de un año a otro (Young *et al.*, 2005; Lindig-Cisneros *et al.*, 2003).

Los ecosistemas acuáticos son sistemas que tienden a responder de manera muy rápida tanto a las perturbaciones como a los planes de manejo y restauración. Por lo tanto, la gran ventaja de generar planes de restauración de los ríos y lagos es que los resultados se pueden ver de manera contundente en un plazo relativamente corto. En algunos lagos se pueden visualizar cambios en semanas o incluso en días (por ejemplo, en la disminución de algas). Los cambios de más largo plazo como la reducción de sedimentos, aumento de transparencia, aumento de diversidad en invertebrados o peces, se pueden apreciar en uno o dos años. Esto se debe a que la gran mayoría de las dinámicas en cada uno de los

procesos ecológicos responden rápidamente. A muchas de las dinámicas involucradas en los procesos de los ríos y los lagos se les denomina dinámicas rápido-lento, dinámicas en las que entran en juego variables que responden de manera rápida a un estímulo (por ejemplo, el incremento explosivo de las poblaciones de algas) y otras variables que son más lentas en reaccionar (por ejemplo, las poblaciones de peces). Al interactuar ambas dentro de un sistema, la respuesta generada puede llegar a ser muy compleja, lo que ha motivado hipótesis que sugieren que los lagos generan respuestas tipo umbral. Las respuestas sugieren que un sistema puede, en apariencia, no estar respondiendo a una perturbación dada, hasta que se llega a un umbral de perturbación. Una vez pasado este umbral, el sistema responde rápidamente hacia un estado de deterioro muy grande. Una vez que está deteriorado el sistema es necesario aplicar mucha energía para llevarlo a un estado similar al original, al cual, eventualmente, podría llegar de manera repentina. Un ejemplo claro de respuestas tipo umbral en los lagos son las muertes masivas de peces que se suceden en lagos someros del altiplano mexicano cada época de secas. Por lo general, estas muertes masivas son de especies exóticas, que van aumentando su población durante varios años sin problemas aparentes, hasta que llegan a una cantidad suficiente como para que en un día de calor se reduzca la concentración de oxígeno más allá de cierto límite, generando condiciones de anoxia que ocasionan la súbita muerte de gran parte de la población de peces.

FIGURA 3. LOS MODELOS DE ESTADOS Y TRANSICIONES ESTABLECEN QUE LOS ECOSISTEMAS SE PUEDEN ENCONTRAR EN UNA SERIE DE ESTADOS ALTERNATIVOS (A Y B), ENTRE LOS QUE PUEDEN TRANSITAR O MANTENERSE SI LOS RÉGIMENES DE PERTURBACIÓN NATURAL NO SON ALTERADOS. LAS ACTIVIDADES HUMANAS PUEDEN CAUSAR PERTURBACIONES QUE DEGRADAN AL SISTEMA Y LO DIRIGEN HACIA ESTADOS (C Y D), EN LOS CUALES SE REQUIERE DE MEDIDAS DE RESTAURACIÓN SI SE DESEA REGRESAR AL SISTEMA A LOS ESTADOS MÁS DESEABLES. EL ECOSISTEMA PUEDE SER PERTURBADO AÚN MÁS, CAUSANDO QUE SE CRUCEN TRANSICIONES NO LINEALES (UMBRALES, LÍNEAS VERTICALES GRISAS EN EL DIAGRAMA) QUE IMPIDEN QUE EL SISTEMA SE RECUPERE HACIA ESTADOS MENOS DEGRADADOS; EN ALGUNOS CASOS SERÁ POSIBLE RECUPERAR ALGUNAS DE LAS FUNCIONES O PARTE DE LA ESTRUCTURA (E) PERO, EN OTROS, EL DAÑO SERÁ COMPLETAMENTE IRREVERSIBLE (F Y G), Y BAJO ESTAS CIRCUNSTANCIAS ES LA INGENIERÍA AMBIENTAL LA QUE PUEDE CONTROLAR —Y ESTO ES UNA EXPECTATIVA POBRE, PERO REALISTA— AL MENOS LOS DAÑOS MÁS SEVEROS (CONTAMINANTES TÓXICOS POR EJEMPLO)



Este tipo de hipótesis pueden ser muy útiles cuando se intenta instrumentar acciones para la restauración de un río o de un lago. Sin embargo, es necesario considerar que es prácticamente imposible regresar a un río o lago a su estado original prístino.

### Planeación de proyectos de manejo

La planeación de proyectos de manejo de humedales y otros sistemas acuáticos requiere que se consideren factores ecológicos, económicos y sociales, que se cuente con las herramientas técnicas apropiadas y con la capacidad para desarrollarlas. El manejo adecuado requiere, antes que nada, que se defina el uso (y la intensidad del mismo) al que se va a someter al ecosistema que se pretende manejar; es de gran importancia que se reconozca que algunos

usos pueden ser incompatibles con las condiciones de perturbación del sitio. En un extremo, en sitios bien conservados que representan ecosistemas frágiles que deben ser protegidos (ya sea por su rareza, importancia biológica, la presencia de especies en peligro de extinción o porque su conservación esté contemplada en la legislación), algunos usos serán completamente incompatibles con la conservación, particularmente aquellos que impliquen modificaciones que se alejen considerablemente del régimen natural de perturbación del sistema y que, por lo tanto, impidan un manejo sostenible del mismo (Lee, 2001). En el otro extremo se encuentran sitios muy degradados, en los que la recuperación del ecosistema es imposible particularmente si se consideran las dificultades técnicas y económicas y que, por lo tanto, serán inadecuados para usos que implican mantener

la integridad del sistema como, por ejemplo, la presencia de especies con requerimientos de hábitat muy específicos (Zedler, 1993; Lindig-Cisneros *et al.*, 2003). Como vimos anteriormente, el nivel de degradación determina el tipo de medidas que predominarán en cualquier proyecto de manejo. Es por esto que a continuación se discutirán, por separado, el manejo para la conservación y el manejo para la restauración. Sin embargo, no hay que perder de vista que en la práctica se pueden aplicar medidas de conservación y restauración de manera simultánea o secuencial. Young (2000) propone que las diferencias fundamentales entre la conservación y la restauración radican en que la primera se centra en la preocupación de detener la amenaza de pérdidas permanentes y se ha concentrado en aplicar medidas que garanticen la viabilidad poblacional de las especies; en contraste, la restauración busca la recuperación al mediano y largo plazo de los ecosistemas, por lo que se enfoca en aplicar medidas que permitan el establecimiento de comunidades (sobre todo del componente vegetal de las mismas) y el restablecimiento de la dinámica de los ecosistemas.

