An aerial photograph of a vast river system, likely the Amazon, showing a wide, muddy brown river channel that branches out into several large, green, forested islands and a large delta region. The water is a deep, turbid brown, contrasting sharply with the lush green vegetation of the islands. The sky is a clear, pale blue, and the overall scene conveys a sense of a complex and interconnected natural ecosystem.

Debemos tratar cada pantanal, cada cuenca fluvial, cada río y afluente, cada bosque y campo con el mayor cuidado, puesto que todos éstos son los elementos de un sistema muy complejo que sirve para preservar las reservas de agua - y ello representa el río de la vida.

Mijaíl Gorbachov

1ª Parte. Los ecosistemas y su capacidad para suministrar bienes y servicios161

Recuadro 5.1: El lago Victoria: un ecosistema en declive

2ª Parte. La importancia medioambiental y social de los ecosistemas164

2a. Bienes y servicios164

Fig. 5.1: Valor medio estimado de los biomas marinos

Tabla 5.1: Valor estimado de una serie de humedales seleccionados en África y Asia

2b. Industria pesquera165

3ª Parte. Situación y tendencias de los ecosistemas y la biodiversidad168

3a. Situación de los ecosistemas costeros y de agua dulce168

Recuadro 5.2: Humedales amenazados en el sur y el sudeste asiático

3b. Tendencias globales en especies clave168

Fig. 5.2: Índice del Planeta Viviente, 1970-2000

Fig. 5.3: Tendencias en las poblaciones de aves acuáticas en las regiones africana y eurasiática

4ª Parte. Presiones e impactos171

4a. Alteración del hábitat171

Aumento de la carga de materiales en suspensión171

Drenaje y transformación de los humedales171

Tabla 5.2: Las amenazas más importantes para los ecosistemas costeros y de agua dulce y los servicios

Deforestación171

Cambios en el uso de las tierras agrícolas173

Mapa 5.1: Demanda biológica de oxígeno (DBO)

en las mayores cuencas hidrográficas por regiones, 1979-90 y 1991-2003

Mapa 5.2: Concentraciones de nitrógeno inorgánico

en las principales cuencas hidrográficas por regiones, 1979-90 y 1991-2003

4b. Fragmentación y regulación del caudal (presas y embalses)176

Mapa 5.3: Fragmentación y regulación del caudal en sistemas de grandes ríos

Fig. 5.4: Fragmentación y regulación del caudal

por tipos de biomas

Recuadro 5.3: Las presas y sus alternativas

4c. Contaminación179

Fig. 5.5: Disminución de las concentraciones de agentes contaminantes orgánicos en los ríos rusos y chinos

4d. Especies invasivas180

Tabla 5.3: Introducción de especies invasivas por región

4e. Cambio climático181

Recuadro 5.4: La biodiversidad en el lago Chad

Mapa 5.4: Niveles del lago Chad 1963-2001

Recuadro 5.5: Dramático retroceso del Mar de Aral

Mapa 5.5: Las mayores zonas de regadío en la cuenca del Mar de Aral

5ª Parte. Respuestas políticas y de gestión: la aplicación del enfoque ecosistémico184

5a. La GIRH y los retos de su implementación185

Recuadro 5.6: El enfoque ecosistémico en acción

5b. La protección y restitución de los hábitats187

Fig. 5.6: Superficie y grado de protección de los principales hábitats terrestres

Fig. 5.7: Distribución y grado de protección de los hábitats de humedales por región

Sitios Ramsar188

Fig. 5.8: Área total designada como sitios Ramsar (1974-2004)

El Acuerdo sobre la Conservación de las Aves

Acuáticas Migratorias Afroeurasiáticas189

5c. Restitución de ecosistemas189

Recuadro 5.7: Modos de sustento y ecosistemas restituidos

6ª Parte. Afrontar los retos y gestionar el equilibrio191

Bibliografía y sitios web193

CAPÍTULO 5

Ecosistemas costeros y de agua dulce

Por

PNUMA

(Programa

de las Naciones

Unidas para el Medio

Ambiente)

Mensajes clave:

Los ecosistemas costeros y de agua dulce se están deteriorando en muchas zonas y a una velocidad más elevada que cualquier otro ecosistema. Estos cambios son causados por factores interrelacionados, lo que hace difícil identificar los problemas lo suficientemente temprano. Mientras que en algunos sitios se ha avanzado a la hora de integrar estos diversos factores en la gestión del agua y los ecosistemas, la mayoría del mundo y sus habitantes sufren cada vez más de la falta de prioridad que se concede a la protección medioambiental.

- El ser humano depende de unos ecosistemas acuáticos salubres para disponer de agua potable, garantizar el suministro de alimentos y disfrutar de un amplio abanico de bienes y servicios medioambientales. La biodiversidad acuática también es extremadamente rica en estos ecosistemas, con altos niveles de especies endémicas, y es muy sensible a la degradación y a la sobreexplotación medioambiental.
- Los ecosistemas y las especies acuáticas se están deteriorando rápidamente en muchas zonas. Esto está incidiendo directamente sobre los medios de subsistencia de algunas de las comunidades humanas más vulnerables del mundo, provocando la reducción de fuentes proteínicas en su dieta, de la disponibilidad de agua limpia y de sus posibilidades de obtener ingresos.
- Las personas de las regiones con condiciones climáticas muy variables son particularmente vulnerables a las sequías, a las inundaciones y a las condiciones resultantes del deterioro de los ecosistemas de agua dulce. Muy probablemente, las tierras bajas de las zonas costeras, donde la densidad de población suele ser muy elevada y los hábitats costeros son frágiles, se verán afectadas por la subida del nivel del mar en el futuro.
- La conservación de la biodiversidad (las funciones de las especies, los hábitats y el ecosistema) debe convertirse en parte integral de todos los programas de gestión de los recursos hídricos. Esto ayudará a las estrategias de lucha contra la pobreza, al asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos para las generaciones futuras.
- Los enfoques ecosistémicos constituyen un elemento fundamental de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) y son esenciales para salvaguardar y equilibrar las necesidades y los requerimientos de recursos hídricos entre los diferentes actores y ecosistemas. Los enfoques ecosistémicos son el núcleo alrededor del cual giran los objetivos globales y regionales y las iniciativas de política hídrica, pero aún están por llevarse a la práctica. Ello requiere sensibilización, herramientas y metodologías para hacer el seguimiento y negociar las soluciones transaccionales que son necesarias en estos enfoques a gran escala.
- Nuestro conocimiento de las propiedades y funciones de muchos ecosistemas acuáticos se ve seriamente obstaculizado por la escasez de información. Es necesario realizar mayores esfuerzos de seguimiento para poder llevar a cabo una mejor evaluación del estado, las condiciones y las tendencias de los ecosistemas, especies y hábitats acuáticos a nivel mundial.

De arriba a abajo:
Embalse de Ticti, México

Glaciar Franz Joseph,
Nueva Zelanda

Las fuertes lluvias en la
provincia de Misiones,
Argentina, arrastran
importantes cantidades
de tierra ferruginosa hacia
el río Uruguay





El crecimiento de la población humana y la expansión de las actividades económicas en conjunto están sometiendo a los ecosistemas costeros y de agua dulce a una enorme demanda

1ª Parte. Los ecosistemas y su capacidad para suministrar bienes y servicios

La mayoría de nosotros vive en regiones templadas o subtropicales situadas en torno a la costa o a sistemas acuáticos de interior. Como consecuencia de ello, las aguas costeras, los ríos, los lagos, los humedales, los acuíferos y otros sistemas de aguas interiores como las lagunas y los terrenos pantanosos se han visto sometidos a presiones desproporcionadas por parte de los seres humanos. Éstas incluyen la construcción a lo largo de la costa de puertos y nuevas zonas urbanas, la alteración de sistemas fluviales para la navegación y el almacenamiento de agua, el drenaje de humedales para aumentar las tierras agrícolas disponibles, la sobreexplotación de los fondos pesqueros y la multiplicación de las fuentes de contaminación. El crecimiento de la población humana y la expansión de sus actividades económicas están sometiendo a los ecosistemas costeros y de agua dulce a una enorme demanda. Por ejemplo, la extracción de agua se ha multiplicado por seis desde 1900, es decir, ha duplicado el ritmo de crecimiento de la población (OMM, 1997). Además, la calidad de la mayoría de las masas de agua se está reduciendo debido al aumento de la contaminación proveniente de la agricultura, la industria, el turismo, la escorrentía urbana y las aguas residuales de los hogares.

La desertificación también se está extendiendo como consecuencia del mal uso de los recursos hídricos, no solamente en África y en Asia Central, sino también cada vez más en otras regiones, como California y el sur de Europa. La espectacular reducción del Mar de Aral en Asia Central y sus consecuencias para la biodiversidad y el bienestar del ser humano están bien documentadas (PNUMA, 2004b; Kreutzberg-Mukhina, 2004). Existen otras muchas crisis relacionadas con el agua que han recibido menos atención, como la importante erosión del suelo y la reducción de las aguas subterráneas que se produce en ciertas zonas de España y la eutrofización de una parte importante de las aguas costeras como resultado de la agricultura intensiva. En otras regiones, el problema puede que sea dentro de poco el exceso de agua, que supondrá una amenaza para la pervivencia de muchas zonas costeras bajas y llanuras aluviales. Las predicciones sobre los efectos del derretimiento de los casquetes polares y del incremento de la descarga de los ríos árticos por el calentamiento global siguen siendo inciertas, a pesar de que no hay duda de que cambiará el frágil ecosistema del Océano Ártico, con consecuencias potencialmente devastadoras en otros lugares, especialmente a lo largo de las costas, a menudo densamente pobladas (ACIA, 2004).

Aunque muchos de los ecosistemas costeros y de agua dulce del mundo continúan deteriorándose a una velocidad alarmante, la inversión de estas tendencias y la mejora de la calidad del agua en otras áreas indican que esta tendencia no es ni inevitable ni siempre irreversible. La gestión de los recursos hídricos y terrestres necesita una comprensión global y un cuidadoso estudio de las funciones e interacciones de los ecosistemas. A menudo se hace referencia a la aplicación de este conocimiento dentro de un enfoque integrado sobre el uso de la tierra y la gestión del agua bajo la denominación de "enfoque ecosistémico", y tal respuesta holística a los retos que afrontan los recursos hídricos mundiales constituye el núcleo de los acuerdos y programas internacionales, como el Convenio sobre la

Diversidad Biológica (CDB), el Programa de Acción Mundial (PAM) para la protección del medio marino frente a las actividades realizadas en tierra y la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible (CMDS).

El enfoque ecosistémico, un elemento clave de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) (GWP, 2003), es una estrategia para la gestión integrada de la tierra, el agua y los recursos vivos, que promueve la conservación y el uso sostenible de los mismos de una forma equitativa (CDB, 2000). No existe un único modo de poner en práctica el enfoque ecosistémico, puesto que ello depende de las condiciones locales, provinciales, nacionales, regionales y mundiales. El **Recuadro 5.1** analiza uno de los muchos sistemas en los que se debería poner en práctica un enfoque ecosistémico para resolver la crisis actual de los ecosistemas.

La GIRH es un proceso sistemático de planificación y ejecución participativa para la gestión sostenible del agua, la tierra y los recursos costeros que promueve un desarrollo coordinado y se basa en datos científicos confiables. Ésta implica la participación de las partes concernidas, que deciden del reparto equitativo de los recursos y de los beneficios económicos, y hacen un seguimiento dentro del marco de los objetivos fijados para asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas vitales. También se trata de un proceso que fomenta el desarrollo y la gestión coordinados del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar económico y social resultante de una forma equitativa sin poner en peligro la sostenibilidad de los ecosistemas vitales (GWP, 2000).

La gestión integrada de los recursos hídricos tiene en cuenta lo siguiente:

- **El ciclo hidrológico en su totalidad.** Se tienen en cuenta los intereses de las zonas situadas aguas arriba y aguas abajo (en toda la cuenca, también más allá de las

Existe un creciente reconocimiento de la necesidad de un esfuerzo global sostenible para alcanzar los inmensos retos de la gestión de los recursos hídricos de la Tierra

fronteras nacionales), así como las fuentes hídricas superficiales y subterráneas, y, lo que es más importante, las precipitaciones.

- **Todo el espectro de intereses sectoriales.** El desarrollo y la gestión integrados implican una coordinación más estrecha entre las instituciones, que a menudo se centran en sectores concretos, la participación de las partes concernidas en la toma de decisiones y la consideración de aquellos actores que carecen de voz y voto (como el medio ambiente).
- **Las necesidades futuras,** como reclamaciones legítimas de recursos hídricos, como los que corresponden a las generaciones futuras o a la sostenibilidad (Instituto de Desarrollo de los Recursos Hídricos y del Saneamiento de Zimbabue, 1997).
- **La gestión del agua como recurso,** así como el marco de gobernabilidad para el suministro de los servicios hídricos a las partes concernidas.

Existe un creciente reconocimiento de la necesidad de un esfuerzo global sostenido para alcanzar los inmensos retos de la gestión de los recursos hídricos de la Tierra. En la CMDS de 2002, los países participantes acordaron reducir a la mitad la proporción de personas que carecen de un acceso seguro al agua potable y a servicios de saneamiento seguros para 2015 (Meta 10 de los Objetivos de Desarrollo del Milenio) y a reducir de manera sustancial la tasa de pérdida de biodiversidad en los ecosistemas acuáticos para 2010. Lograr estos dos objetivos constituye un reto mayor. La implementación de planes de GIRH a escala local y regional, el uso cada vez mayor de enfoques ecosistémicos centrados en las cuencas fluviales y su interacción con las zonas costeras, el desmantelamiento de presas en Norteamérica y Europa y los numerosos proyectos de restauración de humedales y ríos que se están llevando a cabo en todo el mundo indican que estos compromisos se empiezan a tomar en serio, a pesar de que el cambio sea lento y no se esté produciendo en todas las partes del mundo.

Los indicadores de los procesos y las funciones de los ecosistemas son esenciales para la apropiada evaluación de los recursos de las cuencas hidrográficas mediante la estimación de las presiones, el estado, las fuerzas motrices y las respuestas al cambio. Desgraciadamente, a menudo se carece del conocimiento y los datos necesarios para desarrollar e interpretar los indicadores. Los datos siguen siendo muy incompletos y no están siendo armonizados a nivel mundial, por lo que la detección y la resolución de los problemas se convierte en una tarea muy complicada (véase el **Capítulo 13**). Es incluso más preocupante el hecho de que las redes hidrométricas y de control de la calidad del agua se hayan deteriorado en muchas zonas del mundo, obstaculizando aún más la adecuada evaluación de los

recursos hídricos globales. El Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente y de Evaluación de la Calidad del Agua (GEMS/Agua), liderado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), mantiene una base de datos de calidad del agua con información de unas 1.500 estaciones de control que cubren 112 cursos de agua en más de ochenta países. Sin embargo, la mayoría de estaciones sólo contienen información incompleta o esporádica, lo que complica la detección de las tendencias a largo plazo en la calidad del agua. La información sobre los recursos hídricos subterráneos es incluso menos completa, por la dificultad y los costes que conlleva la obtención de medidas exactas. Además, existen pocos estudios epidemiológicos sistemáticos que nos permitan entender los impactos de un suministro de agua de baja calidad o contaminada sobre la salud humana y el bienestar (véase el **Capítulo 6**). Los datos y la información existentes sobre las especies acuáticas y la extensión y estado de sus hábitats también son limitados y están fragmentados. A pesar de que haya algunos grupos (por ejemplo, las aves acuáticas y los anfibios) sobre los que sí existen datos de tendencias, éstos siguen siendo la excepción. Dada la necesidad de información para gestionar los recursos de un modo integrado y la realidad de la escasez de datos y de seguimiento, tenemos que depender de los indicadores que miden los factores de cambio, que actualmente son bastante claros y, en su mayor parte, más fáciles de evaluar y controlar. Esto es particularmente cierto en aquellos países donde los recursos para la realización de un amplio trabajo de campo y la capacidad son limitados. Por ejemplo, al emplear los datos sobre la extensión de la agricultura en una cuenca hidrográfica, o el tamaño y la ubicación de las presas, podemos sacar algunas conclusiones sobre el grado relativo de alteración o de estrés que afecta a un sistema. A estos indicadores geoespaciales, a menudo, se les llama representantes o sustitutos, ya que son indicadores de la amenaza actual y sólo dan información indirecta sobre la integridad ecológica real.

Es evidente que si continuamos ignorando los procesos y las funciones de los ecosistemas, las actividades humanas llevarán a la continua degradación de los ecosistemas costeros y de agua dulce, así como a la pérdida de la biodiversidad y el consiguiente declive del bienestar del ser humano.

Este capítulo trata del estado actual de los ecosistemas costeros y de agua dulce y de su capacidad de ofrecer una serie de bienes y servicios que sostienen la vida. El capítulo analiza con mirada crítica diversos enfoques y políticas de gestión, y concluye identificando algunos de los retos que nuestra sociedad debe afrontar para intentar alcanzar los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) relacionados con el agua y otros objetivos internacionales, como aquéllos referidos a la biodiversidad y el cambio climático.

RECUADRO 5.1: EL LAGO VICTORIA: UN ECOSISTEMA EN DECLIVE

El lago Victoria es el segundo lago más grande del mundo. Éste sustenta una industria pesquera de agua dulce muy productiva con unas capturas anuales que sobrepasan las 500.000 toneladas y alcanzan un valor de 400 millones de dólares estadounidenses. Además, el lago suministra agua dulce para el regadío, la energía hidroeléctrica, la recreación y el transporte (véase el **Capítulo 14**).

En ciertas partes de la cuenca, la densidad de población sobrepasa las 100 personas por kilómetro cuadrado (km²) (Cohen et al., 1996) y ha estado aumentando en un porcentaje de entre un 3% y un 4% cada año. El lago está sometido a una presión considerable debido a una serie de causas tanto naturales como antropogénicas. Éste ha sufrido importantes cambios medioambientales en los últimos cuarenta años provocados por las actividades humanas, como la sobrepesca, la sedimentación en las cuencas deforestadas, la erosión por las malas prácticas agrícolas, la introducción de especies no autóctonas y la contaminación industrial. La variabilidad estacional atribuida al cambio climático también ha influido. Estas combinaciones de causas naturales y antropogénicas han conducido al rápido desarrollo de cambios en el lago que amenazan seriamente la función del ecosistema y los medios de

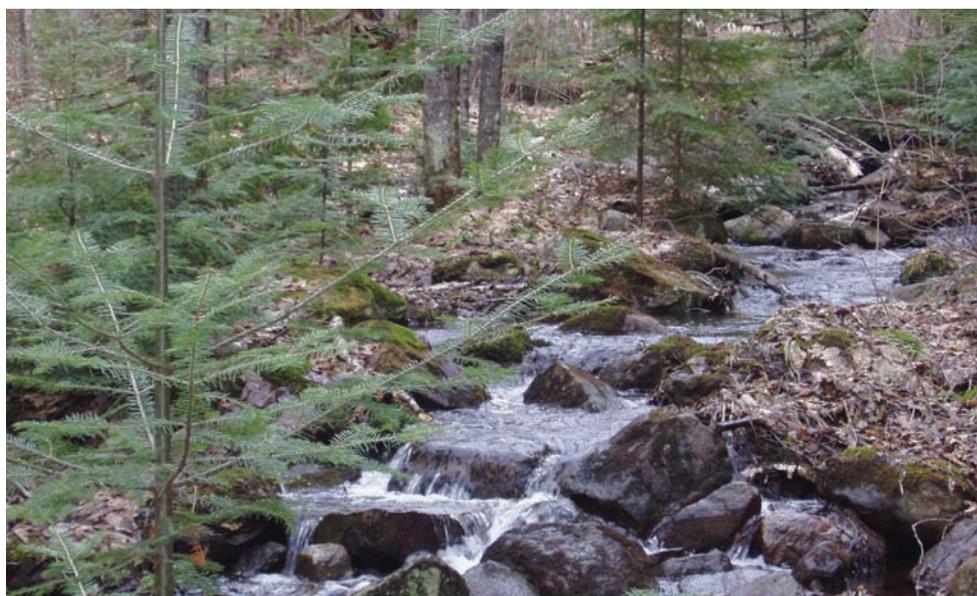
subsistencia dependientes. Hasta el momento, se han identificado tres causas inmediatas de eutrofización que incluyen el aumento de los vertidos procedentes de las aguas residuales municipales sin tratar, de la escorrentía y del agua de lluvia; la contaminación química procedente de las industrias (como la minería de pequeña escala en algunas zonas de Tanzania, la industria papelería Panpaper Limited en Kenia, etc.); y los agroquímicos que emplean las explotaciones agrícolas, incluidos los cultivos de flores en expansión que actualmente amenazan humedales de importancia internacional, como la bahía de Lutembe, en Uganda, que acoge durante el invierno a una gran población de aves acuáticas migratorias, entre ellas casi toda la población mundial de fumarel aliblanco (*Chlidonias leucopterus*).

En la actualidad, casi la mitad del lago padece períodos de anoxia (falta de oxígeno) prolongada durante varios meses al año, mientras que cuatro décadas antes la anoxia era esporádica y localizada. Como resultado, la concentración de biomasa de algas es actualmente casi cinco veces mayor en las aguas superficiales que en la década de los 60, lo que indica mayores niveles de fotosíntesis. Al mismo tiempo, la transparencia del

agua ha decrecido a un tercio y la concentración de sílice a una décima parte de la que había hace unos cuarenta años.

El lago era, hasta hace relativamente poco, el hábitat de unas 600 especies endémicas de cíclidos del género *Haplocromis* (no todos catalogados formalmente aún), así como de otras especies no cíclidas. La extinción de las especies de peces cíclidos haplocromis del lago, fundamentalmente como resultado de la introducción de la perca del Nilo (*Lates niloticus*), sigue siendo el caso más dramático de extinción de vertebrados atribuible a actividades del ser humano. Se ha provocado la extinción de más de 100 especies de peces desde 1960. Las industrias pesqueras del lago están dominadas en la actualidad por tres especies comerciales: la perca del Nilo, una especie no nativa introducida en la década de los 50 que ahora representa al 80% de la población de peces del lago; el 20% restante está constituido por la tilapia autóctona (*Oreochromis niloticus* de la familia de las *Cichlidae*) y el dagaa (*Rastrineobola argentea*).

Fuentes: Red mundial de lagos (www.worldlakes.org); Cohen et al., 1996; Kiremire, 1997; Verschuren et al., 2002; Dodman y Diagana, 2003; Hecky, 1993; Mugidde, 1993; Lehman, 1996; Johnson et al., 1996.



Parque Nacional de Algonquin, Canadá



El jacinto de agua, introducido accidentalmente en el lago Victoria desde América Latina, está teniendo un impacto enorme sobre el ecosistema natural del lago

2ª Parte. La importancia medioambiental y social de los ecosistemas

En el primer Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo (WWDR1, por sus siglas en inglés) se indicaba que un entorno natural saludable y libre de contaminación es esencial para el bienestar del ser humano y el desarrollo sostenible, haciendo hincapié en que los ecosistemas acuáticos y sus especies dependientes son una parte integral de nuestras vidas y proporcionan una base de recursos que nos ayudan a satisfacer una multitud de necesidades humanas y de los ecosistemas (WWAP, 2003). Estos bienes y servicios incluyen el agua para el consumo humano, la producción de alimentos, el riego, la producción de energía, los servicios reguladores (por ejemplo, la reducción de los efectos de las inundaciones, la filtración del agua, la recarga de los acuíferos y el ciclo de los nutrientes), el transporte y los servicios de recreación. Éstos tienen un valor irremplazable y forman una parte importante de los sectores del agua, la energía, la salud, la agricultura y la biodiversidad (WEHAB, por sus siglas en inglés), que son esenciales para paliar la pobreza y el desarrollo socioeconómico. El enfoque ecosistémico se centra mayormente en los ecosistemas costeros y de agua dulce, que son los lugares de paso para las especies migratorias de aves y peces y que suministran unos servicios medioambientales globales que sostienen las funciones naturales de la Tierra. Pero, como muestra el 1er Informe (WWDR1), estos ecosistemas están sometidos a fuertes presiones que ponen en riesgo su capacidad de satisfacer las múltiples y crecientes demandas que recaen sobre ellos.