### *Manejo para la conservación*

Cuando se planifica una estrategia de manejo para la conservación, se deben contemplar las condiciones biológicas del sitio, así como el contexto ecológico regional y los factores sociales. Mazzotti y Morgens-tern (1997) proponen un esquema para diseñar e implementar programas de manejo que consta de seis pasos fundamentales: 1) definir las metas, 2) definir los objetivos, 3) desarrollar el plan de manejo, 4) instrumentar el plan de manejo, 5) monitorear y 6) adaptar el plan en caso de ser necesario. Para definir las metas y los objetivos se debe realizar un inventario de los recursos, una evaluación del estado de conservación y un proceso de consulta que involucre a la sociedad. Este último paso es indispensable porque de esta manera se pueden conocer las necesidades y expectativas del público con respecto al área que se desea conservar, y es también una oportunidad para difundir la importancia de la conservación y los valores que posee el sitio natural. Existen distintos tipos de metas que se pueden plantear para el ma-

nejo, entre las que destaca la protección, que incluye estrategias más allá del simple resguardo contra la perturbación humana, pues puede incluir medidas como la aplicación de fuegos controlados o la reintroducción de especies. La protección es una meta crítica para áreas que cumplen con un papel ecológico fundamental y que son particularmente susceptibles a perturbaciones, como las áreas riparias (National Research Council, 2002). Otros tipos de metas son la restauración, la rehabilitación, la construcción, la mitigación y la naturalización. Estos tipos de metas se revisarán más adelante cuando se discuta la planeación de los proyectos de restauración, con excepción de la naturalización, que es una alternativa distinta a la restauración ecológica, que intenta compatibilizar las influencias humanas a escala de cuencas, al establecer sistemas geomorfológicos autosostenibles que contengan abundantes y diversas comunidades, que pueden ser fundamentalmente diferentes a las comunidades originales. Este concepto se desarrolló para ríos en sitios agrícolas que han sufrido modificaciones considerables (Rhoads y Herricks, 1996; Rhoads *et al.*, 1999).

### *Incorporando el aprovechamiento en proyectos de manejo*

El reconocimiento de que el uso de los humedales es y ha sido una práctica común, y de que el mantenimiento de algunos servicios ecosistémicos puede depender del mismo (Maltby, 1991) dio origen al concepto de *uso racional* (*wise use*), el cual se definió, en la reunión de Regina (Ramsar Conventional Bureau, 1987), como sigue:

*El uso racional de los humedales es su utilización sostenible para el beneficio de la humanidad manteniendo las propiedades naturales del ecosistema.*

El principal problema con el concepto de uso racional es su instrumentación, pues es difícil decidir qué es un uso adecuado para distintos tipos de humedales (o, por extensión, de ecosistemas acuáticos) y contextos socioeconómicos. De acuerdo con Maltby (1991) hay varios factores que se deben considerar, entre los que destacan:

- a) Identificar las funciones y el valor de los humedales.
- b) La integración de usos que sean compatibles cuando esto sea posible.
- c) Separación de los usos que resultan incompatibles.
- d) Crear una zonificación y la planeación ambiental.
- e) Diseñar las estrategias sociales, económicas y de empleo que reduzcan las presiones humanas dañinas para el humedal.

Entre los usos más frecuentes que se contemplan con el manejo para la conservación están el turismo y otras actividades recreativas, siendo éste el criterio de origen de muchos de los parques naturales del mundo (Packard, 1972). Sin embargo, en el caso del turismo, es necesario tomar en cuenta varios factores entre los que destaca la capacidad del ecosistema para resistir las perturbaciones generadas por los visitantes (Andrés-Abellán *et al.*, 2005; Prato, 2001; Klein *et al.*, 1995), pues de otra manera esta actividad aparentemente benigna puede causar daños considerables.

#### *Procedimiento general para planear proyectos de restauración*

La planeación de proyectos de restauración es similar a la estrategia que se sigue para proyectos de manejo,

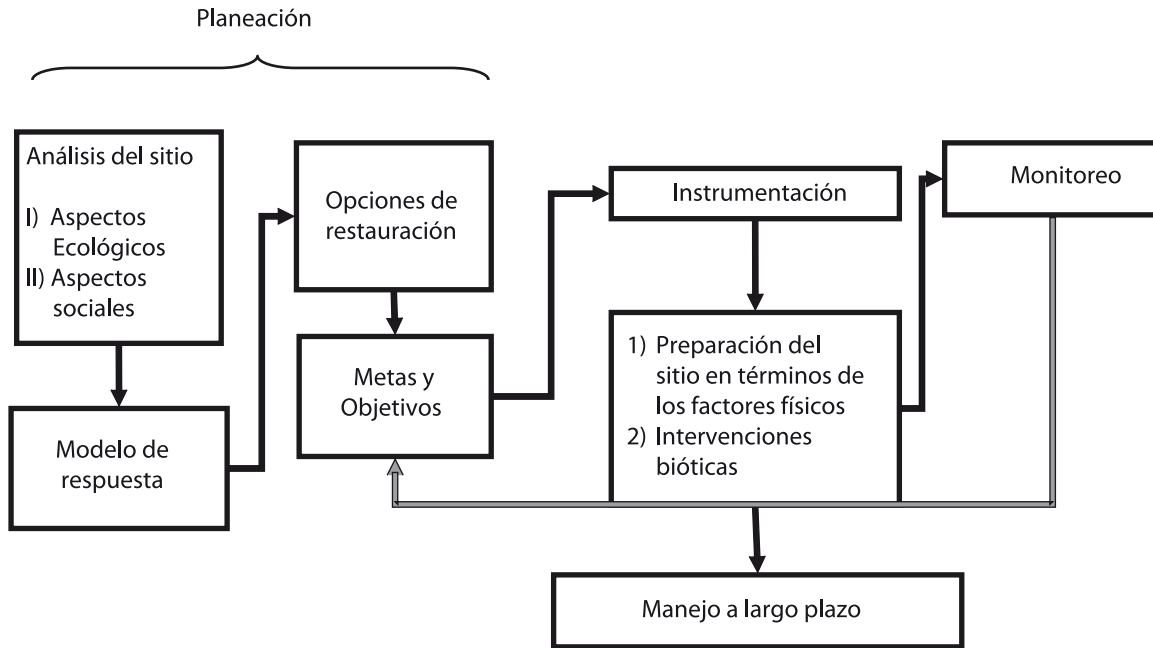
con la diferencia de que la intervención para dirigir el sistema hacia el estado deseable es prioritaria. Se han propuesto diversas estrategias para planear un proyecto de restauración, entre las que destacan las de la Sociedad para la Restauración Ecológica Internacional (2004), la de Nuzzo y Howell (1990) y la de Hobbs y Harris (2001). De acuerdo con la Sociedad para la Restauración Ecológica Internacional, deben tomarse en cuenta varios aspectos cuando se planea un proyecto de restauración ecológica (Tabla 1); los cuales se pueden agrupar en tres categorías: planeación, implementación y monitoreo (Figura 4).

En la etapa de planeación se incluye el análisis del sitio. En esta evaluación se deben considerar los factores físicos, biológicos y sociales. Sobre los primeros, es indispensable evaluar el nivel de degradación en términos tanto del propio sitio como del paisaje circundante (Palmer *et al.*, 1997). Esto es fundamental porque el nivel de perturbación limita los alcances del proyecto de restauración, como se ha discutido con anterioridad, y en el caso del paisaje circundante, su estado de conservación es determinante, porque influye en procesos como el aporte de nutrientes y sedimentos hacia el sitio que se desea restaurar, en la inmigración de flora y fauna hacia el sitio (incluyendo especies exóticas y especies potencialmente invasoras) y en la escorrentía. En el caso de los ecosistemas acuáticos y, particularmente, de los humedales, los aspectos relacionados con el régimen hídrico como

TABLA 1. ASPECTOS FUNDAMENTALES QUE SE DEBEN CONSIDERAR AL PLANEAR UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN DE ACUERDO CON LA SOCIEDAD PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA INTERNACIONAL (2004)

- 
- A) Una justificación clara de por qué se requiere de una restauración.
  - B) Una descripción ecológica del sitio designado para la restauración.
  - C) Una descripción de las metas y objetivos del proyecto de restauración.
  - D) Que se elija y se describa al sistema de referencia para la restauración.
  - E) Una explicación de cómo la restauración que se propone se va a integrar en el paisaje y sus flujos de organismos y materiales.
  - F) Planes, calendarización y presupuestos explícitos, las actividades de instrumentación y postinstrumentación, así como una estrategia para hacer correcciones durante el proceso.
  - G) Estándares de desempeño bien desarrollados y explícitos, con protocolos de monitoreo a través de los cuales se evaluará el proyecto.
  - H) Planes para la protección y manejo a largo plazo del ecosistema restaurado.
-

FIGURA 4. REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LOS PASOS QUE SE RECOMIENDA SEGUIR PARA INSTRUMENTAR UN PROYECTO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA. EL PROCESO SE PUEDE DIVIDIR EN TRES ETAPAS: PLANEACIÓN, INSTRUMENTACIÓN Y MONITOREO. LA LÍNEA GRIS REPRESENTA LA POSIBILIDAD DE HACER MODIFICACIONES DURANTE EL PROCESO DE RESTAURACIÓN EN CASO DE QUE, COMO RESULTADO DEL MONITOREO, SE LLEGUE A LA CONCLUSIÓN DE QUE EL SISTEMA ESTÁ SIGUIENDO UNA TRAYECTORIA NO DESEADA, POR LO QUE REQUIERE AJUSTES



la escorrentía, son de fundamental importancia, pues determinan en buena medida el tipo de ecosistema que se puede restaurar. Los humedales son particularmente sensibles al tipo de aporte de agua (superficial o subsuperficial) y a las características químicas de la misma. Cuando el régimen hídrico ha sido alterado por modificaciones en las cuencas, tales como la deforestación o la sobreexplotación de acuíferos, en muchas ocasiones es imposible restaurar humedales similares a los que se degradaron o crear humedales ricos en especies nativas.

En el caso de la restauración de ríos y lagos hay factores adicionales que deben considerarse al planear un proyecto de restauración, los cuales se pueden dividir en dos grandes grupos: los factores abióticos (Tabla 2) y los factores bióticos. De los factores bióticos destaca el fitoplancton, quizá una de las variables que determinan más el curso de un río o un lago. También es una de las variables bióticas que más depende de muchas variables abióticas de un sistema y que, a su vez, las modifica con mayor intensidad.

Los aspectos sociales relacionados con la restauración incluyen el tipo de propiedad del predio (privado, comunal, estatal, entre otros), las expectativas de los propietarios sobre la restauración, los beneficios esperados, y los usos del sitio una vez concluida la restauración. También importa ponderar los costos asociados al proceso de restauración, la duración del proyecto y los costos relacionados con el mantenimiento posterior, y el tipo de esfuerzo requerido. Considerar los aspectos sociales es fundamental para diseñar proyectos de restauración que sean aceptados y que, por lo tanto, tengan posibilidades de cumplir con las metas y objetivos planteados (Pfadenhauer, 2001; Walters, 1997). Un aspecto de particular importancia es lo que Gobster (2001) llama las “visiones de la naturaleza”, que es la forma en que el público percibe un sitio, su utilidad e importancia.

Una vez que se han descrito las condiciones ecológicas y que se han explorado los aspectos sociales relacionados con el sitio que se desea restaurar, se pueden elaborar una serie de opciones de restaura-

TABLA 2. FACTORES ABIÓTICOS DETERMINANTES PARA RÍOS Y LAGOS

FACTOR	IMPORTANCIA
1. Penetración de la luz	La penetración de la luz es fundamental para el desarrollo de la dinámica de los ríos y los lagos. Un lago transparente cuenta con la posibilidad de desarrollar comunidades saludables de plantas sumergidas que son el alimento, refugio y sitio de ovodeposición de muchos de los organismos animales que allí habitan. También la transparencia en la columna de agua permite que los depredadores visuales (como los peces zooplanctívoros y piscívoros) puedan encontrar su comida con mayor facilidad. Por el contrario, un lago turbio cuenta con pocas posibilidades de sobrevivencia para muchos organismos, haciéndolo poco diverso. Las consecuencias de esta reducción de diversidad es particularmente grave en el nivel de los productores primarios puesto que un lago turbio se vuelve, por lo general, un lago dominado por algas flotantes. Es por esto que no es casual que la turbidez sea uno de los blancos sobre los cuales los restauradores de ríos y lagos enfocan sus programas.
2. Sólidos suspendidos	Una de las causas de la turbidez son los sólidos suspendidos, que pueden ser causados por el acarreo de sedimentos (en ríos) por el efecto del viento (en lagos) o por el efecto de organismos bentívoros. Los sólidos suspendidos no sólo aumentan la turbidez, sino que regresan a la columna de agua los nutrientes que ya estaban capturados en el fondo, promoviendo el desarrollo de poblaciones de algas flotantes.
3. Concentración del oxígeno disuelto	El oxígeno disuelto también es un factor fundamental dentro de la dinámica de sistemas. El oxígeno disuelto puede verse como causa de cambios en el sistema (un sistema con poco oxígeno es un sistema limitado para el crecimiento de cualquier organismo que requiera de él) o como consecuencia de una disfunción en la dinámica trófica (un sistema anóxico puede ser un sistema que cuenta con altas cantidades de algas flotantes y grandes cantidades de bacterias en el fondo). El oxígeno está relacionado con el tipo de productividad primaria en un sistema. Es por esto que para lagos pequeños que presentan problemas de eutrofización, una solución es contar con bombas que permitan oxigenar el agua y evitar así el desarrollo excesivo de bacterias y de algas.
4. Concentraciones de nutrientes	La cantidad de nutrientes está directamente relacionada con la producción primaria. Muchos nutrientes en la columna de agua facilitan el crecimiento poblacional de algas. Los principales nutrientes son el fósforo y el nitrógeno.

ción y, a partir de éstas, pueden plantearse las metas y objetivos del proyecto para poder pasar a la etapa de implementación.

Las metas pueden consistir en la restauración, la rehabilitación, la construcción del ecosistema de interés o la mitigación por daños causados a ecosistemas naturales. En general, cuando se habla de restauración, la meta es lograr un sistema con la misma composición de especies y función que el original o uno de referencia, y se limita a aquellos casos en los que se trabaja en un sitio en donde existía tal ecosistema (SER, 2004; Cronk y Fennessy, 2001). En

el caso de la rehabilitación, lo que se busca es crear las condiciones adecuadas para que el sistema tenga ciertas funciones específicas; en cierto sentido se le puede considerar como una restauración parcial o incompleta. En el enfoque de construcción se busca crear humedales en sitios en donde históricamente no los había; dependiendo del proyecto esto se hace con distintos fines, que pueden incluir desde la creación de hábitat hasta el tratamiento de aguas residuales o lixiviados tóxicos con humedales de tratamiento. 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 la etapa de instrumentación se llevan a cabo aquellas medidas que permitirán dirigir al sistema hacia el estado deseado, haciendo uso de distintas técnicas de restauración adecuadas, que se describen en la siguiente sección. Durante el proceso de restauración debe monitorearse el desarrollo del sitio, para evaluar el desempeño en función de los objetivos planteados para cada etapa y de las metas que se desea alcanzar al final del proyecto. La importancia del monitoreo se discute con detalle en la sección Evaluación de proyectos de manejo y restauración. Cuando se cuenta con las herramientas de restauración adecuadas y se conoce con detalle el sistema que se desea restaurar, es posible que durante la implementación del proyecto se requiera de pocos cambios al plan trazado originalmente. Sin embargo, la experiencia ha demostrado que en muchas ocasiones los proyectos de restauración se alejan de las metas planteadas (Zedler, 2000; Zedler y Callaway, 1999), o que se carece del conocimiento y las técnicas para dirigir los sistemas hacia esas mismas metas. En estas circunstancias, la aplicación de esquemas de restauración adaptable es una estrategia prometedora para abordar la restauración ecológica, como se discutirá en la sección Manejo y restauración adaptables.