2a. Bienes y servicios

Todos los ecosistemas, tanto los acuáticos como los terrestres, desempeñan una función vital al regular el modo en que fluye el agua a través del paisaje. Este hecho pone de relieve la necesidad de comprender mejor las relaciones entre ellos y gestionarlos de una forma integrada. Los bosques absorben las precipitaciones y regulan el caudal hídrico, mientras que los humedales funcionan como esponjas, absorbiendo los excedentes de agua en las épocas de fuertes precipitaciones y mareas altas y liberando el agua lentamente durante los períodos de sequía. Los ecosistemas acuáticos ejercen una serie de funciones vitales en la sociedad humana: regulan los extremos climatológicos, suministran recursos alimenticios y, en el caso del agua dulce, sustentan la producción agrícola. Muchos otros bienes y servicios que hacen posible la vida del ser humano se derivan de los ecosistemas acuáticos (véase la **Tabla 5.2**), incluyéndose los siguientes:

- regulación hidrológica de las inundaciones, disponibilidad y suministro de agua durante las épocas de sequía
- retención de sedimentos, purificación del agua y eliminación de residuos
- recarga de los acuíferos
- agua potable y saneamiento para las grandes poblaciones
- agua de regadío para los cultivos y agua potable para el ganado
- protección de la costa
- reducción del cambio climático mediante la absorción de los gases de efecto invernadero y la amortiguación de impactos
- recreación y turismo
- valores culturales y espirituales
- una gama de productos como fibras, madera, pienso para los animales y otros productos alimenticios
- rutas de transporte – a veces, la única ruta accesible
- energía hidroeléctrica y mecánica.

La capacidad de un ecosistema acuático determinado para suministrar la variedad de servicios especificados anteriormente depende de una serie de factores tales como el tipo de ecosistema, la presencia de especies clave, las intervenciones de gestión, la ubicación de las comunidades humanas y el clima y la topografía circundantes. Pocos lugares tienen la capacidad de suministrar todos los servicios anteriores. Mientras que las oportunidades para la recreación puede que dependan únicamente de la presencia de agua limpia, por ejemplo, el suministro de pescado para alimento normalmente depende de la presencia de una cadena alimenticia plenamente operativa para mantener las poblaciones de peces. Es decir, cuanto más diversidad biológica haya en un ecosistema, mayor será el abanico de servicios que éste podrá ofrecer. Existen pruebas de que los sistemas acuáticos necesitan probablemente una gran variedad de especies autóctonas para mantener la estabilidad del ecosistema ante un medio ambiente cambiante (Evaluación del Ecosistema del Milenio, PNUMA, 2006).

Los ecosistemas acuáticos no sólo hacen referencia a las aguas costeras, a los ríos y a los lagos, sino también a un sistema complejo e interconectado de hábitats permanentes y temporales, con un alto grado de variación estacional. Los hábitats temporales desempeñan un importante papel en el valor total de los ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, los estuarios costeros y las llanuras aluviales de los ríos se encuentran entre los ecosistemas más productivos de la Tierra (Junk et al., 1989). Algunos, como la llanura aluvial del Amazonas, se extienden a lo largo de miles de kilómetros, mientras que otros pueden tener solamente algunos metros de ancho. La variación estacional es vital para la integridad de dichos ecosistemas, puesto que muchos peces dependen de la inundación estacional de las llanuras aluviales del río para reproducirse o alimentarse. La extensión de la inundación tiene en estos casos un reflejo positivo en las capturas de

peces (Welcomme, 1979). Muchos humedales tropicales de agua dulce tienen un bajo estado de nutrientes, como es el caso en las llanuras aluviales negras de la Amazonia (Furch, 2000). En estos sistemas, una alta biodiversidad no es un indicador de alta productividad, sino más bien de un reciclaje rápido y eficiente de los nutrientes. Estos hábitats son especialmente vulnerables a la sobreexplotación. Los estuarios y las llanuras aluviales también desempeñan un papel importante a la hora de disipar las mareas altas, controlar el caudal de los ríos y evitar el daño de las inundaciones y la erosión de la costa. En muchos países, estas llanuras sirven también para la agricultura, pues son lugares ricos en nutrientes.

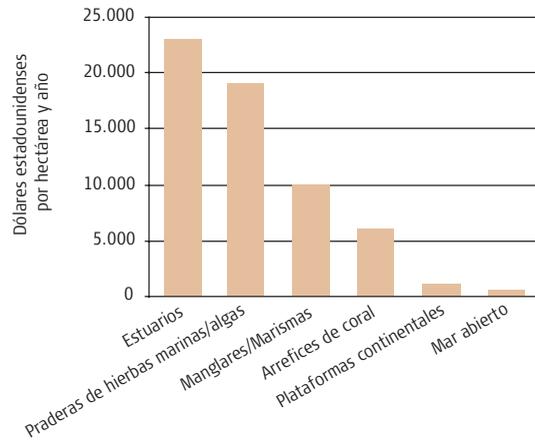
El valor preciso de muchos de estos servicios (particularmente su valor monetario) sigue sin saberse en su totalidad. Sin embargo, el valor del uso directo del agua como amortiguador (por ejemplo, prevención de inundaciones) por sí solo ha sido estimado en 350.000 millones de dólares estadounidenses, según el índice de precios de 1994, y el valor recreativo en 304.000 millones de dólares estadounidenses (Constanza et al., 1997). Se estima que los hábitats de los arrecifes aportan a los seres humanos recursos vivos, como peces, y servicios, como las cifras del turismo y la protección costera, valorados en unos 375.000 millones de dólares estadounidenses por año (Constanza et al., 1997). Las pérdidas económicas por la degradación también pueden ser graves. Un ejemplo es la erosión del litoral, provocada por la modificación de las corrientes y las cargas de sedimentos que se han producido por los cambios en el uso de la tierra en las zonas costeras y en las situadas aguas arriba. Por ejemplo, las playas de Tánger, en Marruecos, desaparecieron en gran parte en la década de los 90 tras la construcción del nuevo puerto. La ciudad perdió un 53% de las visitas que recibía de las estancias del turismo internacional e ingresos turísticos sustanciales estimados en unos 20 millones de dólares estadounidenses al año (Plan Azul, 2005). La **Figura 5.1** resume algunas de las estimaciones realizadas sobre los ecosistemas marinos.

Los estudios de humedales concretos (costeros o interiores) suministran una imagen fragmentada de sus beneficios físicos y económicos en las distintas regiones del mundo (véase el **Recuadro 5.1**). Por ejemplo, el valor de usar los humedales para el tratamiento de residuos en Kampala, Uganda, fue estimado entre 2.000 y 4.000 dólares estadounidenses por hectárea (ha) (Emerton et al., 1999) (véase el **Capítulo 14**). El valor de los humedales de Zambia se estimó en 16,7 millones de dólares estadounidenses al año, de los que 4,2 millones fueron generados por la llanura aluvial de Barotse (Turpie et al., 1999).

2b. Industria pesquera

El pescado se encuentra entre los mayores y más obvios beneficios que las sociedades humanas extraen de los ecosistemas acuáticos. En 2001, las capturas marinas mundiales, según los datos suministrados, ascendieron a 85 millones de toneladas de pescado, crustáceos y moluscos (Fishstat, 2002). Al contrario que en la industria pesquera de

Figura 5.1: Valor medio estimado de los biomas marinos



Fuente: Constanza et al., 1998.

altura, en las industrias pesqueras costeras e interiores suelen predominar las operaciones a pequeña escala y de subsistencia por parte de los sectores más pobres de la sociedad, para los que una captura supone una fuente vital y económica de sustento y proteínas. En 2001, la producción de la industria pesquera continental que 150 países notificaron a la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) fue de 8,7 millones de toneladas, siendo Asia (5,8 millones de toneladas) y África (2,1 millones de toneladas) los que realizaron la mayor cantidad de capturas. La mayoría de estas capturas se realizó en países con economías emergentes o en transición en donde la producción pesquera ha aumentado de forma importante en los últimos diez o quince años (FAO, 2002). Siete países informaron de que la pesca continental era su única fuente de pescado, y veinte más consideraban las industrias pesqueras continentales sumamente importantes, representando entre el 81 y el 99% de su producción total de pescado (Kura et al., 2004).

La FAO (2002) estimó recientemente que las industrias pesqueras marinas y continentales y la acuicultura aportan el 16% de la ingesta global de proteínas animales (véase el **Capítulo 7**). Este número sobrepasa el 25% en los países más pobres, llegando a alcanzar el 90% en algunas zonas rurales aisladas. En la cuenca del Alto Amazonas, por ejemplo, el pescado aporta la mayoría de las proteínas animales consumidas por las familias locales, con más de 200 kilogramos (kg) de consumo de pescado por persona al año (Batista et al., 1998). El pescado es especialmente importante en las comunidades que basan fundamentalmente su sustento en unos pocos alimentos básicos como el arroz, el trigo, el maíz y la mandioca, que no aportan una serie de nutrientes esenciales que pueden ser suministrados por el pescado (Thilsted et al., 1997). En zonas donde pueden estar desapareciendo otras oportunidades económicas, las industrias pesqueras de pequeña escala y el procesado y comercio relacionados con las mismas ofrecen una alternativa económica para un creciente número de trabajadores no cualificados.

Los ecosistemas acuáticos no sólo hacen referencia a las aguas costeras, a los ríos y a los lagos, sino también a un sistema complejo e interconectado de hábitats permanentes y temporales, con un alto grado de variación estacional

Tabla 5.1: Valor estimado de una serie de humedales seleccionados en África y Asia

| Ubicación | V. en millones USD/ha/año | Servicios | Fuente |
|--|---------------------------|---|-----------------------------|
| Bangladesh: Hail Haor | 649 | Cultivos, pesca, plantas, control de inundaciones, recreación, transporte, calidad y suministro de agua, valor para la vida | Colavito, 2002 |
| Camboya: manglares de la provincia de Koh Kong | 2 32 | Secuestro de carbono Protección contra las tormentas | Bann, 1997 |
| Camboya: Parque Nacional de Ream | 59 | Cultivos, pesca, uso de plantas, caza | Emerton et al., 2002 |
| Camerún: llanura aluvial de Waza Logone | 3.000 | Recursos de plantas, pastoreo, cultivos, suministro de agua, industrias pesqueras | UICN, 2001 |
| Fiyi: manglares | 158 5.820 | Silvicultura, industrias pesqueras, cultivos, purificación del agua | Lal, 1990 |
| India: humedal urbano de Bhoj | 1.206 | Calidad y suministro de agua, uso de los recursos, valores de servicios y de recreo, cultivos | Verma, 2001 |
| Indonesia: manglares | 86 | Productos forestales e industrias pesqueras | Burbridge y Maragos, 1985 |
| Japón: Parque Nacional de Kushiro | 1.400 | Valores de servicios y de recreo | Kuriyama, 1998 |
| Kenia: Parque Nacional del Lago Nakuru | 400-800 | Valor recreativo de la contemplación de la fauna y flora | Navrud y Mungatana, 1994 |
| República de Corea: humedales costeros | 22.000 | Producción y hábitat de las industrias pesqueras, tratamiento de residuos, funciones estéticas | Lee, 1998 |
| Malawi: humedales de los distritos bajos | 123 | Recursos de plantas, caza, cultivos, pastoreo | Turpie et al., 1999 |
| Malasia: manglares | 35 | Productos forestales | Hamilton et al., 1989 |
| Mozambique: humedales costeros del delta del Zambeze | 9 | Recursos de plantas, caza, cultivos, pastoreo | Turpie et al., 1999 |
| Namibia: humedales de Chobe-Caprivi | 22 | Recurso de plantas, caza, cultivos, pastoreo | Turpie et al., 1999 |
| Nigeria: llanura aluvial de Hadejia-Nauru | 2 | Uso de la palma de doum, leña, potasa, agricultura | Eaton y Sarch, 1997 |
| Nigeria: llanura aluvial de Hadejia-Nauru | 20 | Recarga de acuíferos para el consumo doméstico de agua | Acharya, 1998 |
| Filipinas: manglares de Pagbilao | 211 | Silvicultura e industrias pesqueras | Janssen y Padilla, 1996 |
| Sri Lanka: humedal urbano de Muthurajawela | 2.600 | Suministro de agua, tratamiento de aguas residuales, atenuación de las inundaciones, apoyo a las explotaciones pesqueras situadas aguas abajo | Emerton y Kekulandala, 2002 |
| Manglares de Tailandia | 165 | Protección de la costa | Christensen, 1982 |
| Tailandia: manglares de Surta Thani | 77 | Protección de la costa | Sathirathai, 1998 |
| Uganda: humedal urbano de Nakivubo | 2.155 | Tratamiento de aguas residuales | Emerton et al., 1999 |
| Uganda: humedales del Distrito de Pallisa | 485 | Cultivos, pastoreo, explotaciones pesqueras, uso de plantas, arena y arcilla, mantenimiento de la fertilidad del suelo, suministro y calidad del agua | Karanja et al., 2001 |
| Zambia: llanura aluvial de Barotse | 16 | Recursos de plantas, caza, cultivos, pastoreo | Turpie et al., 1999 |

Abajo: Las Huertas,
México

Debajo: Anawilundawa,
Sri Lanka



En la cuenca del lago Chad, por ejemplo, el pescado suministra una fuente de ingresos que se vuelve a invertir en la agricultura (Béné et al., 2003).

La mayor parte del aumento en la producción de las industrias pesqueras es el resultado de los esfuerzos de mejora tales como la repoblación pesquera y la introducción de especies no nativas en los lagos y ríos (Kura et al., 2004), a pesar de que la introducción de éstas, a su vez, puede provocar problemas medioambientales, como se ha explicado anteriormente. En 2001, la acuicultura produjo 37,9 millones de toneladas de productos pesqueros, o casi el 40% del consumo total de pescado del mundo, es decir 55.700 millones de dólares estadounidenses (FAO, 2002). La acuicultura es el sector de producción alimentaria de mayor crecimiento en el mundo, y en donde el pez de aleta de agua dulce supone alrededor del 50% de la producción global. Asia, y en concreto China, domina la producción de la industria pesquera continental. China produjo cerca de 15 millones de toneladas de pescado (casi un cuarto de las capturas totales del mundo) en 2001, siendo la mayor parte carpas destinadas al consumo doméstico. Otros países que lideran la producción de la acuicultura continental son Bangladesh, Camboya, Egipto, India, Indonesia, Myanmar, Tanzania, Tailandia y Uganda (Kura et al., 2004).

La pesca continental está controlada, casi en su totalidad, por las operaciones a pequeña escala y de subsistencia. Solamente en China, más del 80% de los 12 millones de pescadores registrados se dedican a la pesca de captura continental y a la acuicultura (Miao y Yuan, 2001). En la cuenca inferior del Mekong, que cubre parte de Camboya, Laos, Tailandia y Vietnam, un estudio reciente estimó que 40 millones de agricultores rurales también se dedicaban a la pesca, al menos temporalmente (Kura et al., 2004). Esto también es cierto en África, donde en las cuencas de los principales ríos y lagos de África central y occidental la FAO (2003) estimó que las industrias pesqueras empleaban a 227.000 pescadores, produciendo 569.100 toneladas de productos pesqueros al año, por un valor de 295,17 millones de dólares

estadounidenses y un valor potencial cercano a los 750 millones de dólares estadounidenses (Neiland et al., 2004).

Todos estos beneficios dependen de que los ecosistemas acuáticos sigan funcionando y gozando de buena salud. Por desgracia, muchos sistemas hidrológicos están siendo modificados y dañados actualmente, lo que está provocando la pérdida de biodiversidad y de muchos de los servicios anteriormente mencionados. Además, debe observarse que la información sobre la producción de las industrias pesqueras continentales es notoriamente mala, especialmente la referente a las industrias pesqueras de subsistencia, ya que a menudo las cifras de capturas que dan los Gobiernos nacionales están muy por debajo de las reales (Kura et al., 2004). La FAO estima este déficit de información en una proporción de tres o cuatro (FAO, 1999 y 2001). A pesar del papel clave que estos ecosistemas desempeñan al suministrar alimento a los miembros más pobres y vulnerables de la sociedad, las industrias pesqueras costeras y continentales normalmente padecen una mala gestión, la competencia por parte de la pesca industrial y la degradación debida a las actividades realizadas en tierra, como la deforestación, la contaminación y el desarrollo aguas arriba (Kura et al., 2004).

Aun cuando la extracción de pescado de costa y de aguas interiores disminuye, principalmente por la expansión de la acuicultura, la mayoría de los ecosistemas costeros y de agua dulce siguen sometidos a presión debido a la sobreexplotación pesquera, a la pérdida y degradación del hábitat, la introducción y presencia de especies invasoras, la contaminación y la interrupción del curso de los ríos mediante presas y otras desviaciones (FAO, 1999 y Revenga et al., 2000). Esta degradación no solamente amenaza la biodiversidad de los ecosistemas ribereños y lacustres, sino también la seguridad alimentaria y los medios de sustento de millones de personas – en especial, los de las comunidades pobres rurales y costeras en los países con economías emergentes. La siguiente sección ofrece un breve análisis del estado de los ecosistemas de agua dulce y costeros alrededor del mundo.

... la mayoría de los sistemas costeros y de agua dulce están sometidos a presión debido a la sobreexplotación pesquera, a la pérdida y degradación del hábitat, la introducción y presencia de especies invasoras, la contaminación y la interrupción del curso de los ríos mediante presas y otras desviaciones...

Banco de peces de agua dulce en el estado de México, México





3ª Parte. Situación y tendencias de los ecosistemas y la biodiversidad

Los ecosistemas costeros y de agua dulce comprenden una gama de hábitats altamente productivos, como las lagunas, los estuarios, los lagos, los ríos, las llanuras aluviales, los pequeños riachuelos, los estanques, los manantiales, los acuíferos y los humedales. El término "humedal" describe a un grupo determinado de hábitats acuáticos que representan a una variedad de sistemas con vegetación que son poco profundos, por ejemplo, ciénagas, fangales, pantanales, llanuras aluviales, lagunas costeras, estuarios, arrecifes de coral y praderas de hierbas marinas, donde los terrenos menos profundos a menudo son zonas de transición y se pueden inundar temporalmente o de forma intermitente (Groombridge y Jenkins, 1998)¹.

3a. Situación de los ecosistemas costeros y de agua dulce

La proximidad a masas de agua ha sido un incentivo para la ubicación de los asentamientos humanos durante milenios, y la alteración por parte del ser humano de las costas, los ríos, los lagos y los humedales ha ido pareja con el desarrollo social y económico. Los ecosistemas costeros y de agua dulce han sufrido múltiples presiones, experimentando a menudo una degradación paulatina que es difícil de reconocer. Los análisis y las revisiones generales de las dos décadas pasadas han identificado una serie de presiones que provocan cambios adversos en estos ecosistemas (Allison, 2004; Revenga y Kura, 2003; Revenga et al., 2000; Groombridge y Jenkins, 1998; McAllister et al., 1997; Abramovitz, 1996; Bryant et al., 1998; Burke et al., 2001). En ellos se muestra que la alteración física, la degradación y destrucción del hábitat, las extracciones de agua, la sobreexplotación, la contaminación y la introducción de especies no autóctonas han sido las principales causas del declive de las especies acuáticas y de la degradación de los ecosistemas (véase también la **Tabla 5.2**). Raras veces se hace peligrar a una determinada especie o hábitat por el resultado de una única amenaza, y a menudo resulta imposible descifrar los efectos combinados de las muchas alteraciones que se producen dentro de una determinada cuenca (Malmqvist y Rundle, 2002). Esta naturaleza "progresiva" de la degradación no solamente dificulta la identificación de los problemas importantes lo suficientemente temprano, sino que favorece que las personas se acostumbren a la degradación según se produce, por lo que con el paso del tiempo los ecosistemas degradados se van aceptando como algo normal (Glantz, 1999).

Se han realizado diversas tentativas para evaluar la extensión global y la distribución de los hábitats acuáticos. Sin embargo, las estimaciones varían considerablemente, dependiendo del tipo de fuentes de información que se empleen. Y, aunque existen de hecho inventarios de las zonas costeras, las cuencas de los ríos y los lagos, no hay un buen conjunto de datos o indicadores a nivel global que permitan hacer un seguimiento de los cambios en las condiciones a través del tiempo. Por desgracia, no existen medidas o indicadores globales claramente aceptados que demuestren los cambios en la

extensión total de los humedales. Finlayson y Davidson (1999) llegaron a la conclusión de que la información disponible es demasiado incompleta e inconsistente para aportar una imagen precisa del cambio global. Una estimación que suele citarse es la que indica que, alrededor del 50% de los humedales que existían en 1900, se habían perdido al final de la década de los 90 como resultado de la transformación de la tierra en terreno agrícola (Myers, 1997). Sin embargo, esta cifra sigue siendo en gran parte una conjetura.

En cambio, existe información precisa sobre algunos continentes y regiones. Junk (2002) identificó los veinticuatro mayores ecosistemas acuáticos de África, ocho de los cuales están sometidos a regadío a gran escala, con efectos medioambientales devastadores y pérdidas de servicios del ecosistema y de biodiversidad. Si la densidad de población humana se pone en una ecuación, los humedales del sur y del sudeste asiático se pueden considerar entre los que se han degradado de forma más notable (véase el **Recuadro 5.2**).

Un estudio global va más allá del alcance de un capítulo de este tamaño. En la siguiente sección, primero resumiremos algunas tendencias globales clave en las especies de los humedales y los bienes y servicios de los ecosistemas relacionados y, a continuación, examinaremos la serie de presiones que están afectando actualmente a los ecosistemas acuáticos. Por último, expondremos algunos ejemplos específicos de cambios en el estado de ciertos hábitats de humedal. Una vez más, los sistemas de agua dulce se cubren con más detalle que los sistemas costeros, a pesar de que todos estos sistemas están interrelacionados y aportan muchos bienes y servicios específicos.

3b. Tendencias globales en especies clave

La riqueza de especies en relación con la extensión del hábitat es extremadamente alta en muchos grupos costeros y de agua dulce. Se ha estimado, por ejemplo, que el 12% de todas las especies animales viven en ecosistemas de agua dulce (Abramovitz, 1996), mientras que prácticamente todas las especies terrestres dependen de estos ecosistemas para su supervivencia. En Europa, por ejemplo, el 25% de las aves y el 11% de los mamíferos hacen de los humedales su principal zona de reproducción y alimentación (AEWA, 1995).

1. La convención de Ramsar sobre Humedales define a éstos como "extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros".

RECUADRO 5.2: HUMEDALES AMENAZADOS EN EL SUR Y EL SUDESTE ASIÁTICO

Dadas las altas densidades de población, los niveles en aumento de deforestación (particularmente en Indonesia) y el alto grado de fragmentación del ecosistema en India, que tiene más de 4.000 presas, los humedales del sudeste asiático posiblemente sean los más degradados del mundo. Esto se refleja en el rápido descenso o extinción local de grandes especies que pastan en los humedales, como el rinoceronte indio (*Rhinoceros unicornis*) y el ciervo barasinga (*Cervus duvauceli*, *C. eldi*, *C. schomburgki*), y el alto número de peces, anfibios, tortugas

acuáticas y especies de aves globalmente amenazados en la región. Además, más de la mitad de los arrecifes de coral de la región, los más ricos en especies sobre la Tierra, están bajo un peligro elevado, ante todo por el desarrollo costero y las presiones relacionadas con la pesca. Los manglares del sudeste asiático, que son también los que tienen la mayor biodiversidad del mundo, se ven sometidos a una presión en aumento por parte de las industrias madereras, la acuicultura y su transformación hacia la agricultura, a pesar de su importancia

extensamente documentada para la protección costera, la purificación del agua, la absorción del dióxido de carbono, como suministradores de alimento y en tanto que refugio natural para muchas y valiosas especies de peces objeto de capturas comerciales o de subsistencia (véase también el **Capítulo 14**).

Fuentes: UICN, 2003a; UICN et al., 2004; Bryant et al., 1998; Burke et al., 2001.

De las aproximadamente 25.000 especies de peces de aletas radiadas (Actinopterygios) descritos hasta la fecha, el 41% se consideran fundamentalmente especies de agua dulce. Los sistemas individuales de agua dulce pueden ser extremadamente importantes a la hora de mantener al gran número de especies endémicas. Según la Convención de Ramsar relativa a los Humedales, el lago Tanganica en África central, por ejemplo, mantiene a 632 especies animales endémicas. También es importante apuntar que la capacidad de recuperación de los ecosistemas aumenta con la biodiversidad, mostrando así un vínculo relevante entre la gestión y la preservación de la biodiversidad.