## **Técnicas generales de restauración de humedales y otros cuerpos de agua**

### *Técnicas para la restauración de humedales*

Las técnicas para la restauración de humedales se pueden clasificar en dos grandes grupos: aquéllas que buscan modificar las causas físicas de la degradación (cambios en el régimen hídrico, sedimentación, condiciones del sustrato y otros), y las que intervienen sobre los componentes bióticos. En términos generales, el primer factor que se busca controlar, por su importancia, es el régimen hídrico, pues en muchos casos el daño causado está relacionado con alteración a la cantidad y calidad del agua que alimenta a los humedales, lo que tiene como consecuencia que se vean afectadas la composición florística de los humedales y su calidad

como hábitat para especies animales (Álvarez-Cobelas *et al.*, 2001). El régimen hídrico se puede alterar de manera directa por la construcción de estructuras que impiden el flujo del agua como diques (Portnoy, 1999) u otras obras de infraestructura hidráulica, o indirecta, como ocurre cuando se sobreexplotan acuíferos reduciendo el aporte de manantiales, o cuando se deforestan las laderas de las cuencas, alterando la relación entre la escorrentía y el flujo subsuperficial. Cuando las alteraciones se han llevado a cabo de manera deliberada, en algunos casos es posible revertir el daño y recuperar el régimen hídrico al eliminar las barreras (NRC, 1992). Sin embargo, en muchos casos es muy difícil revertir las alteraciones (Hunt *et al.*, 1999) o no es posible, particularmente cuando los cambios se deben a factores indirectos, como los descritos anteriormente.

Un factor de gran importancia es la calidad del agua. En muchos proyectos de restauración es fundamental controlar las concentraciones de nutrientes en el agua (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). 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 10, 50, 100 o más años (incluyendo eventos como inundaciones catastróficas) puede ser de gran importancia para el funcionamiento y estructura de los humedales (Middleton, 1999; Maul y Cooper, 2000; Álvarez-Cobelas y Sánchez-Carrillo, 2001).

El aporte de sedimentos es otro problema que debe resolverse con las técnicas de restauración adecuadas. 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 y, en algunos casos, 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 sedimentos en los humedales puede reducirse incorporando 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 preferen-

temente con especies nativas del área. 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, como preámbulo a las medidas de revegetación y otras que sean necesarias. En otras situaciones puede ser necesario lo contrario, quitar las presas que retienen el sedimento o la construcción de playas y dunas protectoras (Wilcox y Whillans, 1999).

Una vez que el régimen hidrológico ha sido reestablecido en la medida de lo posible, y que los problemas relacionados con la sedimentación han sido controlados, debe considerarse la microtopografía del sustrato (Larkin *et al.*, en prensa), particularmente si se desea maximizar la riqueza de especies en el humedal restaurado, pues la microtopografía está relacionada con el establecimiento diferencial de muchas especies de hidrófitas (Collins *et al.*, 1982; Titus, 1990; Vivian-Smith, 1997; 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).

Cuando los factores relacionados con el ambiente físico han sido considerados y corregidos hasta donde es posible, entonces pueden ser manipulados los componentes bióticos del sistema. Entre estas manipulaciones destaca el manejo de la vegetación. Cuando se trabaja en sitios desprovistos de vegetación, existen varias estrategias que se pueden seguir para lograr que se desarrolle una cubierta vegetal. En un extremo tendríamos lo que se ha llamado el “autodiseño” (Mitsch y Wilson, 1996), que consiste en aprovechar la capacidad de organización natural de las comunidades vegetales. Con este método, las plantas se establecen en el sitio de manera espontánea, ya que sus diásporas (semillas, rizomas, tallos u otras estructuras) son dispersadas 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, en donde los aportes de diásporas de las plantas sean abundantes, o bien en donde la composición florística final del humedal no sea lo más importante. En el otro extremo tendríamos la estrategia del “diseño”, en donde se seleccionan todas las especies que se desea contenga el humedal y se

toman las medidas necesarias para su establecimiento. Sin embargo, este método se ve limitado porque deben conocerse con detalle las características fisiológicas y ecológicas de todas las especies que se desea incluir (Middleton, 1999).

En la práctica y bajo la mayoría de las condiciones de restauración, lo más adecuado es experimentar para aprender cuáles especies necesitan ser plantadas y cuáles pueden colonizar por sí mismas (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002a). Incluso se puede manipular la composición de especies para reducir el establecimiento de especies invasoras (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002b; Lindig-Cisneros y Zedler, 2002c).

Las semillas de las plantas que se desean introducir en un humedal bajo restauración pueden proceder de diversas fuentes: las que arriban de manera espontánea, las que tienen que ser colectadas de plantas en humedales naturales o restaurados, o aquéllas que proceden del banco de semillas del suelo de los propios humedales. En este último caso, de acuerdo con Cronk y Fennessy (2001), hay una serie de factores que deben considerarse:

- a) En los humedales forestales, por lo general las especies arbóreas no se encuentran representadas en el banco de semillas; esto es particularmente cierto en manglares, 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 del suelo local, 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 debe considerarse 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 tal 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 los humedales aún no se han entendido claramente sus funciones 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 tenga acceso al nuevo sitio.

### *Técnicas para la restauración de cuerpos de agua dulce*

No existe una receta básica a seguir para restaurar todos los cuerpos de agua dulce. Pero, en el momento de generar un programa de restauración, es posible hacer una jerarquización de algunas variables que pueden influir de manera directa o indirecta en todas las demás. De esta manera, se pueden considerar cuatro grupos de acciones que son fundamentales para generar los programas de restauración. El primer grupo se basa en las modificaciones en la cantidad de agua que entra y sale de un río o un lago; esto es, los cambios al régimen hídrico. El segundo grupo se basa en las modificaciones químicas (contaminantes y nutrimentos) en la columna de agua. El tercer grupo se vincula con la modificación de la estructura de las comunidades de organismos que viven ahí; a este tercer grupo también se le conoce como biomanipulación. Finalmente, el cuarto grupo busca aumentar la heterogeneidad espacial del sistema, e incluyendo modificaciones que den la posibilidad de reducir la erosión de las paredes de los ríos y los lagos. A continuación se hace un análisis un poco más profundo de cada uno de los grupos.

#### El régimen hídrico

El primer paso para restaurar un cuerpo de agua es que contenga este líquido. Aun cuando esto suena bastante obvio, es fundamental considerarlo en países como el nuestro, donde existen problemas de escasez de agua. Por ejemplo, el lago de Chapala ha visto disminuida su área de manera considerable en los últimos 50

años. De hecho, hoy existen asentamientos humanos y producción agrícola sobre lo que antes de 1950 fue el fondo del lago. El daño no se ha detenido ahí. En estos momentos el lago se contrae en un porcentaje alto durante la época de secas, en particular en las zonas someras del mismo. Esto se debe a que el agua con poco volumen se calienta lo suficiente para evaporarse, mientras que en las zonas con mucho más volumen la temperatura del agua se mantiene más homogénea y evita una evaporación tan alta. En época de secas se observan grandes planicies que favorecen tolvaneras por toda la zona. Problemas similares han sufrido los lagos de Cuitzeo y Chalco, entre otros. De hecho, el gran proyecto de restauración del lago de Chalco basó sus elementos en la necesidad de regenerar el vaso receptor de la cuenca con el fin de que pudiera capturar agua de nuevo. El éxito de esta restauración se hace evidente en la Ciudad de México, al no haberse vuelto a ver esas nubes de color pardo generadas por las tolvaneras de la región, y también en la reaparición de las aves migratorias, que ahora ya visitan la región. Volviendo al caso de Chapala, para evitar la pérdida de agua dentro del lago por evaporación, hay investigadores que sugieren que se represe el lago en las zonas más someras con el fin de mantener el mayor volumen posible en las partes profundas.

Una solución como esa mejorará la capacidad de retención del agua, pero puede acarrear modificaciones en la vida de los organismos que viven en el lago. Esto se debe a que los sistemas dulceacuícolas mexicanos dependen en gran medida del agua de la época de lluvias. Así, en la época de secas muchos de los ríos y lagos se ven naturalmente reducidos (y algunos hasta desaparecen), mientras que en la época de lluvias estos ríos y lagos se mantienen caudalosos y profundos. Los organismos nativos están acostumbrados a estos cambios intra anuales, por lo que tratar de generar un sistema que sea homogéneo durante todo el año, aún cuando suene más estable, en realidad puede perjudicar a un gran número de poblaciones de invertebrados, peces y anfibios que necesitan de una época de secas para continuar con sus ciclos de vida (véase también el caso de las charcas de temporal en Sánchez, en este mismo volumen).

En muchas ocasiones se considera que reducir el tamaño de un sistema lo vuelve un sistema más esta-

ble. Así, se intuye que se puede regular el flujo hídrico durante todo el tiempo y que un lago siempre contará con agua. Sin embargo, esto no necesariamente es lo mejor para muchos organismos nativos por las razones anteriormente expuestas.

En conclusión, considerar el régimen hídrico es fundamental en las prácticas de restauración de un río o un lago. El régimen hídrico debe ajustarse tanto a las necesidades físicas propias del sistema (como forma, tamaño, profundidad, capacidad de evaporación, oleaje, entre otras), como a las necesidades bióticas que éstas cubren (por ejemplo, qué tipo de dinámicas generan más diversidad que otras).

### Los nutrimentos en la columna de agua

En los primeros pasos de técnicas de restauración de cuerpos de agua, suelen contemplarse básicamente factores ligados a la contaminación. Por lo tanto, la gran mayoría de los esfuerzos están dedicados a disminuir algunos compuestos químicos disueltos en el agua y cantidades de bacterias patógenas. Las plantas de tratamiento que capturan los compuestos químicos dañinos y las bacterias más agresivas que los digieren, se volvieron fundamentales para este tipo de restauración. De esta línea de restauración han surgido una gran cantidad de tipos de plantas de tratamiento. La ingeniería hidráulica ha desarrollado desde plantas para industrias y ciudades, que son costosas de construir y mantener, hasta plantas tipo “hágalas usted mismo” que sirven primordialmente para controlar los desechos de pequeñas comunidades rurales. Un ejemplo de la forma en que se ha tratado de atacar el problema de la contaminación en México es el programa que se llevó a cabo durante el sexenio 1994-2000, el cual obligaba a prácticamente todos los municipios de la cuenca del Lerma a poner plantas de tratamiento para sus comunidades más grandes. Esto se llevó a cabo más o menos y con cierta prontitud, sin embargo, el costo de mantenimiento de las plantas de tratamiento ha vuelto obsoletas a muchas de ellas y, por lo tanto, han dejado de surtir de agua de calidad moderada a lagos tan importantes como Xochimilco (en donde el agua de más baja calidad es la que está cerca de las mismas plantas de tratamiento) o Pátzcuaro (donde hace algunos años la

planta de tratamiento era completamente inútil y los desechos del pueblo llegaban directamente al lago).

Un paso paralelo para la disminución de contaminantes ha sido el de tratar de reducir la cantidad de fitoplancton (algas que flotan en el agua y que le dan un color verde). El agua verde puede generar desde problemas de disminución de la diversidad biológica y del oxígeno disuelto hasta de salud humana, puesto que existen algas que en grandes cantidades pueden ser tóxicas (*Microcystis*). El agua verde es poco agradable a la vista y genera olores fétidos en el agua. Por lo tanto, a pesar de que la mayoría de los capitalinos estemos acostumbrados a las aguas verdes del lago de Chapultepec, sus aguas no son ni las más sanas ni las más agradables y, sin duda, se puede hacer mucho para mejorarlas. Por ejemplo, puede aumentarse la transparencia del lago al evitar la explosión de algas verdiazules en época de secas, contando con una franja de plantas sumergidas y emergentes en las orillas no utilizadas y en las islas, e introduciendo especies nativas. Quizá un lago con especies animales nativas (tal vez menos espectaculares) no sería tan atractivo para gran parte del público que se entretiene dándole de comer a las carpas de medio metro o más, que pelean por un mendrugo de pan, pero parte importante de la educación es comprender que no necesariamente es mejor tener sólo especies grandes que especies pequeñas y nativas que, incluso, tienen su encanto para tratar de encontrarlas.

Para disminuir las probabilidades de tener un lago con agua verdosa turbia, los restauradores buscan reducir uno de los recursos primordiales del fitoplancton: la cantidad de nutrimentos en el agua, en particular el fósforo. Similar a lo que pasa con los fertilizantes en los cultivos, el fósforo en el agua ayuda al fitoplancton a crecer, tornando verde el agua en horas o días. La forma más práctica de reducir la concentración de fósforo en el agua es a base de precipitadores. Usar precipitadores fue popular en la década de los setenta y a la fecha se sigue recurriendo a ello. Sin embargo, presenta el problema de que el procedimiento debe efectuarse constantemente. Esto se debe a que la precipitación del fósforo no lo elimina del sistema, sino que sólo lo inutiliza, y por tanto, puede reincorporarse al agua en cualquier momento si las condiciones químicas del agua lo permiten. Por

otra parte, esta técnica puede no ser adecuada para lagos de gran tamaño por los costos.

Otro método que se utiliza para mejorar el balance químico en la columna de agua es el de poner grandes bombas de circulación para oxigenarla, siguiendo el mismo principio utilizado en los acuarios caseros. Este tipo de soluciones son muy útiles para lagos pequeños de zonas urbanas, pero desde luego no es práctico poner muchas bombas en lagos de gran tamaño.

La teoría ecológica en la que se basan estas soluciones de restauración es que las condiciones del medio físico y los recursos disponibles son los que controlan la cantidad de algas verdes en la columna de agua. Consideran, por lo tanto, que el control de la red trófica va desde la base (los recursos) hacia la punta (los depredadores). A este tipo de conceptos se le llama primordialmente *control ascendente*, concepto que se revisará más adelante.