En cuanto a las aguas costeras, Conservación Internacional (CI) ha identificado veinticinco "puntos conflictivos" de la biodiversidad alrededor del mundo, de los que, como mínimo, veintitrés están parcialmente situados dentro de zonas costeras, principalmente en Asia, el Caribe, África y Sudamérica (PNUMA, 2005). Solo los arrecifes de coral, que representan el 0,2% de la superficie total de los océanos (Bryant et al., 1998), albergan más del 25% de todos los peces marinos conocidos, alcanzando algunos arrecifes densidades de unas 1.000 especies por metro cuadrado, especialmente en zonas del Pacífico y del Índico (Tibbets, 2004). Los mares semicerrados también poseen una riqueza de flora y fauna endémica. El Mediterráneo, por ejemplo, contiene el 7% de las especies marinas conocidas, a pesar de que cubre solamente el 0,8% de la superficie oceánica: se han registrado 694 especies de vertebrados marinos (580 peces, 21 mamíferos, 48 tiburones, 36 rayas y 5 tortugas) y 1.289 grupos taxonómicos de plantas marinas (Plan Azul, 2005).

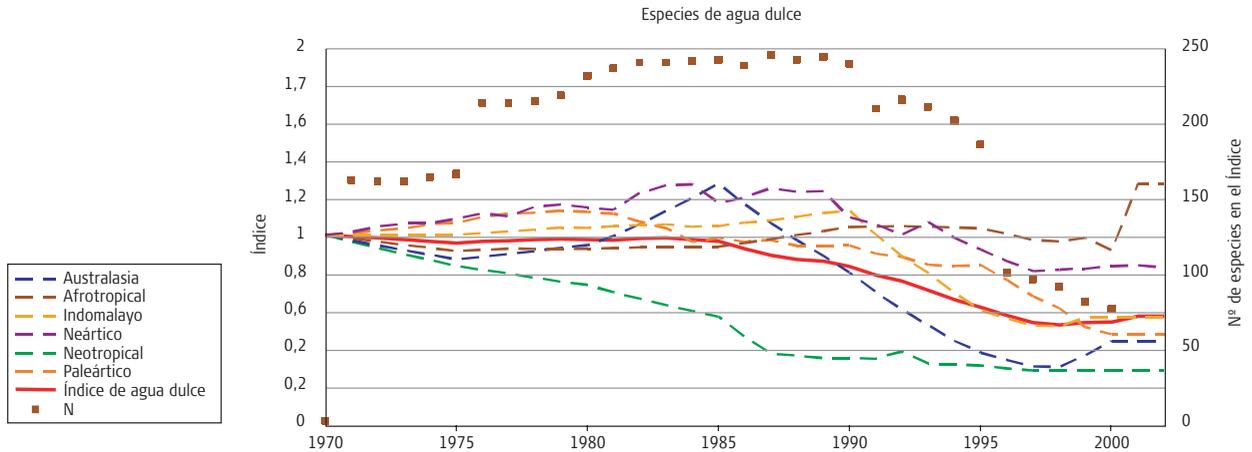
Una honda preocupación por el estado mundial de la biodiversidad acuática se expresó ya al principio de la década de los 90 (por ejemplo, Moyle y Leidy, 1992), centrándose principalmente en los datos relacionados con el estado de preservación de los peces. La mayor parte del número relativamente escaso de estudios mundiales ha aparecido tan

solo durante la pasada década (Abramovitz, 1996; McAllister et al., 1997; Groombridge y Jenkins, 1998; Revenga et al., 1998; Revenga et al., 2000). Éstos todavía se basan en exceso en una información relacionada con los peces, pero acuden a estudios de casos disponibles de otros grupos (por ejemplo, los moluscos en las aguas de EE. UU.), y también se ocupan cada vez con más detalle de los factores de amenaza y de sus fuentes. Por ejemplo, la evaluación realizada en 2004 por la FAO acerca de las reservas de peces marinos de las que se dispone de información, concluye que alrededor de la mitad de las reservas (52%) estaban totalmente explotadas, el 16% estaban sobreexplotadas y el 7% estaban agotadas. Tan solo alrededor de la cuarta parte estaban subexplotadas (3%), moderadamente explotadas (21%) o recuperándose de una explotación previa (1%).

Las presiones sobre los ecosistemas acuáticos han provocado una grave disminución del número de especies, con más especies de agua dulce en peligro de extinción que en los entornos terrestres o marinos (WRI et al., 2000; Revenga et al., 2000; Loh et al., 2004). Los índices disponibles tienden a apoyar la hipótesis de que las especies de agua dulce están más amenazadas por las actividades humanas que las especies de otros reinos. El Índice del Planeta Vivo (IPV), desarrollado por el Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del PNUMA (WCMC, por sus siglas en inglés) y el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en inglés), se basa en las tendencias de las poblaciones de las especies vertebradas. El IPV descubrió que la media de la población de especies de agua dulce descendió en un 50% entre 1970 y 2000, lo que representa un descenso más intenso que lo medido en los biomas terrestres o marinos. Además, las especies de agua dulce descendieron de forma más aguda en los ecosistemas neotropicales y de Australasia (véase la **Figura 5.2**). Sin embargo, esto no significa que las especies marinas se hallen en buen estado, puesto que el Índice de la Población de Especies Marinas registró un descenso de un 35% durante el mismo período.

Las presiones sobre los ecosistemas acuáticos han provocado una grave disminución del número de especies, con más especies de agua dulce en peligro de extinción que en los entornos terrestres o marinos

Figura 5.2: Índice del Planeta Vivo, 1970-2000

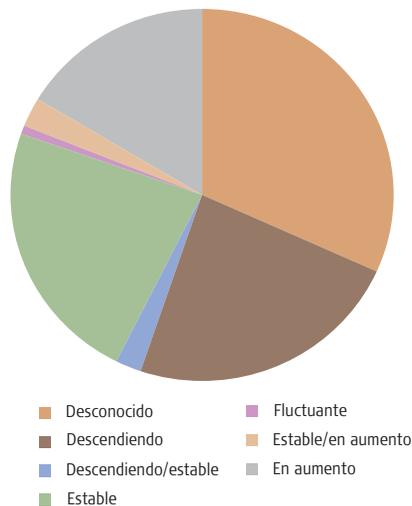


Fuente: Loh et al., 2004.

Otras medidas similares que reflejan el nivel de amenaza sobre las especies de agua dulce incluyen las evaluaciones del estado de preservación, como las elaboradas por la Comisión para la Supervivencia de las Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) y BirdLife International en su Lista Roja de Especies Amenazadas y su lista de índices derivados de la Lista Roja. Según la Lista Roja de la UICN de 2003, hay 3.011 especies de agua dulce registradas como amenazadas o extinguidas. De éstas, 1.039 son peces y 1.856 son anfibios. De otros grupos de animales de agua dulce, cuatro de los cinco delfines de río y dos de los tres de

manatíes están en peligro, al igual que varios mamíferos acuáticos más pequeños. La lista también informa de que cerca de 40 tortugas de agua dulce, más de 400 crustáceos de aguas continentales y cientos de moluscos bivalvos y gasterópodos están en peligro de extinción. Sin embargo, la exactitud de la información disponible tiende a descender en los taxones inferiores. Las cifras de los crustáceos y los moluscos, por ejemplo, puede que no reflejen de modo real la situación actual mundial.

Figura 5.3: Tendencias en las poblaciones de aves acuáticas en las regiones africana y eurasiática



Nota: El Acuerdo sobre la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias Afroeurasiáticas (AEWA, por sus siglas en inglés) abarca 117 países de Europa, ciertas áreas de Asia y Canadá, Oriente Medio y África. De hecho, la zona geográfica que cubre la zona AEWA se extiende desde el norte de Canadá y la Federación Rusa hasta el extremo más meridional de África. Las pruebas de las que se disponen indican que las especies y los hábitats acuáticos están padeciendo un descenso desproporcionado en comparación con otros hábitats.

Fuente: Wetlands International, 2002

Recientemente, se realizó el recuento de todas las especies anfibias del mundo por primera vez (UICN et al., 2004), lo que suministró importantes datos sobre el estado de este gran grupo de fauna. El estudio muestra que los anfibios están experimentando unos descensos sin precedentes en los tiempos modernos, con casi un tercio (32%) de las 5.743 especies anfibias del mundo amenazadas y 168 especies que se consideran ya extinguidas. La mayoría de los anfibios dependen de los hábitats de agua dulce durante su fase larval (con la excepción de las especies arbóreas), y casi todas las especies son tremendamente sensibles a los cambios en el hábitat y en la calidad del agua. El descenso del número de anfibios y el estado amenazado en que éstos se encuentran en todo el mundo son algunas de las mayores preocupaciones desde el punto de vista de la biodiversidad global. La población de todas las especies de anfibios está descendiendo en, al menos, un 43%, lo que indica que es previsible que aumente el número de especies amenazadas en el futuro próximo. Las cifras más importantes de especies amenazadas se registran en América Latina. A pesar de que la pérdida y la fragmentación del hábitat representan la mayor amenaza para los anfibios, una enfermedad micótica identificada recientemente está afectando gravemente a un número cada vez mayor de especies, que la podrían haber desarrollado como respuesta al aumento a nivel global de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos.

Lo que posiblemente sea más inquietante es el hecho de que muchas especies estén disminuyendo en número debido a razones desconocidas, lo que complica los esfuerzos para diseñar y poner en práctica estrategias de conservación efectivas.

Por lo general, los estudios llevados a cabo sobre aves han sido más profundos y prolongados que los que se han hecho sobre otros grupos de especies. A pesar de que existen limitaciones a la hora de emplearlos como indicadores generales, la riqueza relativa de estos datos indica que, a

menudo, son el mejor representante disponible para indicar las tendencias globales en la biodiversidad. Las últimas estimaciones de tendencias por parte de BirdLife International (Butchart et al., 2004) confirman que las especies de aves acuáticas se están enfrentando a problemas desproporcionadamente graves. Un 22% de las aves marinas del mundo son especies amenazadas (WWF/UICN, 2001). Además, las estimaciones de la población mundial de aves acuáticas realizadas por Wetlands International (2002) muestran una tendencia descendente en la región de la ruta africana-euroasiática (véase la **Figura 5.3**).

4ª Parte. Presiones e impactos

La mayor parte de los ecosistemas acuáticos son vulnerables a una serie de actividades humanas. El posible impacto de estas actividades varía de un sitio a otro según el tipo de hábitat implicado. La Tabla 5.2 resume algunas de las presiones clave que afectan a los distintos tipos de ecosistemas costeros y de agua dulce, así como algunos de los bienes y servicios que estos ecosistemas proporcionan. Algunas presiones específicas se tratarán con más detalle a continuación.

4a. Alteración del hábitat

Muchos ecosistemas acuáticos han sufrido alteraciones importantes como resultado de un cambio deliberado del hábitat, directamente o mediante cambios en los hábitats cercanos. Ciertos cambios en los patrones de uso de la tierra tienen una gran influencia sobre los recursos hídricos y los ecosistemas acuáticos alrededor del mundo (PNUMA, 2004b). Dichos cambios se describen brevemente a continuación.

Aumento de la carga de materiales en suspensión

El aumento de las concentraciones de sustancias sólidas en suspensión en las aguas costeras, los ríos y los lagos como resultado de la actividad humana puede provocar cambios significativos en los hábitats. Los ejemplos incluyen la agricultura intensiva, la deforestación, la construcción de carreteras, la urbanización, el turismo, la minería, el dragado en los puertos y las rutas de navegación, y los trabajos en las canteras de grava. El aumento de sustancias y de partículas en el agua produce niveles más altos de turbidez y, por lo tanto, disminuye la fotosíntesis. En las aguas interiores, esto puede llenar los embalses situados aguas abajo más rápido de lo previsto (PNUMA, 2002b). Ya que los materiales suspendidos (a veces contaminados o incluso tóxicos) se asientan fuera de la columna de agua, el hábitat de los organismos benthicos puede variar de tal forma que disminuya la biodiversidad (Cobb et al., 1996). Algunos mamíferos de agua dulce están en peligro de extinción debido al aumento de la carga de limo en los ríos, entre ellos la nutria de cuello manchado (*Lutra maculicollis*) en Sudáfrica, el tenrec de pies palmeados (*Limnogale mergulus*) en Madagascar, y la musaraña nutria gigante (*Potamogale velox*) en Camerún (Revenga y Kura, 2003). Las sustancias sólidas suspendidas afectan en especial a los hábitats costeros próximos a la orilla. La alteración de las

corrientes y el transporte de sedimentos – en beneficio de algunos lugares y en detrimento de otros (PNUMA, 2002b) – afectan a los deltas, los bosques de manglares, las playas y otros hábitats costeros. Los arrecifes de coral, los bosques de manglares y las praderas de hierba marina se pueden asfixiar y verse privados de luz debido al aumento de las cargas de sedimentos, degradándose así los lugares naturales de reproducción y refugio de muchas especies de peces que son comercialmente valiosas y que ayudan a la subsistencia (Spalding et al., 2002). Las poblaciones de peces se ven afectadas, tanto a través de la reducción de las fuentes de alimento como por los efectos físicos directos – como la obstrucción y la abrasión de las branquias, cambios en el comportamiento (por ejemplo, movimiento y migración), reducida resistencia a enfermedades, cubrimiento del lugar de desove y otros cambios en el hábitat – y a restricciones físicas que impiden el buen desarrollo de los huevos y los alevines (Singleton, 1985). Asimismo, las comunidades de invertebrados se ven afectadas por los cambios en las comunidades fotosintéticas (por ejemplo, el perfiton). Los efectos directos sobre los invertebrados de las sustancias sólidas en suspensión incluyen la asfixia, la obstrucción de los intersticios por la grava y los fondos de guijarros que afectan a los microhábitats, la abrasión de las superficies respiratorias y la obstaculización de la ingesta de alimentos para las especies que filtran el agua para alimentarse (Singleton, 1985).

Drenaje y transformación de los humedales

El drenaje incontrolado o escasamente regulado de los humedales ha supuesto una seria amenaza para las especies y ecosistemas acuáticos en distintas partes del mundo, con impactos que a veces afectan a cuencas enteras o a los hábitats costeros. Aunque cierta actividad de drenaje resulta a



El aumento de las concentraciones de sustancias sólidas en suspensión en las aguas costeras, los ríos y los lagos como resultado de la actividad humana puede provocar cambios significativos en los hábitats

Tabla 5.2: Las amenazas más importantes para los ecosistemas costeros y de agua dulce y los servicios

| Ecosistema | Bienes y servicios | Amenazas |
|---|--|--|
| Ríos | Muchos valores medioambientales, económicos (por ejemplo, pescado, suministro de agua, transporte, depuración, limpieza biológica, regulación climática, etc.), religiosos y espirituales | Reconversión de tierras, drenaje, regulación del caudal incluyendo la construcción de presas, energía hidroeléctrica, contaminación, deforestación, erosión y degradación del suelo, cambio climático, especies invasivas |
| Estuarios | Alta biodiversidad, pescados, aves acuáticas, sedimentación, zonas de transición, limpieza biológica, recreación | Reconversión de tierras, drenaje, regadío, energía hidroeléctrica, regulación del caudal de agua, presas y diques, contaminación, intensificación agrícola, deforestación, erosión/degradación del suelo, sobreexplotación pesquera y de otras especies alimenticias, cambio climático, control de enfermedades transmitidas a través del agua, especies invasivas |
| Arrecifes de coral | Alta diversidad de especies, protección costera, limpieza biológica, turismo | Cambio climático, sustancias sólidas en suspensión provenientes de la construcción costera, agricultura y tala de árboles corriente arriba, turismo; nutrientes procedentes de aguas residuales sin tratar y de la escorrentía agrícola; contaminación por vertido industrial, urbano, agrícola y escorrentía de vertederos y de la minería |
| Manglares | Alta diversidad de especies, protección costera, purificación del agua, absorción del CO ₂ , lugar de reproducción y refugio para las especies de peces comerciales, fuente de leña y madera, turismo | Tala de madera para leña, para la construcción, la industria maderera, la construcción de carreteras; reconversión de tierras para la acuicultura, la agricultura, zonas urbanas e industriales, o el desarrollo del turismo; subida del nivel del mar |
| Praderas de hierbas marinas | Alta diversidad de especies, lugar de refugio para especies de peces comerciales, protección costera, purificación del agua, absorción del CO ₂ , estabilización de los sedimentos | Dragado de muelles, puertos y rutas marítimas, pesca de arrastre béntica, acuicultura, contaminación costera, espacio para playas y otros servicios y desarrollos turísticos |
| Deltas continentales | Suministro de agua, retención de nutrientes y sedimentos, recreación | Drenaje, regadío, regulación del caudal, contaminación, intensificación agrícola, deforestación, erosión/degradación del suelo, sobreexplotación pesquera y de otras especies alimenticias, cambio climático |
| Llanuras aluviales | Alta productividad, alta productividad de pescado y fibra, barrera de protección frente a inundaciones, protección contra el fuego, almacenamiento de carbono, recreación, recarga de las aguas subterráneas | Reconversión de tierras, drenaje, regadío, energía hidroeléctrica, regulación del caudal de agua, presas y diques, contaminación, intensificación agrícola, deforestación, erosión/degradación del suelo, sobreexplotación pesquera y de otras especies alimenticias, cambio climático, control de enfermedades transmitidas a través del agua, especies invasivas |
| Lagos | Suministro de agua, fibra, pescado, aves acuáticas, recreación, recarga de las aguas subterráneas, valores espirituales y religiosos | Contaminación, intensificación agrícola, eutrofización, deforestación, erosión/degradación del suelo, sobreexplotación pesquera y de otras especies alimenticias, cambio climático, control de enfermedades transmitidas a través del agua, especies invasivas |
| Lagunas de agua dulce | Barrera de protección frente a inundaciones, almacenamiento de carbono, juncos, sauces, alimento y fibra, purificación | Drenaje, regulación del caudal de agua, presas y diques, contaminación, intensificación agrícola, erosión/degradación del suelo, sobreexplotación pesquera y de otras especies alimenticias, control de las enfermedades transmitidas a través del agua |
| Turberas elevadas | Almacenamiento de carbono, combustibles fósiles, purificación | Reconversión de tierras, drenaje, regulación del caudal de agua, contaminación, intensificación agrícola, eutrofización, cambio climático |
| Lodazales | Almacenamiento de carbono, pastoreo, sauces, juncos, recarga de las aguas subterráneas | Reconversión de tierras, drenaje, regulación del caudal de agua, contaminación, intensificación agrícola, cambio climático |
| Praderas alpinas | Diversidad de especies, agricultura, pastoreo, recreación, recarga de las aguas subterráneas | Drenaje, agricultura, cambio climático |
| Humedales de la tundra | Almacenamiento de carbono, regulación climática, caudal de agua, caza y pastoreo de subsistencia, recarga de las aguas subterráneas | Contaminación, cambio climático, sobreexplotación de peces y otras especies alimenticias |
| Bosques pantanosos y arbustos | Madera y fibra, limpieza biológica, saneamiento, barrera de protección frente a inundaciones, recarga de las aguas subterráneas, purificación | Deforestación, erosión del suelo, degradación y contaminación |
| Acuíferos de aguas subterráneas | Reservas de agua, almacenamiento de agua, almacenamiento de nutrientes | Regadío, contaminación, intensificación agrícola, eutrofización, deforestación, erosión/degradación del suelo, sobreexplotación de especies alimenticias, control de enfermedades transmitidas a través del agua |
| Manantiales y oasis de agua dulce | Suministro de agua y alimentos, terrenos de escala para las especies migratorias, recreación, valores religiosos y espirituales | Regadío, intensificación agrícola, contaminación, sobreexplotación pesquera y de otras especies alimenticias, especies invasivas |
| Praderas húmedas | Almacenamiento de carbono, suministro de alimentos, barrera de protección frente a inundaciones (mayormente en las llanuras aluviales), recarga de las aguas subterráneas | Regulación del caudal de agua, drenaje, intensificación agrícola, eutrofización, sobreexplotación de especies alimenticias, cambio climático |
| Estanques, graveras, canales de drenaje | Suministro de agua, recreación | Contaminación, eutrofización, sobreexplotación pesquera y de otras especies alimenticias |

menudo esencial para la agricultura y el desarrollo costero, llevados a cabo en aras de asegurar los medios locales de subsistencia, muchos de estos esfuerzos normalmente aportan beneficios económicos a corto plazo mientras que se descuida el impacto a largo plazo en las comunidades locales.

Drenar los humedales puede tener graves efectos sobre las funciones naturales de regulación de éstos, provocando, no solamente la pérdida de especies y de hábitats, sino también impactos perjudiciales sobre las poblaciones humanas por el aumento de sequías e inundaciones impredecibles y la erosión y la intrusión salina a lo largo de la costa.

Por ejemplo, el río Pripyat, entre Ucrania y Bielorrusia, tenía antes aproximadamente un 25% de su cuenca cubierta de turberas, cuya limpieza dio paso al declive posterior a largo plazo de la calidad del agua del río (Bragg y Lindsay, 2003). Los humedales templados, entre ellos las turberas, han sido muy alterados al reconvertirse para usos agrícolas y otros usos de la tierra en Europa occidental, donde muchos países han perdido más del 90% de sus humedales. La mayoría de las praderas húmedas en Europa también han disminuido por el drenaje y la reconversión de la tierra. En Inglaterra y Gales, por ejemplo, menos del 20% de las praderas húmedas tradicionales seguían existiendo a finales de la década de los 90. De modo semejante, las praderas húmedas del norte de Alemania disminuyeron una media de un 50% entre 1945 y la década de los 90, lo que tuvo efectos devastadores sobre la biodiversidad, así como sobre el almacenamiento de agua y la capacidad de almacenamiento de carbono. En Europa del Este, los cambios socioeconómicos producidos tras 1990 condujeron al abandono de la agricultura en muchas praderas húmedas en el norte de Rusia, Polonia y los Estados Bálticos, permitiendo de ese modo que éstos se hayan desarrollado como humedales arbustivos con escaso o nulo drenaje. Si continúa esta tendencia, el lodo de las tierras pantanosas degradadas y otros hábitats sensibles al uso intensivo de la tierra se podría regenerar y, una vez más, suministrar reservas de agua limpia, almacenamiento de carbono y otros servicios. Cuando se drenan los humedales, el flujo natural de sedimentos también cambia, lo que tiene distintos impactos sobre los hábitats. Sin embargo, es posible invertir estos cambios.

Deforestación

Los bosques son generalmente sistemas muy variados, y el flujo de agua a través de las cuencas boscosas es, normalmente, de alta calidad. Sin embargo, estas zonas también son muy sensibles a los cambios en el uso de la tierra y a cualquier cambio en el bosque, incluida la pérdida de biomasa y de biodiversidad (Krebs, 1978; Tischler, 1979), lo que puede perturbar la dinámica de las funciones del flujo y la recarga de agua. Aparte de estos cambios potenciales en la cantidad, la calidad y la continuidad del flujo del agua, la deforestación a menudo supone también el aumento de la carga de sedimentos, con distintos impactos en los hábitats situados aguas abajo y en la costa.

La deforestación en la década de los 90 se estimó en una pérdida neta de 14,6 millones de hectáreas al año (teniendo en cuenta la reforestación) o, lo que es lo mismo, el 4,2% de los bosques naturales del mundo (FAO, 2001). Según un reciente informe del Banco Mundial (Dudley y Stolton, 2003), la mayoría del agua potable del mundo proviene de cuencas que están, o estarían naturalmente, arboladas. Este informe también reveló que un tercio de las 100 ciudades más grandes del mundo depende de los bosques de zonas protegidas para el suministro de una porción sustancial del agua potable que consumen y que las autoridades metropolitanas están reconociendo cada vez más la importancia del vínculo entre los bosques y el suministro de agua (véase el **Capítulo 12**). Está claro que los bosques a menudo proveen la base para la gestión integrada de los recursos hídricos, a pesar de que los efectos precisos varían de un lugar a otro; un tema que ha sido origen de polémicas entre los hidrólogos. El conocimiento del tipo y la edad de los árboles, las condiciones del suelo y las necesidades de los usuarios pueden ayudar a determinar qué tipo de políticas de gestión forestal será la más beneficiosa en una situación determinada.

Cambios en el uso de las tierras agrícolas

La agricultura es el usuario más importante de agua dulce. El regadío es el responsable de casi el 70% de todas las extracciones de agua e implica a unos 250 millones de hectáreas de tierra (Proyecto del Milenio, 2004), en especial en las tierras áridas y en las zonas de mayor extensión dedicadas al cultivo de arroz en el mundo. Como resultado de ello, algunos ríos (por ejemplo, el Colorado en los Estados Unidos y el Nilo en África) no llegan al mar durante ciertos períodos del año (Postel, 1995). Esto conlleva una serie de problemas en las zonas situadas aguas abajo y en las zonas costeras y, en algunos casos, acelera la salinización de los suelos en las zonas de regadío y en los acuíferos próximos a las costas. No existen cifras globales sobre la salinización, pero a principios de la década de los 90 un estudio del Banco Mundial estimó que hasta 2 millones de hectáreas de tierra se estaban dejando de usar en la agricultura cada año debido al encharcamiento y a la salinización (Umali, 1993). Aunque la mayoría de los cultivos del mundo se siguen sembrando en tierras de labranza de secano, el 17% de la tierra cultivada en regadío en el mundo produce actualmente el 40% de los alimentos (Wood et al., 2000), con una tendencia en aumento hacia el regadío.

Las prácticas de agricultura intensiva, que se basan en la aplicación de fertilizantes y pesticidas solubles, pueden tener como resultado el aumento de nutrientes en la escorrentía – uno de los motivos más importantes del deterioro de la calidad del agua. En casos extremos, se puede llegar a una grave eutrofización y a la proliferación nociva de algas tanto en las aguas interiores como en las costeras, provocando hipoxia cuando el rápido crecimiento de las algas reduce el oxígeno según se van pudriendo. Además de afectar gravemente a los usos del agua por parte del ser humano, la eutrofización puede provocar cambios aún más importantes en las cadenas alimenticias y en la productividad de los ecosistemas.



Señal de advertencia de peligro por algas tóxicas en Portishead, Reino Unido

Las prácticas de agricultura intensiva, que se basan en la aplicación de fertilizantes y pesticidas solubles, pueden tener como resultado el aumento de nutrientes en la escorrentía – uno de los motivos más importantes del deterioro de la calidad del agua

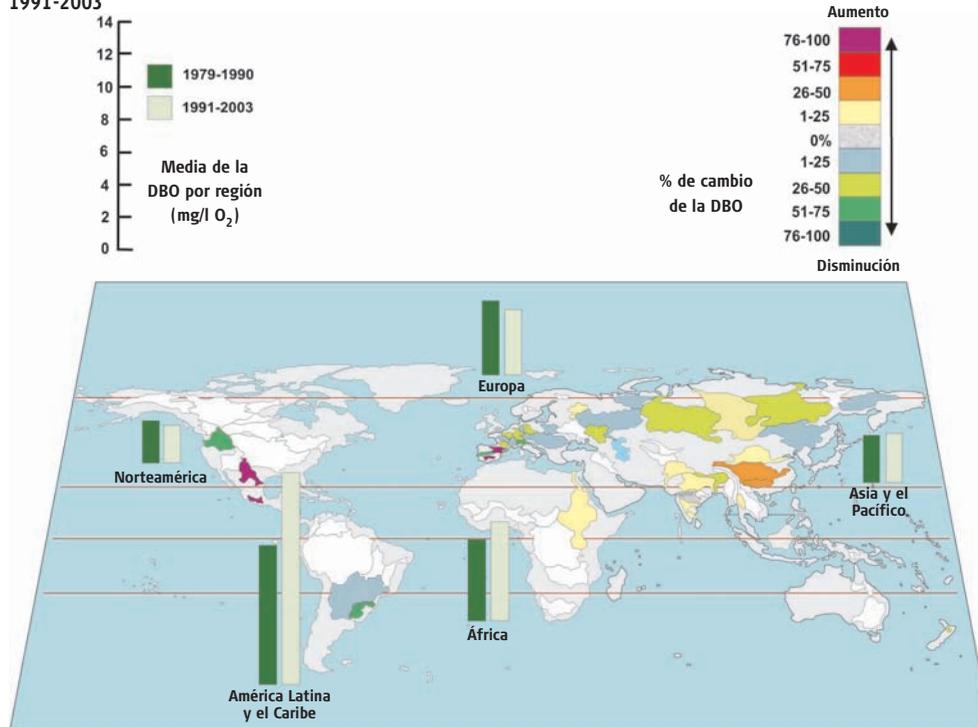
Además, el cieno que es arrastrado al agua desde las tierras aradas y los cambios en la forma en la que se gestionan los arroyos y las orillas de los ríos pueden dañar los fondos de desove de los peces y los hábitats costeros. Por ejemplo, el drenaje de Dartmoor y Bodmin Moor en el Reino Unido ha perjudicado el desove de los salmones en los ríos Tamar, Fowey y Camel, lo que significa un cantidad total de unos 27,3 millones de dólares estadounidenses en capturas con caña.

Los nutrientes provenientes de la escorrentía agrícola, las actividades acuícolas y los residuos humanos e industriales – incluidas las deposiciones atmosféricas – pueden provocar una grave eutrofización y cambios en las condiciones tróficas de las aguas costeras, ríos, lagos, presas y humedales. Los componentes de nitrógeno y fósforo normalmente son los nutrientes más importantes responsables del aumento del rápido crecimiento no natural de algas y otras plantas, que son sintomáticas de masas de agua eutróficas. Además del serio impacto sobre el uso humano del agua, la eutrofización puede provocar cambios mayores en las cadenas alimenticias acuáticas y en la productividad de los ecosistemas. La muerte de excesiva materia vegetal puede provocar la desoxigenación del agua, matando a muchas especies acuáticas y afectando a los ciclos químicos que alimentan la productividad biológica. Las bacterias y otros microorganismos necesitan el oxígeno

para descomponer los agentes contaminantes que entran en los sistemas acuáticos.

La demanda biológica de oxígeno (DBO) es una medida de la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación biológica de las sustancias transportadas por el agua y, por lo tanto, un indicador de la contaminación orgánica. Algunas especies acuáticas son especialmente susceptibles al descenso de las concentraciones de oxígeno y, en consecuencia, a la contaminación por aguas residuales o por los fertilizantes. Por ejemplo, las especies de salmón (*Salmonidae*) requieren concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 5 miligramos por litro (mg/l) y los ciprínidos y los miembros de la familia de las carpas (*Cyprinus carpio*), más de 2 mg/l (Gleick et al., 2001). Cuando se incrementan los niveles de nutrientes, también se destruye el frágil equilibrio que existe entre los corales y las algas. Las algas pueden crecer demasiado y asfixiar a los corales, afectando a los organismos marinos que dependen de ellos. Esto a su vez puede afectar a los humanos que dependen de estos recursos marinos para su sustento. El Mapa 5.1 muestra la distribución y los cambios en la DBO en las distintas regiones y principales cuencas del mundo. Las aguas costeras con reducidos niveles de oxígeno también se están extendiendo hacia el este y el sur de las costas de América del Norte, las costas del sur de Japón y

Mapa 5.1: Demanda biológica de oxígeno (DBO) en las mayores cuencas hidrográficas por regiones, 1979-90 y 1991-2003



Fuente: Basado en los datos del Programa del Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente GEMS/Agua, PNUMA, www.gemswater.org

China, y amplias zonas de los muchos, a menudo semicerrados, mares que rodean Europa (diversas fuentes recopiladas en PNUMA, 2004b).

Las altas concentraciones de nitratos en el agua la hacen inservible como bebida. Una comparación de las concentraciones de nitrógeno disuelto en las ochenta y dos mayores cuencas hidrográficas desde el final de la década de los 70 (véase el **Mapa 5.2**) indica que en veinticinco cuencas se había incrementado la concentración de nitratos, en treinta había una menor concentración, probablemente debido a mejores programas de control de nutrientes en los residuos, y el resto no mostró ningún cambio significativo o no se disponía de datos suficientes para realizar una evaluación exacta. Los resultados indican que, mientras que las condiciones parecen estar deteriorándose en un número mayor de zonas que aquellas en las que están mejorando, se pueden lograr mejoras significativas si hay la voluntad política suficiente para mejorar el tratamiento de las aguas residuales y modificar la política agrícola.

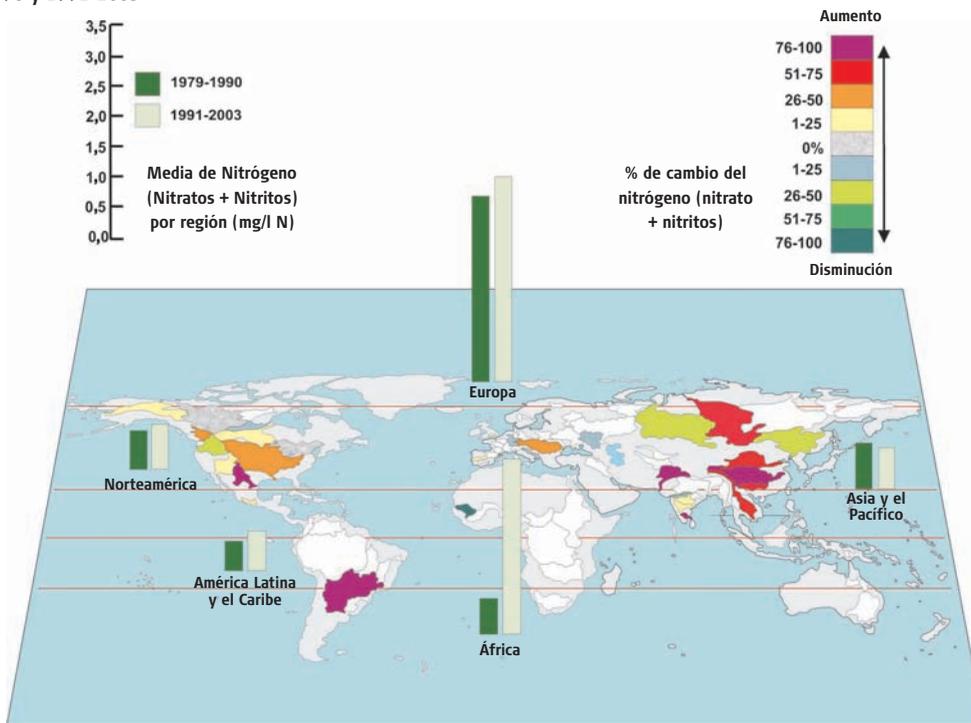
En una evaluación global del impacto del ser humano sobre la lixiviación de fósforo y su relación con la eutrofización se descubrió que, a pesar de que las familias y la industria tienden a ser las fuentes más significativas, la extracción de

fósforo y su posterior empleo como fertilizante, alimento de animales y otros productos están alterando el ciclo global del fósforo, haciendo que se acumule en el suelo en ciertos lugares (Benett et al., 2001). Esto puede aumentar la concentración de fósforo en la escorrentía y, consiguientemente, la carga del mismo en los ecosistemas acuáticos, interiores y costeros por igual. Los autores estimaron que el almacenamiento de fósforo en los suelos y sistemas acuáticos era un 75% mayor al de los niveles preindustriales. En las zonas agrícolas, el porcentaje de acumulación de fósforo parece estar decreciendo en los países desarrollados y aumentando en los países en vías de desarrollo. Puesto que el fósforo es la clave de la producción biológica en la mayoría de los sistemas acuáticos, es probable que, en el futuro, los problemas de eutrofización aumenten en los países en vías de desarrollo. El fósforo almacenado en el suelo puede transportarse a los sistemas acuáticos durante las tormentas y otras contingencias, lo que significa que existirá un lapso de tiempo inevitable antes de que las acciones de gestión realizadas para controlar la eutrofización tengan un efecto significativo. Además, el fósforo se puede acumular en los sedimentos de los lagos y las costas. Puesto que este fósforo se puede removilizar en ciertas circunstancias, ello puede significar una amenaza de eutrofización grave en el futuro.



Cascada en Sri Lanka

Mapa 5.2: Concentraciones de nitrógeno inorgánico en las principales cuencas hidrográficas por regiones, 1979-90 y 1991-2003



Nota: El nitrógeno inorgánico, medido como nitrato + nitrito, es un indicador del grado de estrés trófico de los ecosistemas como resultado de las actividades del ser humano. El nitrógeno inorgánico puede entrar en los ecosistemas acuáticos a través de las actividades agrícolas, en forma de escorrentía procedente de la aplicación de fertilizantes, así como de los procesos industriales y urbanos. El nitrógeno, en conjunción con el fósforo, controla el crecimiento de las plantas y las algas en los sistemas acuáticos y unos niveles elevados de estos nutrientes pueden llevar a unas condiciones demasiado productivas o eutróficas que pueden afectar a la salud del ecosistema. Las cuencas hidrográficas que están en blanco señalan que, durante uno de los periodos, no hay datos suficientes para calcular el cambio porcentual.

Fuente: Mapa creado basándose en los datos del Programa del Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente GEMS/Agua, PNUMA, en www.gemswater.org

Una vez que las especies desaparecen, no pueden volver a recuperarse, lo que puede tener graves efectos sobre todas las cadenas alimenticias y los procesos ecológicos

4b. Fragmentación y regulación del caudal (presas y embalses)

Aunque resulta difícil obtener una medida única y absoluta del estado de los ecosistemas de agua dulce, se dispone de algunos indicadores que pueden ayudar a ilustrar su estado global. El indicador de fragmentación y regulación del caudal es uno de ellos. Este indicador proporciona una medida del grado de alteración sufrido por los sistemas de agua dulce tras la construcción de presas y embalses. Según la Comisión Mundial sobre Presas (WCD, 2000), la mayoría de las grandes presas se construyeron durante la segunda mitad del siglo XX y, desde el año 2000, entre 160 y 320 nuevas grandes presas se construyen cada año. En la actualidad, existen más de 45.000 presas de más de 15 metros de altura, que retienen aproximadamente el 15% de la escorrentía total anual de los ríos (Gornitz, 2000). Casi la mitad de las grandes presas existentes (22.000) se encuentran en China, en segundo lugar está Estados Unidos con 6.390 (WCD, 2000).

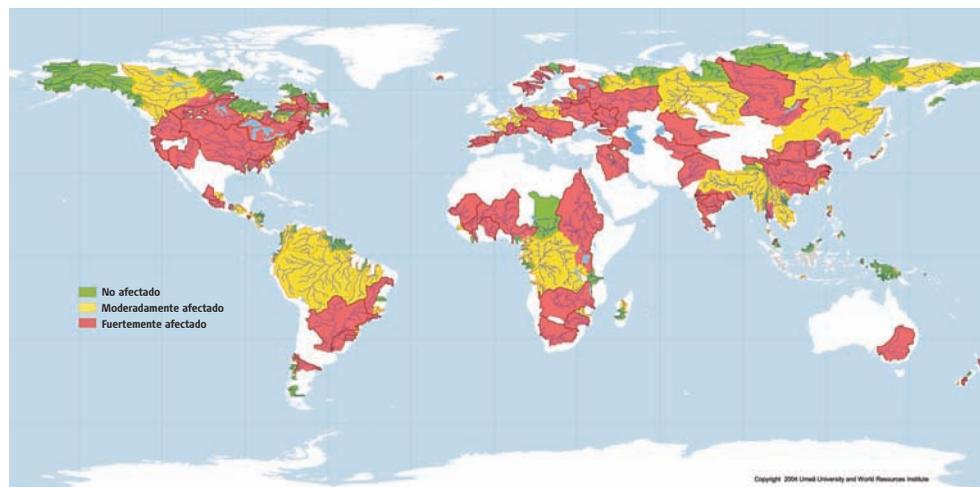
Las presas juegan un papel muy importante en la fragmentación y en la modificación de los hábitats acuáticos, transformando los ecosistemas lóticos (de aguas fluyentes) en ecosistemas lénticos (de aguas estancadas) y semilénticos, alterando el flujo de materia y energía y creando barreras para el movimiento de las especies migratorias. Las cascadas, los rápidos, la vegetación ribereña y los humedales pueden desaparecer totalmente si se regulan o se embalsan los ríos (Dynesius y Nilsson, 1994). Estos hábitats son esenciales como lugar de reproducción y refugio de muchas especies acuáticas y terrestres, y también contribuyen de manera importante a mantener otros servicios vitales del ecosistema, incluida la purificación del agua. El indicador de fragmentación que se presenta aquí, muestra que muchos de los

excepcionales hábitats ribereños han sido fragmentados o que incluso han desaparecido. Ya que la pérdida del hábitat es el motivo principal de la extinción de las especies en los ecosistemas de agua dulce, este indicador ofrece una medida del riesgo al que se ven confrontadas muchas especies de agua dulce. Una vez que las especies desaparecen, no pueden volver a recuperarse, lo que puede tener graves efectos sobre todas las cadenas alimenticias y los procesos ecológicos.

La Universidad de Umea, en colaboración con el Instituto de Recursos Mundiales, desarrolló este indicador de fragmentación y regulación del caudal (Nilsson et al., 2005). Éste evalúa 292 de los mayores sistemas fluviales del mundo, que suponen aproximadamente el 60% de la escorrentía fluvial mundial y ocupan más de la mitad (54%) del área terrestre del mundo. Un sistema de grandes ríos (LRS, por sus siglas en inglés), se define como un sistema fluvial que tiene una sección del canal del río con una Descarga Media Anual Virgen (VMAD, por sus siglas en inglés, la descarga del río antes de sufrir algún tipo de manipulación directa por parte del ser humano) de al menos 350 metros cúbicos por segundo (m^3/s) en cualquier lugar de la cuenca (Dynesius y Nilsson, 1994). Los resultados del análisis (ver el **Mapa 5.3**) muestran que existen 105 LRS fuertemente afectados, 68 moderadamente afectados y 119 que no se ven afectados. Los sistemas fluviales que no se ven afectados son aquéllos sin presas en sus cuencas, aunque el hecho de tener presas en sus afluentes puede no descalificar a un río de la categoría de "no afectado" si la regulación de su caudal es inferior al 2% de la VMAD.

Un sistema fluvial nunca se considera no afectado si existen presas en el canal principal, y nunca se clasifica como fuertemente afectado si no existen presas en el canal

Mapa 5.3: Fragmentación y regulación del caudal en sistemas de grandes ríos (LRS, por sus siglas en inglés)



Nota: Este mapa presenta los resultados del indicador de fragmentación y regulación del caudal. De los 292 LRS del mundo, 173 se ven fuerte o moderadamente afectados por las presas mientras que 119 se consideran no afectados. En cuanto al área que representan, los sistemas fuertemente afectados constituyen la mayoría (52% o unos 4.367 km²) del área total de las cuencas de LRS. El color gris representa potenciales LRS en Indonesia y Malasia, que no se pudieron evaluar debido a la falta de datos.

Fuente: Nilsson et al., 2005.

principal. Todos los sistemas fluviales que tienen menos de una cuarta parte de la longitud de su canal principal sin presas se consideran fuertemente afectados.

Los dos sistemas fluviales del mundo con las mayores descargas, los ríos Amazonas-Orinoco y Congo, se ven moderadamente afectados, mientras que el tercero más grande, el río Yangtsé en China, se ve fuertemente afectado por la fragmentación y las modificaciones del caudal. El mayor río no afectado por la fragmentación y las modificaciones de caudal es el sistema del río Yukón en Alaska. Los otros sistemas fluviales no afectados son, en su mayoría, cuencas más pequeñas en zonas con una baja densidad de población, como son las cuencas que rodean la Bahía de Hudson en Canadá y otras en el sur de Chile y Argentina así como en el norte de Siberia. Aunque sean pocos en número, los sistemas fluviales clasificados como moderadamente afectados representan, en promedio, tanto a las cuencas más largas como a las que realizan las mayores descargas. Por otro lado, los sistemas fuertemente afectados constituyen la mayoría (52%) del total de las cuencas de LRS, a pesar de ser los que menos contribuyen a la VMAD por sistema.

A nivel continental, Europa tiene el menor número (cuatro) y la menor proporción (10%) de grandes sistemas fluviales de caudal libre o no afectado. El mayor número (cuarenta) de LRS no afectados se encuentra en América del Norte y Centroamérica, mientras que Australasia contiene la mayor proporción (74%) de sistemas no afectados. En Sudamérica, los sistemas no afectados son, en promedio, menores que los sistemas afectados, tanto por la descarga como por el área de la cuenca. La situación es similar en África. Por ejemplo, el sistema moderadamente afectado del río Congo (África Central) aporta el 51% del total del caudal de los LRS africanos.

Este indicador no señala la distribución de los impactos dentro de la cuenca, lo que puede ser significativo en las grandes cuencas. Por ejemplo, los sistemas del Mackenzie (Territorios del Noroeste, Canadá) y del Amazonas-Orinoco, que están moderadamente afectados, incluyen amplias áreas prácticamente vírgenes y áreas fuertemente afectadas. Es probable que esta variación dentro de la cuenca conlleve implicaciones ecológicas significativas. Además, los datos empleados son conservadores y representan valores mínimos, lo que implica que el LRS a escala global puede verse más afectado de lo que se describe. Un ejemplo de esto se puede ver en el Brahmaputra, un río que se piensa que tiene más presas en el Tíbet de las que indican las fuentes oficiales. Si ello fuese cierto, el sistema del Ganges-Brahmaputra (Tíbet, China, Bangladesh e India) subiría en la clasificación a un nivel superior de fragmentación. Si se tuviesen en cuenta la presión del regadío, las presas proyectadas y las presas en construcción, las clasificaciones actuales de fragmentación también cambiarían. A pesar del aumento de información, aún existen vacíos de datos que limitan nuestra comprensión

de las relaciones entre los impactos sobre los LRS y las condiciones del ecosistema. Por ejemplo, se omiten la mayoría de los sistemas fluviales en Indonesia, junto con varios de Malasia, ya que no disponen de datos fiables. Esto es especialmente lamentable, ya que la región alberga algunos de los conjuntos de especies más ricos y excepcionales del Planeta, que representan un gran potencial para la conservación.

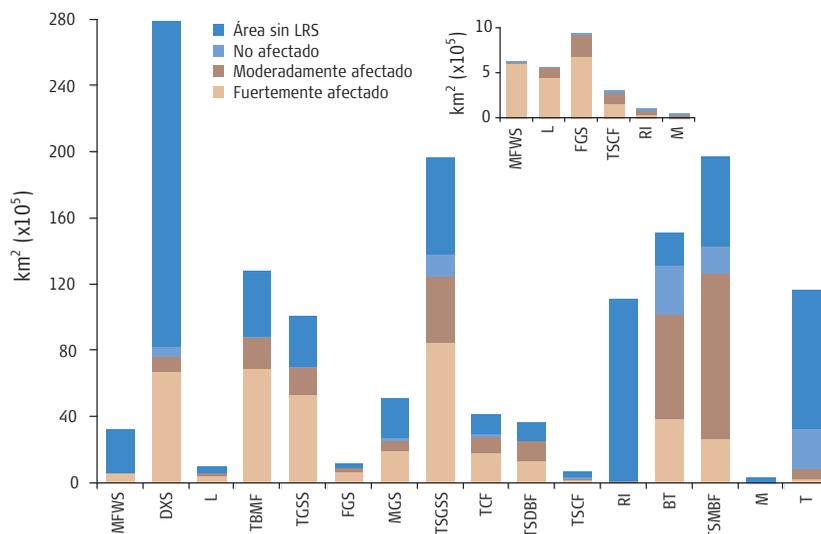
Cuando el indicador de fragmentación y regulación del caudal se correlaciona con la distribución del bioma terrestre, según la clasificación realizada por Olson et al., (2001), el análisis muestra que las cuencas de LRS no afectadas están más representadas en los grandes biomas: tundra; bosques septentrionales; selvas húmedas tropicales y subtropicales de hoja ancha; praderas, sabanas y pastizales tropicales y subtropicales (véase la **Figura 5.4**). De hecho, las selvas húmedas tropicales y subtropicales de hoja ancha y los bosques septentrionales contienen bajas proporciones de sistemas fluviales fuertemente afectados por lo que se refiere al área que representan. Biomas más pequeños contienen pocos o ningún sistema fluvial poco o no afectado. Los sistemas fuertemente afectados son los dominantes en tres biomas – los bosques templados mixtos y de hoja ancha; las praderas, las sabanas y los pastizales templados; y las praderas y las sabanas inundadas – cada uno de los cuales tiene menos del 1% de su superficie total designada como LRS no afectados. Un resultado importante es que las cuencas fuertemente afectadas constituyen el 80% del área de los LRS en los desiertos y las pastizales xéricas, y el 99% en los bosques, las regiones arboladas y los matorrales mediterráneos – lo que pone de relieve la presión ejercida sobre estos ecosistemas por la alteración de las cuencas de los ríos y la extracción de agua. Además, los ocho LRS² más variados desde un punto de vista biogeográfico, abarcando siete o más biomas cada uno, están moderada o fuertemente afectados.