### La estructura de la red trófica

Después de la generación de conceptos de restauración de los ríos y lagos a partir de la modificación de variables abióticas, en los últimos años se han generado soluciones con base en enfoques más integrales. Estos no utilizan únicamente el concepto de control ascendente, sino que sugieren que modificar la estructura de la comunidad también puede ser útil para restaurar. Así como las variables abióticas influyen sobre la posibilidad de sobrevivencia de los organismos, estos también son capaces de modificar algunas de las condiciones y recursos en donde se encuentran. Por ejemplo, el tipo y la cantidad de peces, invertebrados o zooplancton pueden alterar variables como la turbidez del agua o la concentración de nutrientes.

Con base en este tipo de conceptos, la cantidad de algas que hay en la columna de agua puede estar controlada por los últimos peldaños en la pirámide trófica. Las poblaciones del fitoplancton pueden estar controladas por la presión de depredación del zooplancton. Cuando hay mucho zooplancton, las cantidades de fitoplancton bajan. Para que haya mucho zooplancton debe haber pocos peces zooplanctívoros. Y para que haya pocos peces zooplanctívoros, debe de haber mu-

chos piscívoros. Así, para que el agua no permanezca verde, es necesario contar con muchos depredadores de peces pequeños. A este tipo de control se le llama *control descendente* y a la modificación de la estructura de la comunidad de peces para mejorar el estado del lago se le ha llamado *biomanipulación*.

A raíz de que surgieron este tipo de conceptos, se instrumentaron programas dirigidos a la erradicación de especies de peces zooplanctívoros y al fomento de producción de especies piscívoras. Este tipo de programas se desarrolló en gran medida en lagos someros del norte de Europa y de Estados Unidos. Los resultados fueron ambiguos: en algunos casos los programas fueron exitosos, y en otros muchos casos, rotundos fracasos. En consecuencia, los resultados generaron un fuerte debate a finales de los ochenta y principios de los años noventa del siglo xx, entre las escuelas europeas. El debate se centró en la competencia por ver cuál de los controles (ascendente o descendente) funcionaba mejor en los programas de restauración de un lago somero. Con el paso del tiempo, y a raíz de múltiples experiencias en diferentes programas de restauración, la discusión sobre los dos tipos de controles ha disminuido, dando paso a teorías que abarcan a ambos tipos de controles.

En el caso particular de los lagos intertropicales, como los mexicanos, este tipo de mecanismos de control no son tan evidentes puesto que las concentraciones de nutrimentos en lagos mexicanos generan efectos muy diferentes en el crecimiento poblacional del fitoplancton comparados con los que ocurren en lagos templados. Además, la capacidad de forrajeo del zooplancton en los lagos tropicales aparentemente es mucho menor a la de los templados, por lo que es mucho más difícil generar agua transparente a raíz de la disminución de zooplanctívoros. Existen otras diferencias, como la temperatura media anual y la precipitación, que también modifican mucho las respuestas de las poblaciones de algas. Por lo tanto, los programas de restauración en los lagos mexicanos con base en este tipo de teorías deben experimentar una serie de modificaciones fundamentales si se quiere contar con cierto éxito. Los restauradores mexicanos cuentan con un campo virgen para la investigación del mejoramiento de lagos por medio de la modificación de las redes tróficas.

## Heterogeneidad espacial causada por las plantas

Ahora bien, la restauración de un sistema acuático debe incluir también la reducción de la erosión del sedimento en las orillas del lago o las paredes del río. La erosión de las paredes de ríos y lagos trae consigo graves consecuencias que repercuten en el azolvamiento y, por lo tanto, en la disminución de la profundidad del cuerpo de agua. Las olas y las corrientes son los actores principales dentro de los factores abióticos que generan erosión de los sistemas. Los ríos caudalosos siempre presentarán paredes erosionadas (así como también aquellos ríos en donde pasan muchos botes de motor que generan olas que chocan perpendicularmente con las paredes). Los canales de Xochimilco, por ejemplo, tienen este tipo de problemas, por lo que las lanchas de motor han sido fuertemente restringidas a actividades indispensables. En algunos ríos, además de restringirse el paso a estas embarcaciones, también se ha intentado producir barreras artificiales que disminuyen el efecto de las olas en las paredes.

Dentro de los componentes bióticos que pueden generar erosión en los cuerpos de agua se encuentran primordialmente los organismos bentívoros (por ejemplo las carpas, que son peces nativos de China e introducidos en casi todos los lagos de México). Estos organismos comen animales, semillas y otras partículas alimenticias depositadas en el fondo, literalmente mordiendo el sedimento. Esto lo afloja y lo hace más susceptible al efecto de las olas y las corrientes. No es de extrañar, por lo tanto, que en lugares donde hay poblaciones grandes de carpas el agua esté permanentemente turbia por los sedimentos suspendidos y que vaya perdiendo su profundidad con el tiempo. Es probable que la alta población de carpas en Xochimilco sea una de las causas por las cuales las paredes de las chinampas se están resquebrajando y, también, que su actividad contribuya al color pardo del agua que se aprecia en otros lagos, como el de Pátzcuaro.

Una forma de evitar la erosión por esta causa (además de erradicar a las carpas del sistema donde han sido introducidas) es el fomentar la colonización por algunas especies de plantas sumergidas nativas (es decir, que no sean malezas ajenas a la región o al país y, por lo tanto, puedan convertirse en plagas). Las

plantas reducen la capacidad erosiva de las olas hacia las paredes, puesto que funcionan como las estructuras de hormigón llamadas “matatenas” en un malecón, ya que disminuyen la fuerza de las olas y corrientes que generan la erosión. Por lo tanto, las plantas y algas filamentosas sumergidas pueden servir como anclas del sedimento, las cuales evitan que éste se resuspenda (y con él una fuerte cantidad de nutrimentos que antes permanecían capturados en el fondo).

Las plantas sumergidas, además, son el hábitat ideal de muchos peces e invertebrados. Por lo tanto, fomentan la diversidad de un sitio al ofrecer mayor número de ambientes utilizables por diferentes especies. De hecho, algunas experiencias de restauración en humedales ponen mucho énfasis en la recuperación de las plantas para mejorar el sitio (Weisner y Strand, 2002)

### *Técnicas para otros tipos de ecosistemas acuáticos*

Algunos tipos de ecosistemas han recibido mucha atención desde el punto de vista de la restauración, por su importancia para proporcionar diversos servicios ecosistémicos o porque han sido particularmente dañados por las actividades humanas. Entre estos podemos mencionar las lagunas costeras, los manglares y los arrecifes de coral. Las lagunas costeras y los estuarios son ecosistemas frágiles que pueden ser perturbados de múltiples maneras. En ocasiones el impacto es consecuencia de prácticas pesqueras inadecuadas que, además de impactar a la o las especies bajo explotación, dañan a la vegetación y a la estructura de las comunidades (Cabaco *et al.*, 2005). En otros casos, la perturbación consiste en el efecto de obras de infraestructura que alteran las características geomorfológicas e hidrológicas de estos sistemas (Muniz *et al.*, 2005), llegando incluso a causar que se interrumpa el flujo de las mareas (Zedler, 1996). La literatura sobre la restauración de lagunas costeras, en su conjunto, es escasa. Pero también es cierto que la literatura sobre la restauración de algunos de los componentes que en ocasiones se encuentran presentes es más abundante, como es el caso de las marismas. En la mayoría de los casos, los proyectos de restauración de este tipo de sistemas contemplan el restablecimiento del régimen

hídrico. Por ejemplo, la laguna Los Peñasquitos, que se encuentra localizada en la parte norte del condado de San Diego, California, es un caso interesante. Se cree que la laguna era a principios del siglo pasado un estuario intermareal en el que, a consecuencia de la construcción de una vía férrea y una carretera, se alteró a tal grado el régimen hídrico que el sistema ya no podía mantener un canal que lo conectara con el mar. En este sistema, las medidas de restauración consistieron en crear y mantener una conexión con el mar que logró mejorar la calidad del agua (Zedler, 1996).