Las presas, a menudo, se promueven como un medio de satisfacer las necesidades de agua y energía y de respaldar el crecimiento económico. Por lo tanto, es previsible que la demanda de grandes presas siga aumentando, en especial en las regiones con una gran demanda de agua provocada por el aumento de población y las necesidades agrícolas. Los últimos cálculos de la actual proliferación de embalses corroboran esta hipótesis. Actualmente, existen 270 presas de unos 60 m de altura proyectadas o en construcción en todo el mundo. De los LRS estudiados, 46 tienen grandes presas proyectadas o en construcción en estos momentos, con una cifra que se sitúa entre 1 y 49 presas por cuenca (WWF y WRI, 2004). Además, el intercambio entre cuencas de los beneficios proporcionados por las presas puede ser un factor poderoso que pese en las decisiones futuras acerca de su construcción. Por ejemplo, se han proyectado o propuesto hasta trece presas para el, hasta ahora, no afectado río

*Aproximadamente
nueve ríos están
en peligro de
ser clasificados
en un mayor
nivel de
impacto: de no
afectados
a afectados,
o de
moderadamente
afectados a
fuertemente
afectados*

2. Los ocho LRS más diversos desde el punto de vista biogeográfico son las cuencas del Amazonas-Orinoco en Sudamérica; del Zambeze en África; del Amur, el Ob y el Yenisei en el norte de Asia (Rusia, Mongolia); y del Irrawaddi, Ganges-Brahmaputra y el Indo en Asia.

Figura 5.4: Fragmentación y regulación del caudal por tipos de biomas



Nota: Las cifras representan la distribución del área de la superficie dentro de cada uno de los dieciséis biomas terrestres del mundo según hayan sido clasificados como LRS no afectados, moderadamente afectados o fuertemente afectados. Los biomas están enumerados en orden descendente de izquierda a derecha según la proporción del área de los LRS fuertemente afectada; el recuadro superior derecho presenta, a un nivel de resolución aumentado, la distribución del tipo de impacto para los seis biomas que sólo tienen pequeñas zonas cubiertas por LRS.

MFWS = bosques, tierras arboladas y matorrales mediterráneos; DKS = matorrales xéricos de desierto; L = lagos; TBMF = bosques templados mixtos de hoja ancha; TGSS = praderas, sabanas y pastizales templados; FGS = praderas y sabanas inundadas; MGS = praderas y pastizales de montaña; TSGSS = praderas, sabanas y pastizales tropicales y subtropicales; TCF = bosques templados de coníferas; TSDBF = bosques secos de hoja ancha tropicales y subtropicales; TSCF = bosques tropicales y subtropicales de coníferas; RI = roca y hielo; BT = bosques septentrionales/taiga; TSMBF = bosques húmedos de hoja ancha tropicales y subtropicales; M = manglares; T = tundra. El color gris representa el área sin LRS, incluidos los potenciales LRS de Indonesia y Malasia que no se evalúan por falta de datos.

Fuente: Nilsson et al., 2005.

Salween (Tíbet, China y Myanmar). La construcción más inminente (la presa de Tasang, en el curso principal del río) se basa en beneficios internacionales y entre cuencas, que harían del Salween un río moderadamente afectado.

Casi la mitad de las nuevas presas están situadas en tan solo cuatro ríos: cuarenta y nueve en el Yangtsé (China), veintiséis en el Río de la Plata (Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay), veintiséis en el Tigris-Éufrates (Irak, Siria y Turquía), y veinticinco en el Ganges-Brahmaputra (WWF y WRI, 2004). Además de la de Salween, existen nuevas presas proyectadas para muchos otros LRS no afectados que incluyen a los ríos Cá y Agusan en el sudeste asiático, y el Jequitinhonha en Sudamérica (véase el **Capítulo 14**). Aproximadamente nueve ríos están en peligro de ser clasificados en un mayor nivel de impacto: de no afectados a afectados, o de moderadamente afectados a fuertemente afectados. Algunos de los impactos de estas nuevas presas se pueden limitar mediante la adopción de las recomendaciones de la WCD. Se pueden llegar a comprender y mantener las funciones del ecosistema en los sistemas fluviales donde las nuevas presas proyectadas consideran y equilibran todas las fuerzas sociales, medioambientales y económicas que rodean cada propuesta de presa.

La fragmentación plantea serios problemas que pueden, en ciertos casos, superar con creces a cualquiera de las ventajas de las presas (véase el **Recuadro 5.3**). El análisis precedente identifica tres biomas dominados por LRS fuertemente afectados (bosques templados mixtos y de hoja ancha; praderas, sabanas y pastizales templados; praderas y sabanas inundadas) que necesitan una acción inmediata para mitigar los impactos de las alteraciones de los regímenes de caudal.

Un objetivo razonable debería ser proteger las cuencas que no se han visto afectadas por la construcción de presas, ya que la mayoría de las cuencas no afectadas son relativamente pequeñas y de caudal libre porque su ubicación y tipología no han hecho viable la construcción de una presa, por lo que resultan más fáciles de proteger. Por ejemplo, los ríos de curso largo que descienden en suave pendiente en vez de en grandes caídas de agua no satisfacen la mayor parte de los requisitos de las hidroeléctricas (véase el **Capítulo 9**). Los ríos situados en grandes llanuras, más que en valles definidos, tampoco son apropiados para la construcción de presas.

Debería considerarse la posibilidad de desmantelar ciertas presas, en concreto las que son vetustas y ya no cumplen con

RECUADRO 5.3: LAS PRESAS Y SUS ALTERNATIVAS

El informe de la Comisión Mundial sobre Presas (WCD, por sus siglas en inglés) propuso un nuevo marco de toma de decisiones para mejorar la planificación y administración de las presas y de sus alternativas. Una de sus prioridades estratégicas, "preservar los ríos y los medios de sustento", trata sobre la necesidad de comprender las funciones del ecosistema a nivel de cuenca y los medios de subsistencia que dependen de ellos, así como de adoptar opciones y tomar decisiones dirigidas a evitar

impactos negativos, seguidas de la minimización y la reducción del daño causado a la salud e integridad de los sistemas fluviales. Los caudales ecológicos son las asignaciones de caudal de agua que se reservan para que el río preserve sus funciones ecológicas y sus especies. Aunque las principales partes concernidas aceptan en su totalidad los valores básicos y las prioridades estratégicas propuestas en el informe, la serie completa de recomendaciones, que incluyen principios y directrices políticas, ha sido tema de

disputa entre algunos actores y Gobiernos, lo que ha limitado la aplicación de estas recomendaciones a escala global. El Proyecto sobre Presas y Desarrollo del PNUMA intenta promover el diálogo y mejorar la toma de decisiones, la planificación y la gestión de las presas y de sus alternativas sobre la base de los valores básicos y de las prioridades estratégicas de la WCD.

Fuente: WCD, 2000.

su propósito original, las que han creado graves impactos medioambientales y aquéllas donde las especies y los ecosistemas están confrontadas a un elevado riesgo de extinción. Estos temas se están empezando a tratar en ciertos lugares. Por ejemplo, en Estados Unidos se están desmantelando más presas cada año de las que se construyen. En el año 2000, se habían desmantelado 465 presas en los Estados Unidos, y en la mayoría de los casos ello fue seguido de una exitosa restauración de peces y del ecosistema (Postel y Richter, 2003). En ciertos casos, la mejora del funcionamiento de las presas, a través de la instalación de pasos para peces, la inundación ocasional de las zonas situadas corriente abajo y el mantenimiento de un caudal mínimo de los ríos, podría resultar más viable que el desmantelamiento y, a su vez, ayudar a reestablecer los hábitats clave.

4c. Contaminación

Además de la contaminación que generalmente acompaña a la intensificación agrícola, los ecosistemas acuáticos se ven afectados por una gran variedad de agentes contaminantes que se encuentran en el suelo, se liberan directamente en las vías fluviales o se depositan desde la atmósfera. Los vertidos domésticos o industriales pueden dañar seriamente los ecosistemas acuáticos, en especial en los países con economías emergentes donde el tratamiento de las aguas residuales es mínimo o inexistente y los vertidos sin tratar son a menudo liberados directamente sobre las vías fluviales. Aproximadamente el 80% de los agentes contaminantes que entran en las aguas costeras, procedentes mayoritariamente de fuentes basadas en tierra, son transportados a través de los ríos, existiendo claros vínculos entre las cuencas fluviales aguas arriba y las zonas costeras con las que éstos se vinculan (PNUMA, 2004b). Además, al menos ocho de las diez regiones definidas por los Programas de Mares Regionales del PNUMA³ que disponen de suficientes datos informan que todavía se vierte más del 50% de las aguas residuales en las zonas costeras y en las aguas dulces sin tratar; y en cinco de éstas, este vertido está por encima del 80% (PNUMA/PAM, 2004). Las aguas residuales sin tratar

procedentes de los vertidos urbanos y de residuos animales procedentes de las actividades agrícolas también aportan altas concentraciones de material orgánico rico en carbono a estas cargas contaminantes.

Incluso en los países desarrollados, los vertidos industriales pueden tener un impacto negativo significativo en los ecosistemas acuáticos (véase el **Capítulo 8**). Tan solo en los Estados Unidos, se calcula que la industria genera unos 36.300 millones de kg de contaminantes orgánicos peligrosos al año, eliminando tan solo el 10% de una forma responsable con el medio ambiente (Reddy y Mathew, 2001). Las concentraciones de pesticidas organoclorados, como el DDT y el BHC⁴, han ido descendiendo desde la década pasada en las aguas superficiales de algunos países al crearse normas para reducir su uso. Estos compuestos constituyen el núcleo de los más importantes estudios mundiales (por ejemplo, Li y Macdonald, 2005; Ueno et al., 2003) pues son nocivos para la biota acuática, persistentes en los ecosistemas, y sus derivados pueden bioacumularse en las cadenas alimenticias, provocando daños potencialmente importantes a los animales que están en el nivel superior de estas cadenas. Los estudios llevados a cabo en los ríos del norte de Rusia muestran claramente el grado de disminución tanto de la calidad del agua del río como de los peces Lota (Lota lota) (véase la **Figura 5.5**) (Zhulidov et al., 2002). De igual modo, las concentraciones de BHC en China han disminuido de forma importante con el paso del tiempo. Sin embargo, a causa de su persistencia, los efectos del DDT y otros compuestos organoclorados se seguirán viendo durante muchos años después de que su uso se haya suprimido.

En los últimos años, ha habido una preocupación creciente acerca del impacto que están provocando los productos de cuidado personal⁵ y farmacéuticos sobre la calidad del agua, la productividad de los sistemas acuáticos y el funcionamiento ecológico – por ejemplo, a través del trastorno de los sistemas endocrinos en los peces (WWAP, 2003). Entre la década de

3. Véase www.unep.org/regionalseas/About/default.asp para más información acerca de este programa.

4. Dieldrifenil tricloroetano y hexaclorociclohexano, respectivamente.

5. Esto hace referencia a una gran variedad de productos empleados, por ejemplo, para suavizar el agua, potenciar el poder de limpieza de los detergentes y otros productos para el hogar, lociones para la protección de la piel, desodorantes, compuestos utilizados para impedir que los champús y acondicionadores se estropeen y para aumentar el poder protector de los filtros solares.

6. Las especies invasivas exóticas (EIE) se definen como “una especie extranjera (especie, subespecie o taxón inferior, introducida fuera de su medio natural pasado o presente; incluyendo cualquier parte, gametos, progenie, huevos o propágulos de dichas especies que pueden sobrevivir y posteriormente reproducirse), cuya introducción y/o propagación amenace la diversidad biológica” (Decisión VI/23 del CDB).

1940 y 1984, se calcula que más de 1 millón de toneladas de antibióticos fueron liberados a la biosfera (Mazel y Davis, 2003). Debido a que se han realizado pocos estudios para cuantificar los efectos de los productos de cuidado personal y farmacéuticos sobre los componentes de los ecosistemas acuáticos (por ejemplo, los efectos de las concentraciones de algas sobre el agua dulce, Wilson et al., 2003), se sabe generalmente muy poco acerca de su distribución, destino y efectos en los sistemas acuáticos y en los suministros de agua potable (Jones et al., 2005; Sharpe, 2003).

4d. Especies invasivas

Se cree que las especies invasivas exóticas (EIE) son la segunda causa más importante de pérdida de biodiversidad en los sistemas de agua dulce, después de la desaparición de los hábitats y la degradación. Sin embargo, en algunos ecosistemas lacustres, algunos las consideran hoy día la causa primordial de la pérdida de biodiversidad (Ciruna et al., 2004)⁶.

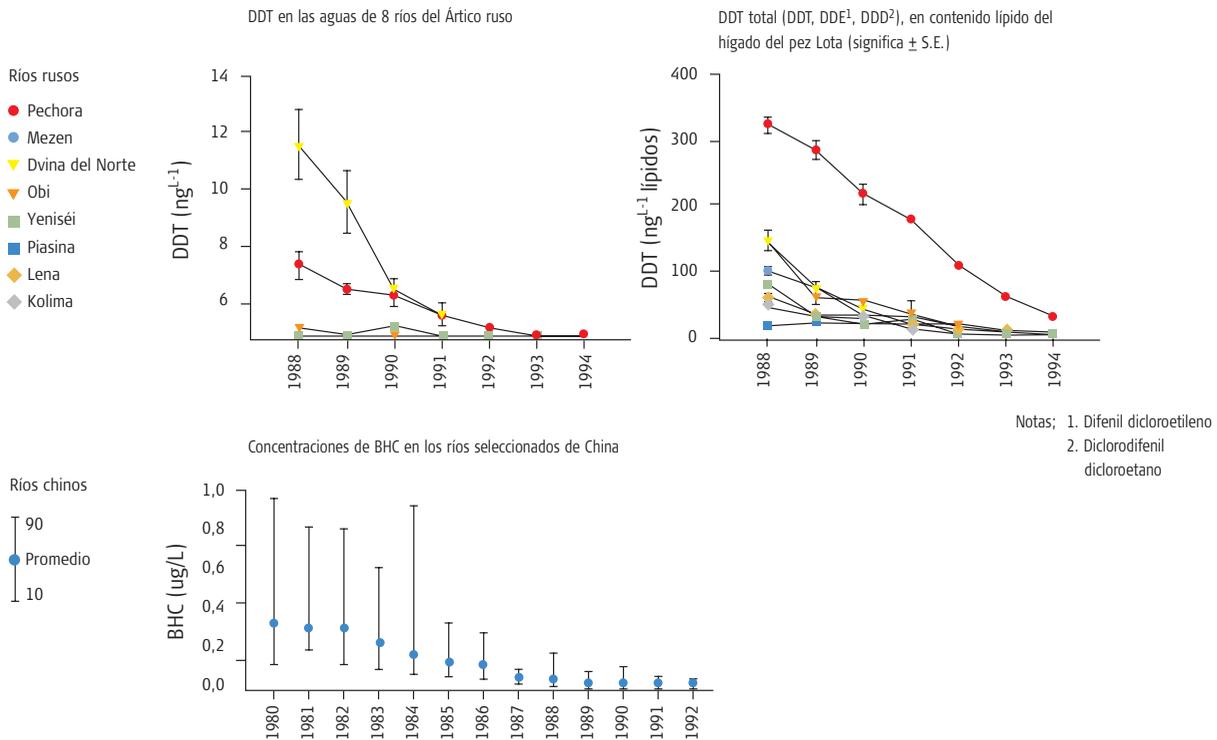
Hay muchas formas por las que las especies invasivas pueden llegar a establecerse en un ecosistema, como resultado de factores políticos, demográficos, culturales, socioeconómicos o ecológicos. La introducción puede ser voluntaria - a través

de la introducción de plantas exóticas y organismos en los jardines y vías fluviales, o mediante la liberación sancionada por el Gobierno de organismos para su propagación o su cultivo - o involuntarias, como resultado de escapes durante actividades acuícolas o por el transporte accidental de organismos adheridos a botes, estructuras, basura o en lastres acuáticos.

Parece que existe algún tipo de correlación entre los niveles de actividad humana, el comercio, la integridad ecológica y la resistencia de los ecosistemas a la invasión de especies introducidas (Ciruna et al., 2004). Allí donde se han degradado las funciones del ecosistema, existe generalmente una mayor susceptibilidad a las invasiones. Una vez que una EIE se ha establecido en una nueva región, ésta puede causar un gran daño a las especies y hábitats locales. La **Tabla 5.3** indica los niveles de introducción en distintas regiones.

En México (véase el **Capítulo 14**), por ejemplo, de las aproximadamente 500 especies conocidas de peces, 167 se consideran en peligro y, de éstas, se piensa que 76 están amenazadas por especies invasivas exóticas (Ciruna et al., 2004). Los cambios en la biodiversidad a través de la depredación y la competencia por los recursos pueden llevar a

Figura 5.5: Disminución de las concentraciones de agentes contaminantes orgánicos en los ríos rusos y chinos



Fuentes: Datos sobre Rusia: Zhulidov et al., 2002; datos sobre China: GEMS/Agua www.gemswater.org

la disminución de la biodiversidad local. La perca del Nilo (*Lates niloticus*) fue en un principio introducida en el lago Victoria en 1954 para contrarrestar los daños producidos por la sobrepesca de las reservas autóctonas de peces (como se puede apreciar en el **Recuadro 5.1**). Sin embargo, el comportamiento competitivo y depredador de esta especie con las especies nativas ha tenido como resultado la desaparición de hasta 132 especies endémicas (Stiassny, 2005). La introducción de la medusa peine del Atlántico, que provocó el colapso de las industrias pesqueras del cerrado Mar Negro, es otro ejemplo bien documentado de los efectos perjudiciales de las EIE (por ejemplo, en PNUMA, 2002b). En el semicerrado Mar Mediterráneo, la introducción accidental del alga *Caulerpa taxifolia* afecta en estos momentos a seis países del Mediterráneo occidental y del Adriático, cubriendo 13.000 hectáreas de suelo marino a lo largo de unos 180 km de costa, donde ha colonizado los preciosos fondos de posidonia. La UICN la clasifica como una de las 100 especies invasivas más peligrosas (Plan Azul, 2005).

Las especies invasivas dominantes pueden provocar un rápido descenso de la productividad de los ecosistemas. El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) es una de las plantas acuáticas más agresivas y de crecimiento más rápido del mundo. Originaria de Sudamérica, esta planta está presente actualmente en más de cincuenta países, principalmente como resultado de su introducción como atractiva planta ornamental. En cuestión de días, la plaga del jacinto de agua puede bloquear las vías fluviales, impidiendo el paso de barcas e interrumpiendo la actividad económica, así como reduciendo de forma drástica la disponibilidad de luz y oxígeno en el agua y, a menudo, acabando con las especies endémicas durante este proceso (Lowe et al., 2004).

4e. Cambio climático

Los impactos actuales y posiblemente futuros del cambio climático sobre los ecosistemas costeros y de agua dulce, como indicó el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), no se entienden todavía en su totalidad. Se prevén la subida del nivel del mar y de las temperaturas, mayores concentraciones de dióxido de carbono en el agua del mar, un incremento de las sequías e inundaciones y una mayor frecuencia de fenómenos meteorológicos extremos, todo lo cual tendría serias consecuencias sobre los ecosistemas acuáticos. La subida de la temperatura del agua, junto con los cambios previstos en las corrientes oceánicas, podría tener un impacto devastador sobre los ecosistemas acuáticos y la diversidad de sus especies. Una posible consecuencia es la reducción de la circulación de nutrientes, lo que podría reducir, a su vez, la productividad en zonas pesqueras clave. Este descenso del crecimiento también se podría ver en los arrecifes de coral, con altas concentraciones de dióxido de carbono en el agua, lo que afectaría a la deposición de caliza necesaria para la

Tabla 5.3: Introducción de especies invasivas por región

| Región | Porcentaje del total de la introducción de especies invasivas registrada |
|----------------------------|--|
| Europa | 25,1 |
| Asia | 16,4 |
| África | 14,7 |
| Oceania | 14,7 |
| Sudamérica y Centroamérica | 14,1 |
| Oriente Medio | 8,4 |
| Norteamérica | 6,3 |

Fuente: Ciruna et al., 2004.

base del coral. Una subida significativa del nivel del mar provocará el sumergimiento completo de las zonas costeras bajas, mientras que otras zonas costeras tendrán que hacer frente, cada vez con más frecuencia, a elevadas pero repentinas elevaciones del nivel del mar. Estos cambios previstos tendrán mayores impactos sobre las poblaciones y los hábitats costeros. Las zonas costeras albergan aproximadamente al 38% de la población mundial y a nueve de las cada diez ciudades más pobladas del mundo. Los países costeros más vulnerables, como evaluó recientemente el PNUMA a través de un índice de vulnerabilidad, son Bangladesh, China, India, los Países Bajos, Pakistán, Filipinas, Estados Unidos y los pequeños Estados insulares con economías emergentes, en concreto Barbados, Fiyi, Haití, las Maldivas y las Seychelles (PNUMA, 2005; consultar también el **Capítulo 10**).

Escenarios más detallados para zonas como Norteamérica (Schindler, 1997) y África del sur (Hulme, 1996) predicen importantes cambios, en especial para los dinámicos sistemas hídricos poco profundos, lo que a su vez afectará a la biodiversidad y al sustento de las poblaciones que dependen de ellos.

Aunque el calentamiento global puede aumentar la productividad en algunas regiones y hábitats, las predicciones globales indican que los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas acuáticos serán perjudiciales. Los humedales costeros, como los manglares y los arrecifes de coral (sudeste de Asia), las lagunas costeras (África y Europa) y los deltas de los ríos (el Nilo, el Níger y el Congo en África; el Ganges y el Mekong en Asia), se verán afectados de manera importante por la subida de los niveles del mar, así como otras zonas bajas costeras de elevación inferior a 0,5 m (PNUMA, 2002c).