Otro ejemplo muy bien documentado es el estuario del río Tijuana, que 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 (ubicado a los 32° 34' N y 117° 7' W). En este estuario se ha llevado a cabo un esfuerzo continuo de restauración guiado por la investigación, iniciado en 1986. El río Tijuana alimenta al estuario y la mayor parte de la cuenca del mismo; aproximadamente tres cuartas partes se encuentran en México y el resto en los Estados Unidos, lo que crea una serie de circunstancias complejas desde el punto de vista social. 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 (Nordby y Zedler, 1991; Weis *et al.*, 2001; Callaway y Zedler, 2004). El plan de restauración del estuario contempla una serie de etapas, en un esquema de restauración adaptable, a través de las cuales se irá aumentando el área restaurada y durante las cuales se fomenta el análisis científico, debido a que el estuario es una reserva de investigación. En este estuario, las medidas de restauración han incluido la excavación de canales para reconectar áreas degradadas con el flujo de las mareas, la plantación de especies nativas en las orillas de los canales excavados y, en etapas más recientes, la remoción de sedimentos para recuperar el nivel original del estuario en algunas zonas donde el sedimento se acumuló hasta formar una capa de hasta dos metros de profundidad (Zedler, 2003). De la experiencia sobre la restauración del estuario del río Tijuana se ha aprendido lo siguiente:

- a) La bondad de la utilización de sedimento fino y aditivos del suelo que incorporan materia orgánica, la cual acelera el desarrollo de la vegetación y las plantaciones ricas en especies, que incrementan la acumulación de biomasa y la retención de nitrógeno (Keer y Zedler, 2002).
- b) También se demostró que la mayoría de las especies características de este tipo de comunidad deben plantarse en sitios de restauración, para que se encuentren presentes a mediano plazo (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002a).
- c) En estos sistemas, el establecimiento de la vegetación es sensible al contexto del sitio (microtopografía, distancia al canal, entre otros factores), lo que a su vez afecta a las condiciones ambientales.

### **Evaluación de proyectos de manejo y restauración**

Un elemento fundamental en cualquier proyecto de manejo o restauración es el seguimiento del proceso y 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 de un proyecto percatarse de cómo se aproxima la restauración a las metas establecidas y, en su caso, tomar las medidas correctivas necesarias (Figura 3). Existen múltiples parámetros que se pueden evaluar en un proyecto de restauración, 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; muchas de las cuales son aplicables a otros tipos de humedales y ecosistemas acuáticos (Tabla 3). Debido al gran número de aspectos susceptibles de medición, es de gran importancia elegir aquellos que sean relevantes para juzgar si el proyecto está en camino de cumplir, ya cumple con los objetivos y metas que se plantearon originalmente, o no. Por lo tanto, es central elegir las variables que aporten la mayor información posible, sobre aquellos 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 lo que se busca es reducir la eutrofización de un lago, puede bastar con la medición de las concentraciones de clorofila o la turbidez. En otros casos, el monitoreo del desarrollo de la vegetación o la dinámica de las poblaciones de peces u otros organismos permitiría evaluar un proyecto cuyo objetivo sea incrementar el valor del sitio en términos de diversidad.

### Manejo y restauración adaptables

Como ya se mencionó, en muchos casos no se cuenta con las herramientas necesarias para lograr que el sistema transite hacia el estado deseable que se planteó como meta. Además, en muchas ocasiones la variabilidad natural de los ecosistemas y la variación interanual de factores determinantes para la supervivencia de las plantas y otros organismos, como el clima, hacen que predecir los resultados de un esfuerzo de restauración en un sitio en particular sea una tarea muy difícil

TABLA 3. ATRIBUTOS SUSCEPTIBLES DE MONITOREO 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 humedal 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 en que ocupan un hábitat determinado)

(Zedler y Callaway, 2000). Como consecuencia de lo anterior, las medidas necesarias para llevar al sistema hacia un estado deseable pueden ser diferentes año con año o, en el caso de que sean las mismas medidas (como el sembrado directo), la intensidad del esfuerzo también puede variar de un año a otro (Zedler, 1999). Bajo estas circunstancias es que el manejo adaptable de la restauración se vuelve la estrategia más eficaz, tanto para generar estrategias como para llegar a las metas deseadas. La restauración adaptable es un esquema de manejo aplicado a la restauración, que consiste en la implementación de una serie de medidas alternativas en distintas áreas del sitio bajo restauración, la evaluación de sus resultados y la integración del conocimiento adquirido a etapas subsecuentes del manejo del ecosistema (Christensen *et al.*, 1996; Zedler, 2003).

## Agradecimientos

Deseamos agradecer los atinados comentarios de Mónica Herzig y Óscar Sánchez sobre versiones previas del manuscrito. Adicionalmente, R. Lindig agradece el apoyo del Departamento de Botánica de la Universidad de Wisconsin-Madison a través de un nombramiento honorario que facilitó la recopilación bibliográfica para este 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.

Andrés-Abellan, M, J. B. Del Alamo y T. Landete-Castillejos. 2005. Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area "Nacimiento del Rio Mundo" (Castilla-La Mancha, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* 101: 55-67.

Benthem, W., L. P. van Lavieren y W. J. M. Verheugt. 1999. Mangrove rehabilitation in the coastal Mekong delta, Vietnam. En: W. Streever (ed.). *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Bradshaw, A.D. 1984. Land restoration now and in the future. *Proceedings of the Royal Society of London B* 223: 1-28.

Cabaco S., A. Alexandre y R. Santos. 2005. Population-level effects of clam harvesting on the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology-Progress Series* 298: 123-129.

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.

Collins, S. L., J. V. Perino, y 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. y M. S. Fennessy. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Christensen, N. L., A. Bartuska y J. Brown 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6: 665-91.

Ehrenfeld, J. G. 1995. Microsite differences in surface substrate characteristics in *Chahaecypris* swamps of the New Jersey Pinelands. *Wetlands* 15:183-189.

Gobster, P. H. 2001. Visions of nature: conflict and compatibility in urban park restoration. *Landscape and Urban Planning* 56: 35-51.

Gómez-Pompa, A. y A. Kaus 1992. Taming the Wilderness Myth. *Bioscience* 42: 271-279.

Gulati, R.D. y E. van Donk. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106.

Gusewell, S. y C.L. Nedic. 2004. Effects of winter mowing on vegetation succession in a lakeshore fen. *Applied Vegetation Science* 7: 41-48.

Hakanson, L., V. V. Boulion y A. P. Ostapenia. 2003. The influence of biomanipulations (fish removal) on the structure of lake foodwebs, case studies using the Lake Web-model. *Aquatic Ecology* 37: 87-99.