El descenso de la población de la Anguila europea (*Anguilla rostrata*) es un ejemplo de los perjudiciales efectos del cambio climático a nivel de las especies. La pesca de la Anguila europea, que llegó a mantener a 25.000 pescadores, ha descendido de forma sistemática durante los últimos

Los impactos actuales y posiblemente futuros del cambio climático sobre los ecosistemas costeros y de agua dulce no se entienden todavía en su totalidad

RECUADRO 5.4: LA BIODIVERSIDAD EN EL LAGO CHAD

El lago Chad está 250 metros sobre el nivel del mar y su cuenca es compartida entre Camerún, Chad, Níger y Nigeria. Al ser uno de los humedales más grandes de África, alberga una biodiversidad de importancia mundial. Estos humedales fueron hace tiempo el hogar de grandes mamíferos, incluidos elefantes, hipopótamos, gacelas, hienas, guepardos y perros salvajes, a la vez que proporcionaban un hábitat a millones de aves migratorias. El lago acoge poblaciones de peces que alimentan a las comunidades locales y suministran un importante negocio de exportación, ya que el 95% de las capturas se destinan a Nigeria, con un valor comercial calculado de 25 millones de dólares estadounidenses al año. Durante los períodos de fuertes sequías de las décadas de los 70, los 80 y principios de la de los 90, el lago Chad disminuyó significativamente, desde los aproximadamente 23.000 km² en 1963 a menos de 2.000 km² a mitad de la década de los 80. El sobrepastoreo, la deforestación, que contribuye

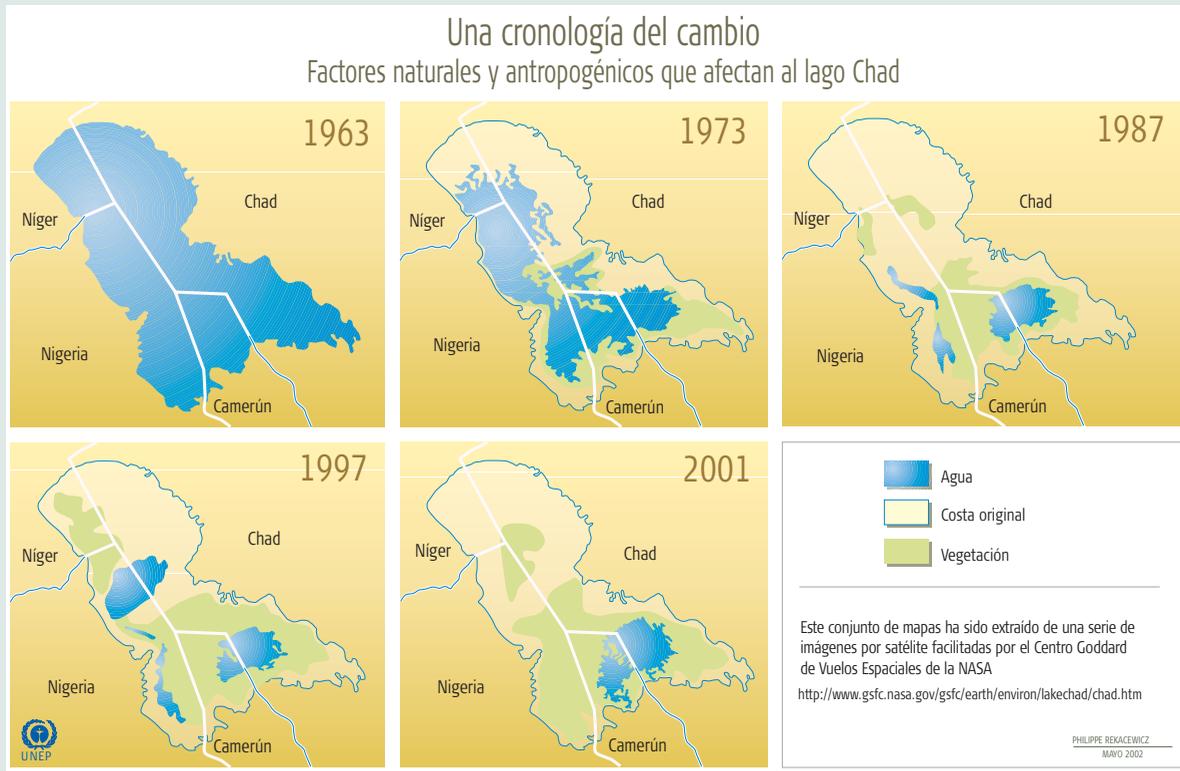
a crear un clima más seco, y los insostenibles proyectos de regadío en Camerún, Chad, Níger y Nigeria, que han desviado agua del lago y de los ríos Cari y Logone, han sido considerados como los principales motivos causantes de este fenómeno. Desde la década de los 90, los niveles del lago han comenzado a subir debido a las precipitaciones, que han aumentado. Sin embargo, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) predice la reducción de las precipitaciones y el aumento de la desertificación en el Sahel, cerca del lago Chad, y un probable aumento de la frecuencia de las sequías. El tamaño de la región afectada y la duración del fenómeno no se pueden predecir. Estos cambios han supuesto la carestía generalizada de agua, grandes pérdidas de cosechas, la muerte del ganado, el colapso de las industrias pesqueras locales, el aumento de la salinidad del terreno y la pobreza en toda la región. Es raro encontrar *Alestes naremoze*, una especie de peces que en el pasado llegó a

suponer aproximadamente el 80% de las capturas, debido a la desaparición de sus fondos naturales de desove. Según los datos aportados por Sarch y Birkett, las capturas anuales de peces en la cuenca del lago Chad entre 1986 y 1989 fueron de 56.000 toneladas, en comparación con las capturas anuales de 243.000 toneladas entre 1970 y 1977. Las consecuencias no se detienen en el Sahel.

El descenso de las poblaciones de especies de aves migratorias, como la aguja colinegra de Centroeuropa, incluidas las combatientes (*Philomachus pugnax*) y la aguja colinegra (*Limosa limosa*), también está relacionado con los cambios en las condiciones del lago Chad y otros humedales en la zona del Sahel (véase el **Mapa 5.4**).

Fuentes: PNUMA, 2004a, 2004c; Nami, 2002; Coe y Foley, 2001; FEWS, 2003; IPCC, 2001; Sarch y Birkett, 2000; Zöckler, 2002.

Mapa 5.4: Niveles del lago Chad 1963-2001



Fuente: PNUMA, 2002c, 2004c.

RECUADRO 5.5: DRAMÁTICO RETROCESO DEL MAR DE ARAL

En Asia central, el Mar de Aral también ha descendido drásticamente en las últimas décadas, con consecuencias devastadoras tanto para la biodiversidad como para el bienestar del ser humano. El **Mapa 5.5** muestra el impacto de la agricultura altamente intensiva en la cuenca del Mar de Aral, incluida la construcción de noventa y cuatro embalses y 24.000 km de canales en los ríos Amu Daria y Sir Daria para abastecer de agua para regadío a 7 millones de ha de tierra agrícola. El resultado directo de estas acciones ha sido el descenso del volumen de agua en la cuenca del Mar de Aral en un 75% desde 1960. Esta pérdida de agua, junto con el impacto del exceso de agentes químicos provenientes de la escorrentía agrícola, ha provocado el colapso de la industria pesquera del Mar de Aral, la pérdida de la biodiversidad y del

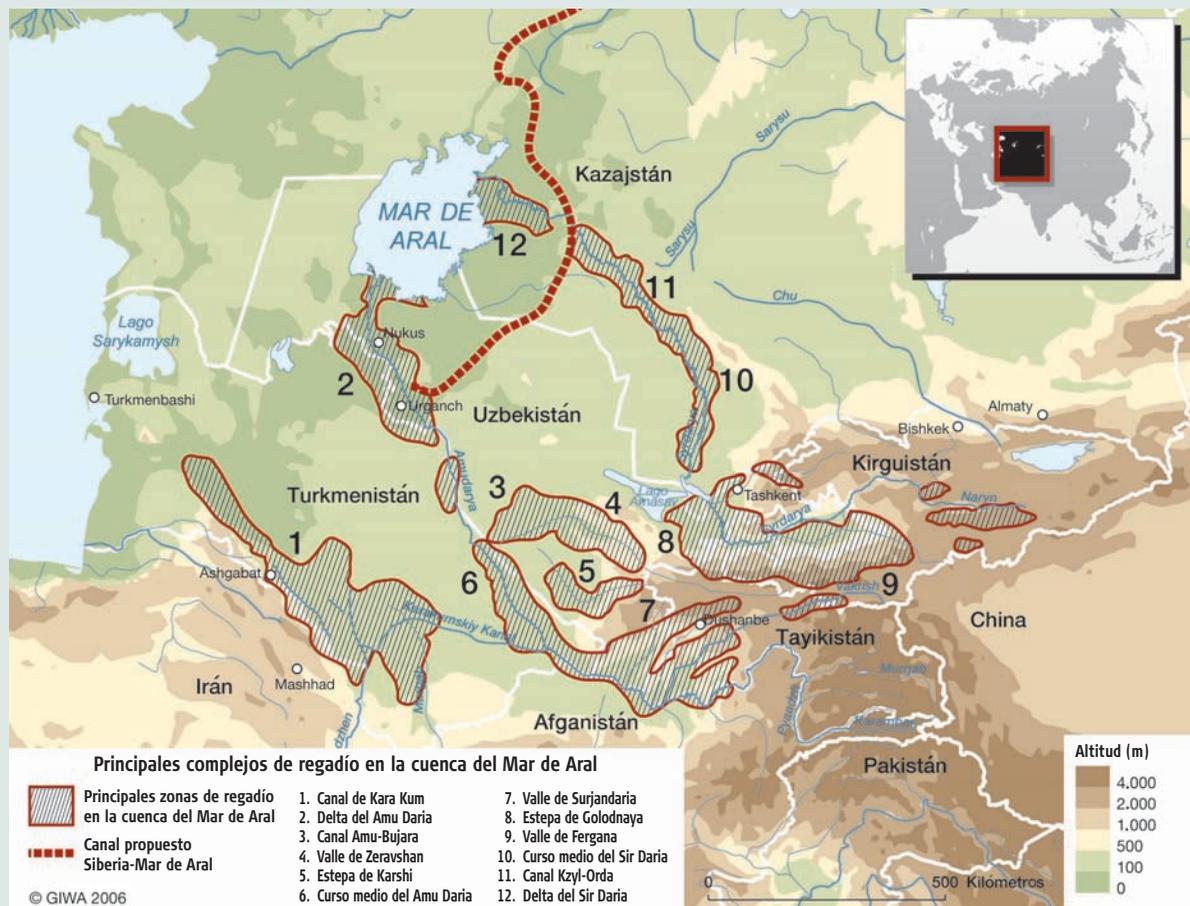
hábitat natural en los ricos humedales y deltas de la zona y un aumento de las enfermedades pulmonares en los seres humanos y de la mortalidad infantil, ambos provocados por la alta toxicidad de las concentraciones salinas de los fondos descubiertos. Mientras que en 1959 las industrias pesqueras del Mar de Aral producían casi 50.000 toneladas de pescado, en 1994 las capturas anuales ascendían a 5.000. También ha descendido la biodiversidad, puesto que se han extinguido numerosas especies autóctonas. Los sensibles bosques ribereños de Turgay, que antes eran un semillero de biodiversidad, se han reducido a fragmentos marginales en cuatro reservas naturales en Uzbekistán.

Fuentes: UNESCO, 2000; Postel, 1999; Kreutzberg-Mukhina, 2004.



Embarcaciones encalladas en el antiguo lecho, ahora expuesto, del Mar de Aral

Mapa. 5.5: Las mayores zonas de regadío en la cuenca del Mar de Aral

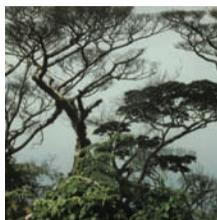


Fuente: Kreutzberg-Mukhina, 2004.

treinta años, debido en parte al cambio climático y al debilitamiento de las corrientes del Golfo. Hacia la mitad de la década de los 80, el número de angulas (alevines de anguilas) que entraban en los ríos europeos había descendido en un 90%. Las últimas cifras señalan que este nivel ha descendido en la actualidad hasta el 1% de los niveles anteriores (Dekker, 2003). Si bien se cree que el motivo principal de un descenso tan drástico ha sido la sobrepesca de los alevines de anguilas para la acuicultura (en especial, en Japón), la pérdida y degradación de los hábitats de agua dulce, la contaminación y las enfermedades, así como los cambios en el clima y en las corrientes oceánicas también están contribuyendo a reducir el número de alevines (Dekker, 2003).

Los científicos piensan ahora que la angula puede ser incapaz de llegar a Europa porque la corriente del Golfo se ha ralentizado tanto que no sobreviven durante un período de tiempo lo suficientemente largo como para aguantar un viaje de 5.000 millas (Brown, 2004).

Las zonas áridas son naturalmente vulnerables al estrés hídrico. Están bien documentados los cambios referentes a sitios como el lago Chad y el Mar de Aral (PNUMA, 2002b), que se examinan en los **Recuadros 5.4 y 5.5**, ya que ilustran los efectos extremos de los cambios ecológicos actuales. Sin embargo, hay poca información sobre las aguas de las zonas áridas, entre ellas gran parte de Asia central, Oriente Medio y la mayor parte de África.



5ª Parte. Respuestas políticas y de gestión: la aplicación del enfoque ecosistémico

En este capítulo se han tratado hasta ahora algunos de los problemas más graves que afectan a los ecosistemas costeros y de agua dulce del mundo desde una perspectiva social y medioambiental. Aunque recientes mejoras en algunas áreas sugieren que la situación no es desesperada, si no se logra hacer frente a estos problemas esto tendrá repercusiones inmediatas e implicará unos costes económicos y sociales además de efectos –en algunos casos irreversibles– sobre la biodiversidad a largo plazo. Tal vez no sea por tanto alarmista hablar de una crisis actual en la gestión de los recursos hídricos. En el siguiente apartado se tratarán algunas respuestas actuales y potenciales para afrontar dicha crisis.

Según la Asociación Mundial para el Agua (GWP, por sus siglas en inglés), los problemas actuales de la gestión del agua se originan a menudo por la falta de integración de las funciones y procesos del ecosistema en los esfuerzos de gestión de los recursos naturales. El enfoque ecosistémico no está siendo suficientemente aplicado. La GWP también señala que los esfuerzos actuales de gestión carecen de estructuras de gobernabilidad y de marcos legales para integrar las políticas que pueden ejercer un efecto positivo sobre la gestión de los recursos hídricos. Una buena gobernabilidad del agua puede tener lugar allí donde los organismos de Gobierno competentes fijan políticas y marcos legales efectivos para una distribución y gestión del agua que ofrezca respuestas a las necesidades económicas y sociales, nacionales e internacionales, así como a la sostenibilidad a largo plazo de los recursos. Estas políticas deben reconocer la naturaleza finita y sensible de los recursos hídricos, incorporar las nociones de uso sostenible de los sistemas acuáticos y negociar y desarrollar alianzas con las partes concernidas. De esta forma, la población podrá respaldar las políticas, en vez de oponerse a ellas. Todo esto sugiere que, a menudo, la gestión actual del agua

no es conforme a estos ideales (Rast y Holland, 2003) y, por tanto, pone en peligro muchos de los bienes y servicios que unos ecosistemas acuáticos saludables pueden suministrar a la humanidad.

Quizá nada de esto suene a nuevo, pues las negociaciones sobre el agua dulce son uno de los problemas más antiguos y difíciles de resolver relacionados con el uso de los recursos naturales del Planeta (véase el **Capítulo 11**). Con frecuencia hay que hacer sacrificios y elegir de entre una serie de beneficios potenciales que se pueden obtener de un sistema acuático. Si un sistema acuático particular se gestiona para maximizar la producción de pescado, por ejemplo, es probable que los beneficios que podrían obtenerse del desvío de agua para el riego se vean reducidos. Hay que satisfacer las distintas necesidades considerando los límites y funciones naturales del ecosistema y el equilibrio entre las diversas comunidades locales (véase el **Capítulo 12**), y las necesidades locales deben equilibrarse con aquéllas de usuarios lejanos, que pueden hallarse en zonas alejadas aguas abajo o en las zonas costeras (véase el **Capítulo 11**). Lograr un uso

sostenible de nuestros recursos hídricos disponibles con el fin de compartirlos y valorarlos es el motivo para desarrollar un enfoque asociado a la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos.

5a. La GIRH y los retos de su implementación

Se acepta cada vez más que el enfoque más efectivo para lograr un uso sostenible de los ecosistemas acuáticos viene representado por el concepto de GIRH. Una diferencia fundamental entre el tradicional enfoque sectorial de la gestión del agua y la GIRH es que éste último conjuga los recursos hídricos y las actividades humanas a lo largo del ciclo hidrológico y permite considerar diversos asuntos ecológicos y socioeconómicos dentro de un enfoque ecosistémico.

En particular, la GIRH tiene en cuenta las relaciones entre las zonas costeras y el agua dulce, además de otras interacciones entre el agua dulce, el uso de la tierra y el desarrollo. La GIRH busca reducir el impacto negativo del desarrollo en una cuenca fluvial mediante, por ejemplo, el uso de prácticas alternativas de utilización del suelo que atenúen los daños a la vez que mantienen los beneficios sociales y económicos derivados (Falkenmark et al., 1999; GWP, 2000). Al mismo tiempo, aunque está ampliamente aceptado que la ordenación integrada de zonas costeras (OIZC) es el marco político más apropiado para gestionar la interfaz marino-costera, la ordenación integrada de las zonas costeras y las cuencas fluviales (ICARM, por sus siglas en inglés) combina las dos. El Convenio sobre la Protección y Utilización de los Cursos de Agua Transfronterizos y de los Lagos Internacionales, el Programa de Acción Mundial (PAM) para la protección del medio marino frente a las actividades realizadas en tierra y la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea reconocen el íntimo vínculo que relaciona los ecosistemas de agua dulce y costeros (PNUMA, 2004b).

Algunos Gobiernos y organizaciones internacionales de conservación y desarrollo se sirven del enfoque de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas (GICH), un concepto similar al de GIRH que considera a la cuenca del río, lago o acuífero la unidad de gestión ecológicamente definida. La aplicación de este enfoque puede realizarse a diferentes escalas, según el tamaño de la cuenca fluvial, que puede ir desde pequeñas cuencas de unos pocos kilómetros cuadrados hasta importantes cuencas nacionales (p. ej. el Loira o el Vistula en Europa). También puede aplicarse este enfoque a cuencas transfronterizas en las que los problemas de distribución y contaminación atraviesan las fronteras internacionales (p. ej. el lago Chad y las cuencas fluviales del Danubio, el Oder y el Rin). A veces se han creado estructuras institucionales y de gobernabilidad especiales, como autoridades y organizaciones de cuenca con el fin de establecer marcos legales y operacionales dentro de los cuales poder gestionar los recursos hídricos y

satisfacer los intereses de todas las partes concernidas (véase el **Capítulo 14**).

Aunque la GIRH se puede concebir con facilidad, la experiencia de las últimas décadas deja entrever que resulta difícil su aplicación efectiva por el hecho de que es necesario integrar una compleja, y a menudo en competencia, combinación de elementos. Entre estos elementos se pueden incluir los siguientes (GWP, 2000):

- asuntos marinos y terrestres
- masas de agua dulce y zonas costeras aguas abajo
- agua consumida en la producción directa de biomasa frente al agua que fluye en ríos y acuíferos (agua verde frente a agua azul)
- recursos de aguas subterráneas y superficiales
- cantidad y calidad del agua
- intereses contrapuestos sobre el agua en los tramos situados aguas arriba y aguas abajo.

La GIRH es aún más complicada cuando se ven implicados sistemas de aguas transfronterizas, pues a menudo resulta preciso que uno o más países subordinen alguno de sus intereses nacionales en favor de las necesidades de su vecino (véase el **Capítulo 11**). El Comité de la Visión Mundial de los Lagos señaló la inexistencia de una auténtica responsabilidad por parte de los Gobiernos y de sus ciudadanos como una de las principales causas del uso insostenible del agua, junto con la falta general de responsabilidad en la protección medioambiental, la insuficiente participación de las partes concernidas, y los inefectivos e inadecuados mecanismos reguladores e instituciones gubernamentales (Comité de la Visión Mundial de los Lagos, 2003).

Diversos talleres regionales organizados por el PNUMA en varios países en vías de desarrollo con el fin de tratar y corregir el hecho de que, con frecuencia, los planes de GIRH han sufrido serios problemas, concluyeron que algunos de los principales obstáculos para llevar a cabo la GIRH son los siguientes:

- falta de coordinación apropiada en las actividades de gestión
- carencia de herramientas de gestión apropiadas
- incapacidad para integrar las políticas sobre recursos hídricos
- fragmentación institucional
- mano de obra con formación o cualificación insuficiente
- falta de financiación
- sensibilización pública insuficiente
- participación limitada por parte de las comunidades, organizaciones no gubernamentales (ONG) y el sector privado.

Entre los intentos para solucionar algunos de estos asuntos se incluyen el establecimiento de acuerdos sobre aguas y

... las negociaciones sobre el agua dulce son uno de los problemas más antiguos y difíciles de resolver relacionados con el uso de los recursos naturales del Planeta

A menudo ha sido complicado investigar más allá de las aguas dulces para encontrar vínculos con las aguas costeras, en parte debido a que los gestores de los ríos con frecuencia son ingenieros hidráulicos, preocupados por la cantidad y calidad del agua, la producción de alimentos y la gestión de las inundaciones

mares regionales a nivel local, de cuenca o regional (p. ej. en el Mekong, el Mar Negro y el Danubio, el Mediterráneo y el lago Chad). Sin embargo, a pesar de que estas iniciativas han alcanzado un discreto éxito, a menudo carecen de las herramientas políticas necesarias para promover una gestión integrada de los recursos hídricos a largo plazo.

El PNUMA propuso cuatro principios generales para el desarrollo de dichos enfoques (PNUMA, 2004b):

- **Una estructura adaptable de gestión:** unas estructuras efectivas de gestión institucional deben incorporar un cierto grado de flexibilidad que permita contribuciones de la ciudadanía, cambiar las prioridades de las cuencas e incorporar nuevas tecnologías de información y seguimiento. La adaptabilidad de las estructuras de gestión debe extenderse a los países ribereños no signatarios (p. ej. aquéllos dentro del mismo sistema hidrológico) mediante la inclusión de términos que amparen sus derechos, necesidades y potencial acceso.
- **Criterios claros y flexibles para la calidad y distribución del agua:** la asignación del agua, que con frecuencia se encuentra en el centro de la mayoría de las disputas relacionadas con el agua, depende de la cantidad y calidad del agua, así como de los diseños políticos. Unas instituciones efectivas deben establecer unos claros planes de asignación y estándares de calidad del agua, que al mismo tiempo suministren, en relación con los fenómenos hidrológicos extremos, nuevos conocimientos sobre la dinámica de las cuencas, además de sobre los cambiantes valores de la sociedad y necesidades de los ecosistemas acuáticos. Los Estados ribereños pueden también considerar priorizar los usos a lo largo de la cuenca. Sentar precedentes sobre el agua de las cuencas puede ayudar, no sólo a evitar conflictos acerca de los usos del agua entre Estados ribereños, sino también a proteger la salud del medio ambiente de la cuenca considerada como un todo.
- **Distribución equitativa de los beneficios:** este concepto, diferente de modo sutil pero contundente al de uso o distribución equitativa del agua, se halla en la base de algunas de las instituciones dedicadas a la gestión del agua con más éxito del mundo; un ejemplo notable es la Comisión Conjunta Internacional EE. UU. – Canadá (IJC, 1998). La idea se refiere a la distribución de los beneficios derivados del uso del agua –ya lo sean de la hidroelectricidad, la agricultura, el desarrollo económico, la estética o la preservación de los ecosistemas acuáticos– en lugar de a la distribución igualitaria de la propia agua. La distribución de los beneficios derivados del uso del agua permite alcanzar acuerdos positivos, mientras que la división del agua entre usos en competencia sólo puede dar lugar al establecimiento de vencedores y vencidos (véase el **Capítulo 12**).

■ **Mecanismos detallados de resolución de conflictos:**

muchas cuencas pueden seguir sufriendo conflictos incluso después de la negociación y suscripción de un tratado. Por ello, resulta necesaria la inclusión de claros mecanismos de resolución de conflictos para que una gestión eficaz y a largo plazo del uso sostenible del agua de la cuenca pueda tener lugar (PNUMA, 2002a; véase el **Capítulo 11**).

Se recomiendan otros ejemplos de enfoques integrados aplicables a la gestión del agua en zonas con escasez o abundancia de agua. Entre las recomendaciones del Informe sobre desarrollo agrícola del Banco Mundial (Abdel-Dayam et al., 2004) se incluyen las siguientes:

- Evolución de las instituciones de gobernabilidad, gestión y financiación del drenaje agrícola, así como el (re)diseño de las intervenciones físicas y de las infraestructuras técnicas desde la perspectiva de la multifuncionalidad y pluralidad de valores.
- Creación de políticas que generen ambientes propicios para el cambio y confieran poderes a los actores para realizar los cambios necesarios.

Afortunadamente, la GIRH se está consolidando cada vez más dentro de los procesos de planificación y toma de decisiones de los responsables de gestionar el agua y de formular políticas. Ha quedado claro que existen grandes similitudes entre los problemas de gestión en las zonas costeras y ribereñas, por lo que el concepto de GIRH se ha extendido desde su punto de vista inicial, concentrado esencialmente sobre las aguas dulces, para establecer vínculos apropiados con las aguas costeras. Un impulso importante para la implementación de la GIRH ha sido el Plan de Aplicación de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible (CMDS) de 2002, mediante el cual los Gobiernos participantes acordaron desarrollar planes de GIRH y de eficiencia del uso del agua para el año 2005 (véase el **Capítulo 2**). Con este objetivo, la GWP está también promulgando principios y enfoques para ayudar a los Gobiernos a cumplir dicho plazo (véase el **Capítulo 1**).

A menudo ha sido complicado investigar más allá de las aguas dulces para encontrar vínculos con las aguas costeras, en parte debido a que los gestores de los ríos con frecuencia son ingenieros hidráulicos, preocupados por la cantidad y calidad del agua, la producción de alimentos y la gestión de las inundaciones. Frente a ello, gran parte de la atención sobre las zonas costeras se centra en los impactos de las actividades realizadas en tierra en las zonas costeras situadas aguas abajo. El PNUMA ha promovido este vínculo de gestión desde 1999 a través del programa ICARM. La Alianza FreshCo fue lanzada durante la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo

RECUADRO 5.6: EL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN ACCIÓN**Fondo para la conservación de la cuenca de Quito, Ecuador**

Aproximadamente el 80% del agua potable de Quito procede de dos zonas protegidas, la Reserva Ecológica Cayambe Coca y la Reserva Ecológica Antisana. La financiación para la conservación de estas reservas proviene de una tasa simbólica por el uso del agua que se cobra a los ciudadanos de Quito, de una tasa del 1% sobre los ingresos de las compañías eléctricas y de futuras aportaciones procedentes de otras fuentes.

Proyecto de gestión integrada Komadugu-Yobe, Nigeria

Para mitigar las crecientes tensiones entre los grupos locales por los escasos recursos hídricos de la cuenca norte del río Nigeria, el Consejo Nacional Nigeriano de Recursos Hídricos creó el Comité de Coordinación Hadejia-Jama'are-Komadugu-Yobe en 1999, con la ayuda del proyecto de gestión integrada Komadugu-Yobe. El proyecto estableció un marco para la toma de decisiones informadas y ampliamente fundamentadas, de acuerdo con los principios acordados para el uso equitativo y la gestión sostenible de la cuenca de Komadugu-Yobe.

Directiva Marco del Agua de la Unión Europea

Esta directiva, adoptada en el 2000, estipula que los Gobiernos de la UE deben adoptar la Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas con el fin de lograr un estatus ecológico «bueno» o «elevado» en todas sus masas de agua (costeras y de interior) para el año 2015 (véase el **Capítulo 14**). Dicho estatus se evalúa a través de una serie de indicadores que miden la desviación respecto de las condiciones naturales o prístinas de cualquier tipo de masa de agua. Los datos se confrontan con cinco categorías de estatus ecológico, que van desde «elevado», que implica la ausencia de alteraciones causadas por el ser humano en todas las variables, o sólo pequeñas alteraciones, hasta «malo», que refleja una gran desviación respecto de las condiciones naturales.

Fuentes: Echavarría, 1997; UICN, 2003b; UE, 2000.

Sostenible (Alianza FreshCo, 2002)⁷ para otorgar un mayor impulso a este proceso.

La GIRH está siendo cada vez más reconocida por la comunidad mundial, y se ha convertido en sujeto de compromisos y objetivos internacionales que comienzan a desarrollar los marcos legales y políticos necesarios. Urge avanzar más allá de estos pasos preliminares para implementar ampliamente dicha gestión, y para llevar esto a cabo de forma efectiva es necesario desarrollar una serie de herramientas y metodologías o adaptar las ya existentes utilizadas en diferentes biomas y situaciones. De igual importancia resulta que las alianzas —entre los Gobiernos, comunidades, ONG, intereses de la industria y grupos de investigación— pasen de los compromisos generales a acciones específicas y a planes de trabajo activos, flexibles y duraderos. Para lograr esto, es fundamental que la conservación se base en la información más fidedigna y accesible posible sobre los ecosistemas acuáticos, sobre todo con respecto a sus valores, usos y necesidades de caudal, y al modo en que estas propiedades varían entre cuencas y ecosistemas. Podrá encontrar ejemplos de aplicación de este enfoque ecosistémico en el **Capítulo 1**.

Conforme aumenta la demanda de agua junto con la necesidad de tomar decisiones difíciles sobre cómo satisfacer esta demanda, aumenta también la necesidad de fundamentar la conservación sobre unos principios científicos lo más sólidos posibles.

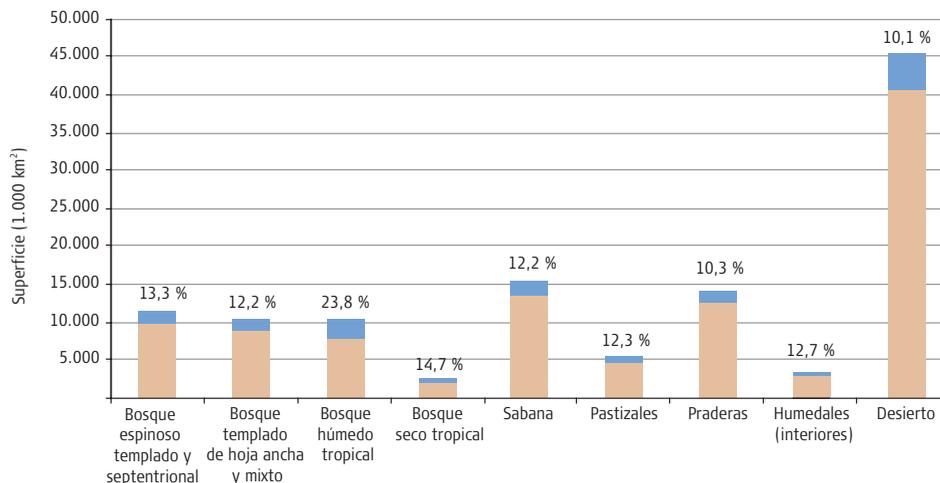
Ningún objetivo será fácil de conseguir, pero el hecho de que el compromiso político esté creciendo junto con el reconocimiento de la urgencia de estas necesidades es motivo para albergar un cauto optimismo.

5b. La protección y restitución de los hábitats

Una respuesta de gestión para mitigar las presiones sobre los humedales es proteger una cierta proporción de los mismos mediante la designación de zonas protegidas, como parques nacionales o zonas de parque natural. A pesar de que la mayoría de dichas zonas se designan fundamentalmente para proteger la biodiversidad, también pueden reportar otros beneficios, como la protección de zonas de cría de peces o de líneas costeras, paliar las inundaciones y mantener la pureza del agua. Las zonas protegidas pueden ser un elemento importante dentro de las cuencas hidrográficas y los ecosistemas costeros gestionados bajo el enfoque de la GIRH. Según el último Informe sobre el estado de las zonas protegidas en el mundo (Chape et al., 2004), alrededor de un 12,7% de la superficie de los humedales es zona protegida reconocida por la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Estos valores se consiguen a partir de datos obtenidos por teledetección y, por tanto, puede que humedales protegidos menores y humedales clasificados como otros tipos de hábitats, como bosques o praderas, no estén reflejados en este porcentaje, esto invita a pensar que el grado real de protección puede que sea mayor (véanse las **Figuras 5.6 y 5.7**). Si se incluyen los bosques húmedos tropicales, cuya superficie se encuentra en su mayor parte inundada, el valor podría aumentar potencialmente hasta casi un 20%.

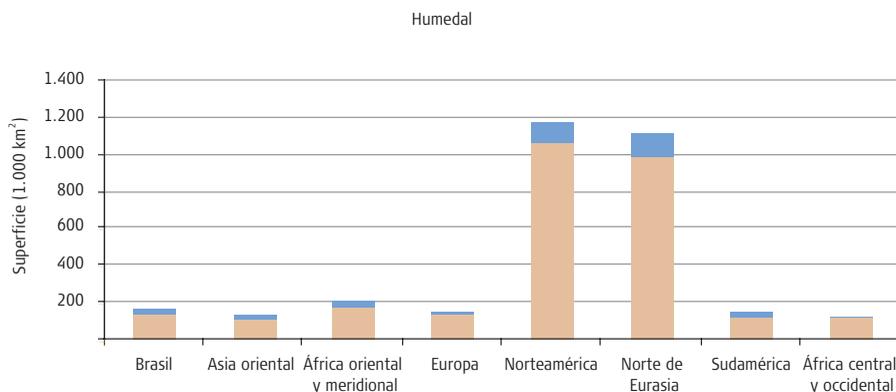
7. Para obtener más información, consulte www.ucc-water.org/freshco

Figura 5.6: Superficie y grado de protección de los principales hábitats terrestres



Fuente: Chape et al., 2004.

Figura 5.7: Distribución y grado de protección de los hábitats de humedales por región



Fuente: Chape et al., 2004.

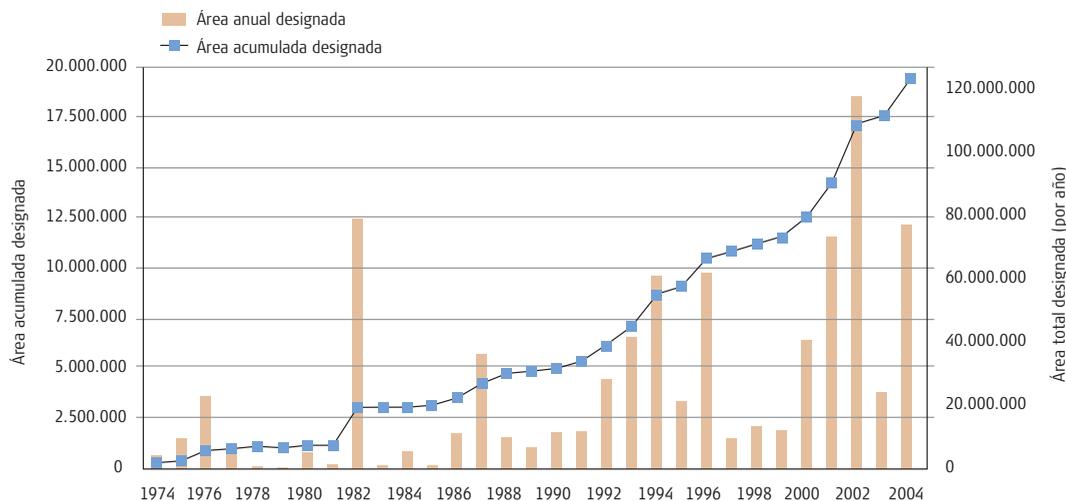
Además de la designación de zona protegida, existen otros instrumentos importantes para ayudar a salvaguardar los ecosistemas de agua dulce y costeros que además integran sus funciones protectoras con otras formas de desarrollo sostenible.

Sitios Ramsar

La Convención de Ramsar sobre humedales, firmada en Ramsar, Irán, en 1971, es uno de los tratados intergubernamentales más antiguos explícitamente dedicados a la conservación de los humedales. La Convención proporciona un marco de acción nacional y de cooperación internacional para la preservación y uso con sentido común de los humedales y sus recursos (véase el **Capítulo 12**). En la actualidad existen 144 partes firmantes de la Convención,

con 1.420 humedales, cuya superficie asciende a un total de 123,9 millones de ha, incluidos en la lista de Ramsar de humedales de importancia internacional (véase la **Figura 5.8**). Muchos sitios Ramsar son también zonas protegidas oficialmente; la designación de los sitios Ramsar se ha utilizado como un instrumento más suave para crear compromisos con el uso sostenible y garantizar un cierto grado de protección sin tener necesariamente que descartar todas las formas de desarrollo sostenible. Según un reciente estudio del Banco Mundial, la designación de los ecosistemas acuáticos como sitios Ramsar mejora las perspectivas de conservación de estos sitios por varios motivos, entre los que se incluyen un aumento de la sensibilización frente a su importancia ecológica, un aumento de la financiación para su conservación (tanto internacional como nacional), un

Figura 5.8: Área total designada como sitios Ramsar (1974-2004)



Fuente: Wetlands International, 2005: www.wetlands.org/RDB/global/AreaTrend.html

aumento de la participación en la conservación por parte de los grupos locales y una reducción de las amenazas (Castro et al., 2002).

El Acuerdo sobre la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias Afroeurasiáticas (AEWA)

Las aves migratorias son especies particularmente vulnerables frente a la degradación del agua y a la fragmentación del hábitat. Estas aves utilizan diferentes tipos de hábitats, según la fase en que se encuentren dentro de su ciclo vital y la posibilidad que tengan de desplazarse sin trabas entre diversos hábitats. El Convenio sobre Especies Migratorias es otro tratado de particular importancia para los ecosistemas acuáticos por su papel protector de las rutas migratorias de las aves acuáticas. El Convenio sirve para proporcionar información a los acuerdos nacionales e internacionales sobre la protección de aves, peces y especies costeras migratorias, como ballenas y tortugas marinas, acuerdos que a menudo incluyen mecanismos de protección voluntaria u oficial de los hábitats. El AEWA es el mayor acuerdo alcanzado hasta la fecha bajo el Convenio sobre especies migratorias, que entró en vigor el 1 de noviembre de 1999. El acuerdo abarca a 235 especies de pájaros que dependen ecológicamente de los humedales durante al menos parte de su ciclo vital. El AEWA trata de mejorar la protección de las aves acuáticas estableciendo una red de sitios y promoviendo el cuidado de las aves acuáticas y sus hábitats (Boere, 2003).

5c. Restitución de ecosistemas

Los esfuerzos realizados para contrarrestar los graves problemas de degradación a los que se enfrentan muchos ecosistemas costeros y de agua dulce están demostrando ya que la restitución de ecosistemas es sin duda posible. A día de hoy, la mayoría de las actividades de restitución las han llevado a cabo ONG, aunque cada vez más un mayor número de Gobiernos y comunidades locales se están encargando de dichos proyectos. La restitución se ha convertido en una actividad crucial dentro de la gestión medioambiental moderna, además de una fase cada vez más importante en los sistemas de gestión sostenible a largo plazo. Aun así, hemos de decir que la restitución no es la panacea para una mala gestión. Estos proyectos normalmente son muy costosos, y hay algunos hábitats cuya restitución resulta extremadamente difícil, si no imposible. Por ejemplo, las turberas elevadas y los lodazales, en el mejor de los casos, son muy difíciles de restituir, y en algunos casos la restitución es imposible ya que se han producido cambios irreversibles en el terreno. Prevenir el daño debe seguir siendo el objetivo principal de la gestión, aunque la restitución siga siendo una opción que debe tenerse en cuenta una vez que se haya producido el daño. En el **Recuadro 5.7** se describen brevemente algunos proyectos de restitución, grandes y pequeños, que se desarrollan en condiciones tan diferentes como las que se observan en África, Asia o Europa.

Se podrían citar muchos más ejemplos de restituciones de hábitats de agua dulce y salada que han tenido éxito, desde grandes iniciativas estatales como la de restitución de los

RECUADRO 5.7: MODOS DE SUSTENTO Y ECOSISTEMAS RESTITUIDOS

Mauritania

El delta del Diawling fue casi destruido durante un periodo de sequía de varios años que se vio además complementado por la construcción de una presa en 1985, lo que produjo una crisis ecológica, la pérdida de modos de sustento dependientes de los humedales y la migración masiva de los habitantes de la región. La restitución comenzó en 1991, tras la declaración por parte del Gobierno de 16.000 ha como parque nacional. Aunque en un primer momento la población era reticente a dicha declaración, ésta fue aceptándola progresivamente conforme los responsables de la zona protegida y la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN) fueron trabajando con las comunidades para restituir la biodiversidad de la región y los modos de sustento locales. En la actualidad, existe un plan de gestión convenido, una mayor capacidad de gestión y procedimientos para la resolución de conflictos relacionados con los recursos. La superficie de restitución cubre 50.000 ha, más que la del propio parque natural. Las inundaciones artificiales comenzaron en 1994, con el fin de restaurar los antiguos regímenes de inundaciones y de afluencia de agua marina; de esta forma se consiguieron restituir los diversos ecosistemas del delta. El volumen de captura de peces aumentó desde menos de 1.000 kg en 1992 a más de 113.000 kg en 1998. Las semillas de las acacias restituidas se emplean en la industria del curtido, y las mujeres indígenas han vuelto a producir las famosas esteras tradicionales hechas a partir de *Sporobolus robustus*, una planta que crece en tierras inundadas por agua salobre y que de nuevo crece en abundancia. El número de aves acuáticas se ha incrementado de unos exiguos 2.000 ejemplares en 1992 hasta más de 35.000 en 1998. El valor añadido total para la economía de la región como resultado de este esfuerzo es aproximadamente de 1 millón de dólares estadounidenses por año.

Mozambique

Los llanos de Kafue, llamados así por el río Kafue, afluente del Zambeze, están compuestos por un gran humedal de sabana de aproximadamente 5.600 km². En los años 70 se construyeron dos presas que alteraron radicalmente el régimen natural de inundaciones; dichas presas redujeron el área inundada, modificaron los ritmos de las inundaciones, afectaron a la productividad del humedal y disminuyeron los recursos hídricos, lo que dañó a

la fauna y flora de la zona, así como al potencial de turismo. El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) estuvo trabajando con el Ministerio para el Desarrollo Hídrico y Energético y con la Empresa de Suministro Eléctrico de Zambia en un proyecto que perseguía la restitución de los regímenes naturales de inundación del río Kafue y, a su vez, recuperar la biodiversidad y productividad de los humedales. Ello sólo se podía lograr cambiando las reglas de funcionamiento de ambas presas. A la conclusión de la fase I en 2002, el Gobierno de Zambia aceptó aplicar una estrategia de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas a la zona. Los primeros resultados de las mejoras se obtendrán en los próximos años.

Los Países Bajos

En 1982 el Gobierno holandés financió la creación de pequeños estanques para compensar la pérdida o disminución de los humedales naturales y canales tradicionales. Durante el primer año, se crearon alrededor de 600 estanques, que fueron inmediatamente colonizados por las especies de anfibios más comunes, algunos también fueron colonizados por especies más raras. En los años posteriores, se crearon varios miles de estanques por todo el país y se inició un proyecto internacional de estanques auspiciado por el fondo LIFE de la Unión Europea.

Alemania

Con el fin de invertir las graves pérdidas producidas en los hábitats naturales, el Gobierno alemán puso en marcha un programa para la conservación y restitución de lugares de interés nacional. En 2002, se habían iniciado un total de 53 proyectos, 42 de ellos relacionados con los hábitats de humedales costeros y de agua dulce, que pretendían conservar y restituir más de 180.000 ha. Durante los 10 últimos años, y teniendo como socios a ONG y a comunidades locales, se empleó una gran proporción del presupuesto, de aproximadamente 400 millones de dólares estadounidenses, para la compra de terrenos, lo que en muchas ocasiones resulta necesario antes de comenzar con el proceso de restitución. En todos estos proyectos se ha comenzado, y en la mayoría de los casos se ha completado, el trabajo de restitución de tramos fluviales, humedales y lodazales.

Reino Unido

La restitución no tiene por qué recibir subvenciones internacionales o estatales, tal y

como demuestra el creciente número de reservas privadas y zonas restituidas en muchos países. Un agricultor británico convirtió 65 ha de terrenos anteriormente dedicados al cultivo de remolacha azucarera y de trigo cerca del río Cam, en la región de East Anglia, en un humedal fértil y variado con lagos, cañaverales y zonas de praderas húmedas con el fin de enriquecer la biodiversidad local. Desde que dieron comienzo los trabajos de restitución en 1995, el proyecto ha conseguido recuperar y reintroducir 79 especies de aves acuáticas reproductoras, lo que ha supuesto un rápido aumento en el número de avefrías (*Vanellus vanellus*), la introducción de avocetas (*Recurvirostra avoceta*), una colonia de charrán común (*Sterna hirundo*) y la cría de avetoros amenazados (*Botaurus stellaris*) y aguiluchos laguneros (*Circus aeruginosus*).

Japón

El río Kushiro, río de Clase A que nace en el Lago Kussharo en el Parque Nacional de Akan, situado en la parte oriental de Hokkaido, serpentea suavemente a través del extenso pantano de Kushiro antes de desembocar en el océano Pacífico. Su longitud total es de 154 km, con una cuenca de 2.510 km², y 180.000 habitantes en la región, de los cuales aproximadamente 75.000 viven en zona inundable. La conservación de este río resulta especialmente importante pues salmones y truchas surcan sus aguas y se realiza la cría artificial de salmones. El pantano de Kushiro, situado en la desembocadura del río Kushiro, es el más grande de Japón con 18.000 ha, 5.012 de las cuales están declaradas monumento natural y 7.863 como sitio Ramsar. Situado junto a una zona urbana, el pantano sirve de barrera frente a las inundaciones además de atracción turística. No obstante, en los últimos cincuenta años, su superficie ha disminuido un 20%, ya que los bosques de alisos le están comiendo terreno. El Ministerio de Tierra, Infraestructura y Transporte ha unido esfuerzos con el Gobierno de la Prefectura de Hokkaido para sopesar diferentes opciones innovadoras que devuelvan al río y al pantano su gloria pasada. Los estudios actuales se centran en la restitución del curso del río, la gestión de la vegetación del pantano y el control del flujo de sedimentos.

Fuentes: Hamerlynck y Duvail, 2003; WWF Mozambique, 2003; Stumpel, 1998; Scherfose et al., 2001; Oficina de Desarrollo Regional de Hokkaido, 2003; Cadbury, 2003.

Everglades en EE. UU. y de la Gran Barrera de Arrecifes en Australia, hasta esfuerzos a nivel local en las zonas costeras de los mares Mediterráneo y Caribe y de los océanos Pacífico, Índico y Atlántico. En todos estos casos, los aspectos clave que contribuyeron a su éxito fueron los siguientes:

- la participación de todas las partes concernidas (Gobierno, grupos comunitarios, organizaciones medioambientales, sector privado, científicos y otros) en todos los niveles de decisión
- gestión y planificación transversal (medio ambiente, desarrollo, agricultura, silvicultura, urbanismo, turismo, obras públicas, etc.)
- escala paisajística apropiada
- financiación suficiente (p. ej. utilizando los rendimientos del turismo)
- planificación a largo plazo.

Las actividades pueden ser muy distintas y complementarse entre ellas:

- cierre de industrias nocivas
- establecimiento de reservas
- veda de la pesca ilegal
- promoción de medios de subsistencia alternativos mediante el desarrollo de microempresas
- lanzamiento de campañas de sensibilización pública
- respaldo a las operaciones de limpieza medioambiental
- desarrollo de estrategias para hacer frente a los desastres provocados por vertidos de crudo y similares
- regulación del turismo
- creación y mantenimiento de horarios de amarre.

Los resultados positivos no aparecen de un día para otro, pero las experiencias acumuladas en la última década son muy prometedoras (PNUMA, 2002a, 2004b; WRI, 2000; Bryant et al., 1998; Plan Azul, 2005).

6ª Parte. Afrontar los retos y gestionar el equilibrio

Indicadores aceptados, como las tendencias en el estado de la biodiversidad, y la medida de la contaminación, a través de las medidas de las concentraciones de nitratos y de la DBO, señalan el continuo deterioro de nuestros ecosistemas de agua dulce y costeros. Asimismo, el indicador global de fragmentación y regulación del caudal presentado en este capítulo muestra que la mayoría de los grandes sistemas fluviales están moderada o fuertemente afectados por las presas y la alteración de los cursos. Durante la última década, y pese a los esfuerzos por minimizar o invertir estas tendencias, los ecosistemas acuáticos han seguido deteriorándose; con los ecosistemas de agua dulce degradándose a un ritmo mayor que los ecosistemas terrestres o marinos. Algunos hábitats específicos, como los de agua dulce en zonas áridas y los de mares semicerrados, se han visto especialmente afectados. Además, debido a la gran carencia de programas de seguimiento coordinados y exhaustivos, nuestra comprensión del estado de muchos de estos ecosistemas es escasa o incompleta. Los mejores datos de los que disponemos son los relativos a arrecifes de coral, aves acuáticas, anfibios y especies marinas de peces de interés comercial. Aun así, la información de la que disponemos es muy incompleta.

Tal y como ha sido demostrado en este capítulo, los cambios en el ecosistema, no sólo afectan a quienes se interesan por la biodiversidad, sino que producen impactos directos e inmediatos sobre las sociedades por lo que se refiere a la pérdida de servicios como agua potable, producción de alimentos, oportunidades de empleo y valores estéticos y recreativos. Los miembros más pobres de la sociedad normalmente son los que más sufren cuando se degradan los ecosistemas costeros o de agua dulce, lo que debilita los esfuerzos nacionales e internacionales para paliar la pobreza (véase el **Capítulo 1**).

Es fundamental que reconozcamos la existencia de vínculos directos entre la pérdida de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas y la pérdida de capacidad de recuperación de

éstos. La biodiversidad y la conservación de los ecosistemas de agua dulce y costeros no son temas alejados del mantenimiento de un agua limpia y la seguridad alimentaria, sino más bien parte esencial de una misma agenda de trabajo. Como tales, deben pasar a formar parte esencial de todos los planes futuros de gestión del agua y de restitución.

En la actualidad, la mayoría de los Gobiernos, organismos intergubernamentales, ONG, grandes empresas y —lo que es más importante— las comunidades directamente afectadas, reconocen estos problemas. Aún más importante es que existe un acuerdo general con respecto al modo de seguir avanzando, que ha de basarse en un enfoque ecosistémico y en la armonización de los esfuerzos de conservación y



Es fundamental que reconozcamos la existencia de vínculos directos entre la pérdida de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas y la pérdida de capacidad de recuperación de éstos

desarrollo mediante lo que se conoce como Gestión Integrada de los Recursos Hídricos.