Hart, D. D., T. E. Johnson, K. L. Bushaw-Newton, R. J. Horwitz, A. T. Bednarek, D. F. Charles, D. A. Kreeger y D. J. Velinsky. 2002. Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *Bioscience* 52: 669-681.

Hobbs, R. J. y J. A. Harris. 2001. Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9(2): 239-246.

- Hobbs, R. J., y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.
- Hogart, P. J. 1999. *The biology of mangroves*. Oxford University Press, Gran Bretaña.
- 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. 2005. Nitrogen farming for pollution control. *Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 40:1307-1330.
- Kadlec, R. H. y R. L. Knight. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Keer, G., y J. B. Zedler. 2002. Salt marsh canopy architecture differs with the number and composition of species. *Ecological Applications* 12: 456-473.
- Klein, M. L., S. R. Humphrey y H. F. Percival 1995. Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology* 9: 1454-1465.
- 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*. EE.UU.
- Lee, K. N. 2001. Sustainability, Concept and Practice of. En: *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol 5, pag. 533-567. Academic Press. San Diego.
- 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. 2000. Restoring Urban Habitats, a Comparative Study. *Ecological Restoration* 18: 185-194.
- . 2002a. Halophyte recruitment in a salt marsh restoration site. *Estuaries* 25: 1175-1184.
- . 2002b. Relationships between canopy complexity and germination microsites for *Phalaris arundinacea* L. *Oecologia* 133: 159-167.
- . 2002c. *Phalaris arundinacea* seedling establishment: effects of canopy complexity in fen, mesocosm, and restoration experiments. *Canadian Journal of Botany* 80: 617-624.
- Maltby, E. 1991. Wetland management goals: wise use and conservation. *Landscape and Urban Planning* 20: 9-18.
- Maul, J. D. y C. M. Cooper. 2000. Water quality of seasonally flooded agricultural fields in Mississippi, USA. *Agriculture Ecosystems & Environment* 81: 171-178.
- Mazzotti, J. F. y C. S. Morgenstern. 1997. A scientific framework for managing urban natural areas. *Landscape and Urban Planning* 38: 171-181.
- Middleton, B. 1999. *Wetland Restoration, Flood Pulsing, and Disturbance Dynamics*. John Wiley and Sons, Nueva 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.
- Muniz, K., B. D. Neto, S. J. de Macedo y W. C. Pinheiro. 2005. Hydrological impact of the port complex of Suape on the Ipojuca River (Pernambuco-Brazil). *Journal of Coastal Research* 21 (5): 909-914.
- National Research Council. 1992. *Restoration of aquatic ecosystems*. National Academy Press. Washington, D.C., EE.UU.
- National Research Council. 1995. *Wetlands: Characteristics and Boundaries*. National Academic Press. Washington D.C., EE.UU.
- . 1996. *Upstream: salmon and society in the Pacific Northwest*. National Academy Press. Washington, D.C., EE.UU.
- . 2001. *Compensating for wetland losses under the Clean Water Act*. National Academy Press, Washington, D.C., EE.UU.
- . 2002. *Compensating Riparian Areas: Functions and Strategies for Management*. 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.
- Nuzzo, V. A. y E. Howell. 1990. Natural area restoration planning. *Natural Areas Journal* 10(4): 201-209.
- Packard, F. 1972. The problem of definitions. En: R. Van Osten (ed.). *World National Parks: Progress and Opportunities*. Hauez, Bruselas, pp. 63-66.
- Palmer, M. A., R. F. Ambrose y N. LeRoy Poff. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 291-300.
- Pfadenhauer, J. 2001. Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9:220-229.

- Pohl, M. M. 2002. Bringing down our dams: Trends in American dam removal rationales. *Journal of the American Water Resources Association* 38: 1511-1519.
- Portnoy, J. W. 1999. Salt marsh diking and restoration: biogeochemical implications of altered wetland hydrology. *Environmental Management* 24: 111-120.
- Prato, T. 2001. Modeling carrying capacity for national parks. *Ecological Economics* 39: 321-331.
- Ramsar Convention Bureau. 1987. *Proceedings Third Meeting Contracting Parties, Regina, Canada*. Ramsar Convention Bureau, Gland, Suiza.
- Reeder, T. G. y S. D. Hacker. 2004. Factors contributing to the removal of a marine grass invader (*Spartina anglica*) and subsequent potential for habitat restoration. *Estuaries* 27: 244-252.
- Rhoads, B. L. y E. E. Herricks. 1996. Naturalization of headwater streams in Illinois: challenges and possibilities. En: A. Brookes y F. D. Shields (eds.). *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Rhoads, B. L., D. Wilson, M. Urban y E. E. Herricks. 1999. Interaction between scientists and nonscientists in community-based watershed management: Emergence of the concept of stream naturalization. *Environmental Management* 24: 297-308.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. En: www.ser.org.
- Stanley, E. H. y M. W. Doyle. 2003. Trading off: the ecological removal effects of dam. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 15-22.
- 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.
- Vivian-Smith, G. 1997. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology* 85: 71-82.
- Walters, B. B. 1997. Human ecological questions for tropical restoration: experiences from planting native upland trees and mangroves in the Philippines. *Forest Ecology and Management* 99: 275-290.
- Weis, D. A., J. C. Callaway y R. M. Gersberg. 2001. Vertical accretion rates and heavy metal chronologies in wetly sediments of the Tijuana Estuary. *Estuaries* 24: 840-850.
- Weisner E. B. y J. A. Strand 2002. Ecology and management of plants in aquatic ecosystems. En: M. Perrow y A. Davy. *Handbook of Ecological Restoration*. Cambridge Press, Gran Bretaña.
- Werner, K. J. y J. B. Zedler. 2002. How sedge meadow soils, microtopography, and vegetation respond to sedimentation. *Wetlands* 22: 451-466.
- Westoby, M., B. Walker y I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42: 266-274.
- Wilcox, D. A. y T. H. Whillans. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* 19: 835-857.
- Woolley, J. T. y M. V. McGinnis. 2000. The conflicting discourses of restoration. *Society and Natural Resources* 13: 339-357.
- Wysujack, K. y T. Mehner. 2002. Comparison of losses of planktivorous fish by predation and seine-fishing in a lake undergoing long-term biomanipulation. *Freshwater Biology* 47: 2,425-2,434.
- Yates C. J. y R. J. Hobbs. 1997. Woodland restoration in the western Australian wheat-belt: a conceptual framework using a state and transition model. *Restoration Ecology* 5:28-35.
- Yin, C. Q. y Z. W. Lan. 1995. The nutrient retention by ecotone wetlands and their modification for Baiyangdian Lake restoration. *Water Science and Technology* 32: 159-167.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73-83.
- Young, T. P., D.A. Petersen y J. J. Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662-673.
- Zedler, J. B. 1993. Canopy architecture of natural and planted cordgrass marshes: selecting habitat evaluation criteria. *Ecological Applications* 3: 123-138.
- (autora principal). 1996. *Tidal Wetland Restoration: A Scientific Perspective and Southern California Focus*. Publicado por el California Sea Grant College System, University of California, La Jolla, California. Report No. T-038.
- . 1999a. The ecological restoration spectrum. En: Streever, W. (ed.). *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- . 1999b. The ecological restoration spectrum. En: Streever, W. (Editor). *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- . 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 402-407.
- . 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 65-72.
- 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. y J. C. Callaway. 2000. Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecological Engineering* 5: 211-225.
- . 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology* 7: 69-73.