Pese a las buenas críticas que ha recibido este enfoque, la realidad es que éste sólo se ha logrado aplicar localmente, y aun así muchas veces a regañadientes. Muchas partes concernidas están desinformadas y siguen sin estar convencidas de las virtudes del enfoque ecosistémico, y muchas comunidades siguen rehuendo los beneficios a largo plazo en favor de destructoras ganancias a corto plazo. Si deseamos mejorar la situación actual, es preciso ofrecer más y mejor información e incentivos públicos para que las partes concernidas actúen de modo respetuoso con el medio ambiente.

El próximo reto para los Gobiernos nacionales y la comunidad internacional es la aplicación a mayor escala de estos enfoques. El enfoque ecosistémico se implementará satisfactoriamente cuando se consiga su aceptación por parte de la mayoría de las partes concernidas, se desarrollen y ofrezcan herramientas para su implementación y se apliquen metodologías que faciliten la GIRH, muchas de las cuales están relacionadas con la gestión de las inevitables elecciones de compromiso. En lugar de discutir sobre si las presas son buenas o malas, por ejemplo, necesitamos criterios más sólidos para decidir cuándo resulta, o no resulta, probable que éstas reporten beneficios netos, y sobre la mejor manera de construir las para satisfacer las necesidades de la sociedad al mismo tiempo que se preservan las funciones de los ecosistemas. También se requieren herramientas similares para sopesar las diferentes elecciones de compromiso propuestas por los distintos enfoques para la producción agrícola y el turismo. Asimismo, hacen falta mejores sistemas de evaluación y seguimiento

para asegurarse de que se pueden realizar todos los ajustes necesarios y un seguimiento a lo largo del tiempo de los impactos provocados por la gestión. Las personas involucradas en la gestión de los ecosistemas y de los recursos hídricos necesitan destrezas participativas y de resolución de conflictos, además de grandes conocimientos técnicos. En muchos casos, ya se han puesto en marcha organizaciones, estrategias y marcos relevantes para el establecimiento de metodologías y alianzas, aunque lo acuciante de los problemas exige que se aceleren muchos de estos esfuerzos. Se necesita un claro y unívoco impulso por parte de los Gobiernos y de la comunidad internacional para garantizar la continuidad y ampliación del trabajo a desarrollar en esta área de crucial importancia a lo largo del tiempo.

Pese a que se dispone de información sobre la calidad del agua y la biodiversidad referente a algunos grupos de especies, hábitats y regiones, aún existen grandes lagunas en la información disponible sobre muchas especies y muy escasa información sobre la extensión y calidad de los ecosistemas acuáticos. Si la comunidad internacional desea realmente emplear indicadores de seguimiento que describan con precisión el estado de los ecosistemas, hábitats, especies y su protección, con el fin de evaluar el progreso hacia la consecución del objetivo de reducir la tasa de pérdida de biodiversidad marcado por la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible y la Convención sobre Diversidad Biológica para 2010, es necesario introducir urgentemente mejoras considerables en la calidad de los datos, los formatos y la cobertura geográfica. Sin duda, los indicadores sobre los ecosistemas presentados valen tanto como los datos en los que se basan.

El calentamiento global ha provocado el derretimiento del glaciar Vatnajökull en Islandia, lo que ha dado lugar a esta espectacular laguna



Bibliografía y sitios web

- Abdel-Dayam, S., Hoevenaars, J., Mollinga, P. P., Scheumann, W., Sloomweg, R. y van Steenberg, F. 2004. *Reclaiming Drainage: Toward an Integrated Approach*. Washington, DC, Banco Mundial.
- Abramovitz, J. N. 1996. *Imperilled Waters, Impoverished Future: The Decline of Freshwater Ecosystems*. Worldwatch Paper No. 128, Washington DC, Worldwatch Institute.
- Acharya, G. 1998. Valuing the hidden hydrological services of wetland ecosystems. Estocolmo, ponencia presentada en el 4º Taller de la Red de Economía Global, Wetlands: Landscape and Institutional Perspectives.
- ACIA (Evaluación de los efectos del cambio climático en el Ártico). 2004. *An Assessment of Consequences of Climate Variability and Change and the Effects of Increased UV in the Arctic Region*. Anchorage, ACIA, Cambridge University Press.
- AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente). 1995. Europe's water: An indicator based assessment. Agencia Europea de Medio Ambiente. Informe temático 1/2003.
- Alianza FreshCo. 2002. *A partnership on linking Integrated Water Resources Management (IWRM) and Integrated Coastal Zone Management (ICZM)*. www.ucc-water.org/freshco/
- Allison, E. 2004. The fisheries sector, livelihoods and poverty reduction in Eastern and Southern Africa. F. Ellis y A. Freeman (eds.), *Rural Livelihoods and Poverty Reduction Policies*. Londres, Routledge.
- Bann, C. 1997. An economic analysis of alternative mangrove management strategies in Koh Kong Province, Cambodia. EEPSEA (Economy and Environment Programme for Southeast Asia) Research Report Series, 1, Singapur, pp. 1-72.
- Batista, V. S., Inhamuns, A. J., Freitas, C. E. C. y D. Freire-Brasil. 1998. Characterisation of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region. *Fisheries Management and Ecology*, Vol. 1, No. 5, pp. 419-35.
- Belfiore, S. 2003. The growth of integrated coastal management and the role of indicators in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management*, Vol. 46, pp. 225-34.
- Béné, C., Neiland, A.E., Jolley, T., Ovie, S., Sule, O., Ladu, B., Mindjimba, K., Belal, E., Tiotsop, F., Baba, M., Dara, L., Zakara, A., y Quensiere, J. 2003. Inland fisheries, poverty, and rural livelihoods in the Lake Chad basin. *Journal of Asian and African Studies*, Vol. 38, pp. 17-51.
- Bennett, E. M., Carpenter, S. R. y Caraco, N. E. 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective. *BioScience*, Vol. 51, No. 3, pp. 227-34.
- Boere, G. 2003. Global activities on the conservation, management and sustainable use of migratory waterbirds: an integrated flyway/ecosystem approach. *WSG Bulletin*, Vol. 100, pp. 96-101.
- Bootsma, H. A. y Hecky, R. E. 1993. Conservation of the Great Lakes: A limnological perspective. *Conserv. Biol.*, Vol. 7, pp. 644-55.
- Bragg, O. y Lindsay, R. 2003. *Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation in Central Europe*. Wetlands International, Publicación 18.
- Brown, P. 2004. Freshwater fish stocks revived, but climate change blamed for eel's decline. *The Guardian*, 25 de agosto de 2004.
- Bryant, D. Burke, L., McManus, J. y Spalding, M. 1998. *Reefs at Risk: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs*. Washington DC, WRI.
- Burbridge, P. R. y Maragos, J. E. 1985. *Analysis of Environmental Assessment and Coastal Resources Management Needs (Indonesia)*. Washington DC, Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo.
- Burke, L., Kura, Y., Kassem, K., Revenga, C., Spalding, M., y McAllister, D. 2001. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Coastal Ecosystems*. Washington, DC, Instituto de Recursos Mundiales.
- Butchart, S. H. M., Stattersfield, A. J., Bennun, L. A., Shutes, S. M., Akçakaya, H. R., Baillie, J. E. M., Stuart, S. N., Hilton-Taylor, C. y Mace, G. M. 2004. Measuring global trends in the status of biodiversity: Red list indices for birds. *PLoS Biology*, Vol. 2, No. 12.
- Cadbury, C. J. 2003. Arable to wetland: Restoring habitat for birds in the Cambridgeshire fens. *Cambridgeshire Bird Report*, Vol. 76, pp. 133-52.
- Castro, G., Chomitz, K. y Thomas, T. S. 2002. *The Ramsar Convention: Measuring its Effectiveness for Conserving Wetlands of International Importance*. Banco Mundial y Fondo Mundial para la Naturaleza. www.ramsar.org/cop8_doc37_e.htm
- CDB (Convenio sobre la Diversidad Biológica). 2002. COP Decisions VI/23 Alien species that threatens ecosystems, habitats or species. www.biodiv.org/decisions/?m=cop-06
- . 2000. COP Decision V/6: Ecosystem Approach. www.biodiv.org/decisions/?m=cop-05
- Chape, S. J., Harrison, M., Spalding, M. y Lysenko, I. 2004. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, Londres, Royal Society.
- Christensen, B. 1982. *Management and Utilization of Mangroves in Asia and the Pacific*. FAO Environment Paper No. 3.
- Ciruna, K. A., Meyerson, L. A. y Gutiérrez, A. 2004. The ecological and socio-economic impacts of invasive alien species in inland water ecosystems. Informe a la Convención sobre Diversidad Biológica en nombre del Programa Mundial sobre Especies Invasivas, Washington DC.
- Cobb, D. G., Galloway, T. D. y Flannagan, J. F. 1996. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 49, pp. 1788-95.
- Coe, M. T. y Foley, J. A. 2001. Human and natural impacts on the water resources of the Lake Chad Basin. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 106.
- Cohen, A. S., Kaufman, L. y Ogutu-Ohwayo, R. 1996. Anthropogenic threats, impacts and conservation strategies in the African Great lakes: A review. *The Limnology, Climatology and Paleoclimatology of the East African Lakes*. T. C. Johnson, y E. Odada (eds.). Toronto, Gordon and Breach, pp. 575-624.
- Colavito, L. 2002. Wetland economic valuation using a bioeconomic model: The case of Hail Haor, Bangladesh, Ponencia presentada en el Taller sobre Conservación y Uso Sostenible de los Humedales: Learning from the World. Kathmandu, Nepal, UICN-Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza.
- Comité de la Visión Mundial de los Lagos. 2003. *World Lake Vision: A Call to Action*. Comité de la Visión Mundial de los Lagos (International Lake Environment Committee, International Environment Technology Centre, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Gobierno de la Prefectura de Shiga, Japón).
- Constanza, R., d'Arge, R. y de Groot, R. 1997. The value of the world's ecosystems services and natural capital. *Nature*, Vol. 387, pp. 253-60.
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y Van der Belt, M. 1998. The value of the world's ecosystems services and natural capital. *Ecological Economics*, Vol. 1, No. 25, pp. 3-15.
- David, L. J., Golubev, G. N. y Nakayama, M. 1988. The environmental management of large international basins: The EMINWA Programme of UNEP. *Water Resources Development*, Vol. 4, pp. 103-07.
- Dekker, W. 2003. Eel stocks dangerously close to collapse. Copenhagen, Dinamarca, Consejo Internacional para la Exploración del Mar. www.ices.dk/marineworld/eel.asp
- Dodman, T. y Diagona, C. H. 2003. *African Waterbird Census*. Wetlands International, *Global Series*, 16.
- Dudley, N. y Stolton, S. 2003. *Running Pure: The Importance of Forest Protected Areas to Drinking Water*. Banco Mundial/Alianza para la Conservación y el Uso Sostenible de los Bosques, WWF.
- Dynesius, M. y Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, Vol. 266, pp. 753-62.
- Eaton, D. y Sarch, T. M. 1997. The economic importance of wild resources in the Hadejia-Nguru Wetlands. Collaborative Research in the Economics of Environment and Development (CREED) Documento de trabajo #13. Londres, Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo (IIAMAD).

- Echavarría, M. 1997. ¡Agua!: juntos podremos cuidarla! Estudio de caso para un fondo para la conservación de las cuencas hidrográficas de Quito, Ecuador. Quito, Ecuador, The Nature Conservancy/USAID.
- Emerton, L., Iyango, L., Luwum, P. y Malinga, A. 1999. *The Economic Value of Nakivubo Urban Wetland*. Kampala, Uganda, Programa nacional ugandés sobre humedales y Nairobi, UICN-Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza, Oficina Regional para África oriental.
- Emerton, L. y Kekulandala, B. 2002. *Assessment of the Economic Value of Muthurajawela Wetland*. UICN-Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza, Colombo, Oficina nacional de Sri Lanka y Programa Regional de Economía Medioambiental.
- Emerton, L., Seilava, R. y Pearirth, H. 2002. *Bokor, Kirirom, Kep and Ream National Parks, Cambodia: Case Studies of Economic and Development Linkages, Field Study Report, Review of Protected Areas and their Role in the Socio-Economic Development of the Four Countries of the Lower Mekong Region*. Brisbane, International Centre for Environmental Management y Karachi, UICN-Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza, Programa Regional de Economía Medioambiental.
- Falkenmark, M., Andersson, L., Castensson, R. y Sundblad, K. 1999. *Water: A Reflection of Land Use: Options for Counteracting Land and Water Mismanagement*. Estocolmo, Consejo de Investigación de Ciencias Naturales de Suecia.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2004. *Examen de la situación de los recursos pesqueros marinos mundiales*. (FAO Documentos técnicos de pesca 457). Roma, FAO.
- . 2002. *The State of World Fisheries and Aquaculture - Fisheries Resources: Trends in Production, Utilization and Trade*. Roma, FAO.
- . 2001. *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2000*. Roma, FAO, Departamento de Pesca.
- . 1999. *Examen del estado de los recursos pesqueros mundiales: la pesca continental*. FAO Circulares de pesca No. 942, Roma, FAO, Departamento de Pesca.
- Finlayson, C. M. y Davidson, N. C. 1999. Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory: Summary report. C. M. Finlayson y A. G. Spiers (eds.), *Global Review of Wetland Resources and Priorities for Wetland Inventory*, CD-ROM, Canberra, Australia, Supervising Scientist Report 144.
- Fishstat. 2002. *Fishstat Plus, Universal Software for Fisheries Statistical Time Series*. FAO Pesca, versión 2.3.
- Furch, K. 2000. Evaluation of groundwater input as major source of solutes in an Amazon floodplain lake during the low water period. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* [Actas de la Asociación Internacional de Limnología Teórica y Aplicada], Vol. 27, pp. 412-15.
- Gillespie, G. y Hines, H. 1999. Status of temperate riverine frogs in south-eastern Australia. A Campbell (ed.), *Declines and Disappearances of Australian Frogs*. Canberra, Environment Australia, pp. 109-30.
- Glantz, M. H. (ed.). 1999. *Creeping Environmental Problems and Sustainable Development in the Aral Sea Basin*. Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press.
- Gleick, P. H., Singh, A. y Shi, H. 2001. *Threats to the World's Freshwater Resources*. Oakland, California, Pacific Institute for Studies in Development, Environment and Security.
- Gornitz, V. 2000. Impoundment, groundwater mining and other hydrologic transformations: Impacts on global sea level rise. B. C. Douglas, M. S. Kearney y S. P. Leatherman (eds.), *Sea Level Rise: History and Consequences*. San Diego, Academic Press, pp. 97-119.
- Groombridge, B. y Jenkins, M. 1998. Freshwater biodiversity: A preliminary global assessment. WCMC Biodiversity Series No. 8.
- GWP (Asociación Mundial para el Agua). 2003. *Water Management and Eco Systems: Living with Change*. Global Water Partnership, Technical Advisory Committee Background Paper No. 9, Estocolmo. www.gwpforum.org/gwp/library/TEC%209.pdf
- . 2000. *Integrated Water Resources Management*. Asociación Mundial para el Agua, Technical Advisory Committee Background Paper No. 4, Estocolmo. www.gwpforum.org/gwp/library/TACNO4.pdf
- Hamerlynck, O. y Duval, S. 2003. *The Rehabilitation of the Delta of the Senegal River in Mauritania*. Nuakchott, Mauritania, UICN. www.iucn.org/themes/wetlands/pdf/diawling/Diawling_GB.pdf
- Hamilton, L. S., Dixon, J. A. y Miller, G. O. 1989. Mangrove forests: An undervalued resource of the land and of the sea. E. Mann Borgese, N. Ginsburg y J. R. Morgan (eds.), *Ocean Yearbook 8*, Chicago, EE. UU., Universidad de Chicago Press, pp. 254-88.
- Hecky, R. E., 1993. The eutropication of Lake Victoria. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* [Actas de la Asociación Internacional de Limnología Teórica y Aplicada], Vol. 25, pp. 39-48.
- Hulme, M. 1996. *Climate Change and Southern Africa: An Exploration of Some Potential Impacts and Implications for the SADC Region*. Gland, Suiza. Climatic Research Unit, University of East Anglia, Norwich, Reino Unido y WWF International, Gland, Suiza.
- IJC (Comisión Conjunta Internacional EE. UU. - Canadá). 1998. The International Joint Commission and the Boundary Waters Treaty of 1909. Washington, DC, Comisión Conjunta Internacional.
- Instituto de Desarrollo de los Recursos Hídricos y del Saneamiento de Zimbabwe, Zimbabwe. 1997. *Assessment of Integrated Water Resources Management activities in the Southern Africa Region*. A preliminary inventory. www.thewaterpage.com/IWRM_Zimbabwe.htm
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2001. *Climate Change 2001 - Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press.
- Janssen, R. y Padilla, J. E. 1996. Valuation and evaluation of management alternatives for the Pagbilao mangrove forest. Collaborative Research in the Economics of Environment and Development Working Paper Series No. 9.
- Johnson, T. C., Schol, C. A., Talbot M. R., Kelts, K., Ricketts, R. D., Ngobi, G., Beuning, K. R. M., Ssemenda, I., y McGill, J. W. 1996. Late Pleistocene desiccation of lake Victoria and rapid evolution of cichlid fishes. *Science*, Vol. 273, pp. 1091-93.
- Jones, O. A., Lester, J. N. y Voulvoulis, N. 2005. Pharmaceuticals: a threat to drinking water? *Trends in Biotechnology*, Vol. 23, pp. 163-67.
- Junk, W., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 106, pp. 110-27.
- Junk, W. 2002. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation*, Vol. 29, pp. 414-35.
- Karanja, F., Emerton, L., Mafumbo, J. y Kakuru, W. 2001. *Assessment of the Economic Value of Pallisa District Wetlands*. Kampala, Uganda. Biodiversity Economics Programme for Eastern Africa, UICN-Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza y Programa nacional ugandés sobre humedales.
- Kiremire, B. T. 1997. The status of chemicals in Uganda and a survey of disposal methods. Presentación realizada en el American Chemical Society US Africa Workshop on Environmental Chemistry and Water Quality, Feb. 1997, Mbarara, Uganda.
- Krebs, C. J. 1978. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*, 2ª ed. Nueva York, Harper & Row Publishers.
- Kreutzberg-Mukhina, E. 2004. Effect of drought on waterfowl in the Aral Sea region: Monitoring of anseriformes at the Sudochie Wetland. 202.
- Kura, Y., Revenga, C., Hoshino, E. y Greg, M. 2004. *Fishing for Answers: Making Sense of the Global Fish Crisis*. Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales.
- Kuriyama, K. 1998. Measuring the value of the ecosystem in the Kushiro Wetland: An empirical study of choice experiments. *Forest Economics and Policy Working paper*, No. 9802.
- Lal, P. N. 1990. *Ecological Economic Analysis of Mangrove Conservation: A Case Study from Fiji*. UNESCO Mangrove Occasional Paper, No. 6.
- Lee, H. D. 1998. Use and value of coastal wetlands in Korea. *Intercoast Network Newsletter*, No. 32, pp. 7-8.
- Lehman, J. T. 1996. Pelagic food webs of the east African great lakes. T. C. Johnson y E. Odada (eds.), *The Limnology, Climatology and Paleoclimatology of the East African lakes*. Toronto, Gordon and Breach, pp. 281-301.
- Li, Y. F. y Macdonald, R. W. 2005. Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH

- trends in biota: a review. *Science of the Total Environment*, Vol. 342, pp. 87–106.
- Loh, J., Randers, J., Jenkins, M., Kapos, V., Bernal, J., Smith, K., Lacambra, C. y Phipps, E. (eds.). 2004. *Living Planet Report 2004*. Gland, Suiza, Fondo Mundial para la Naturaleza.
- Lowe, S., Browne, M. y Boudjelas, S. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the global invasive species database. UICN, Auckland, Nueva Zelanda. www.issg.org/booklet.pdf
- Malmqvist, B. y Rundle, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, Vol. 29, pp. 134–53.
- Mazel, D. y Davis, C. B. 2003. Antibiotic resistance in microbes. *Cellular and Molecular Life Sciences*, Vol. 56, pp. 742–54.
- McAllister, D. E., Hamilton, A. L. y Harvey, B. H. 1997. Global freshwater biodiversity: Striving for the integrity of freshwater ecosystems. *Sea Wind*, Vol. 11, No. 3. Número especial (Julio-Septiembre de 1997).
- Miao, W. y Yuan, X. 2001. Development and present status of inland fisheries and aquaculture in China. Ponencia sin publicar preparada para el Instituto de Recursos Mundiales, Qitang, Wuxi, China, Academia China de Ciencias Pesqueras.
- Moyle, P. B. y Leidy, R. A. 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: Evidence from fish fauna. P. L. Fielder et al. (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation and Preservation and Management*. Nueva York y Londres, Chapman and Hall.
- Mugidde, R., 1993. The increase in phytoplankton productivity and biomass in lake Victoria (Uganda). *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* [Actas de la Asociación Internacional de Limnología Teórica y Aplicada], Vol. 25, pp. 846–49.
- Myers, N. 1997. The rich diversity of biodiversity issues. M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson, y E. O. Wilson (eds.), *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Washington DC, Joseph Henry Press, pp. 125–38.
- Naciones Unidas. 2000. Objetivos de Desarrollo del Milenio, Naciones Unidas, Nueva York. www.un.org/millenniumgoals/
- . 1992. *Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Resoluciones adoptadas por la Conferencia. Naciones Unidas, A/CONF.151/26/Rev.1 Vol. 1, pp. 275–314.
- Nami, B. 2002. *Environmental Degradation of the Lake Chad Basin: Implications for Food Security*.
- Navrud, S. y Mungatana, E. D. 1994. Environmental valuation in developing countries: The recreational value of wildlife viewing. *Ecological Economics*, Vol. 11, pp. 135–51.
- Neiland, A. E., Béné, C., Bennett, E., Turpie, J., Chong, C. K., Thorpe, A., Ahmed, M., Valmonte-Santos, R. A. y Balasubramanian, H. 2004. *River Fisheries Valuation: A Global Synthesis and Critical Review*. Penang, Malasia, WorldFish Center y Comprehensive Assessment of Water in Agriculture.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M. y Revenga, C. 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the world's large river systems. *Science*, Vol. 308, No. 5720, pp. 405–08.
- Oficina de Desarrollo Regional de Hokkaido. 2003. Restoration of Kushiro River. *River Restoration*, seminar textbook. Foundation for Riverfront Improvement and Restoration. www.rfc.or.jp/rivernetwork/pdf/en/07kushiro.en.pdf
- Ogutu-Ohwayo, R. 1990. The decline of the native species of Lake Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Env. Biol. Fish.*, Vol. 27, pp. 81–96.
- Olson D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. y Kassem, K. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, Vol. 51, No. 11, pp. 933–38.
- OMM (Organización Meteorológica Mundial). 1997. *Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World*. ONU, PNUD, PNUMA, FAO, UNESCO, OMM, ONUDI, Banco Mundial, SEI. OMM, Ginebra, Suiza.
- . 1992. *Declaración de Dublín e Informe de la Conferencia*. Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente: Cuestiones de Desarrollo para el Siglo XXI. Ginebra, Suiza, OMM.
- Plan Azul. 2005 (en prep). *Report on Environment and Development in the Mediterranean* (título de trabajo). Sophia-Antipolis, Francia, Plan Azul Centro de Actividad Regional del Plan de Acción del Mediterráneo (PAM).
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2006. Marine and Coastal Ecosystems and Human Wellbeing: Informe de síntesis basado en las conclusiones de la Evaluación del Ecosistema del Milenio. PNUMA.
- . 2005. Assessing Coastal Vulnerability: Developing a Global Index for Measuring Risk. Nairobi, Kenia. DEWA. PNUMA.
- . 2004a. *Lake Chad: Sustainable Use of Land and Water in the Sahel*. Environmental Change Analysis Series. DEWA, PNUMA. Nairobi, Kenia.
- . 2004b. *GEO Yearbook 2003*. Londres, Earthscan Publications Ltd.
- . 2004c. Fortnam, M. P. y Oguntula, J. A. (eds.), *Lake Chad Basin, GIWA regional assessment 43*. Kalmar, Suecia, Universidad de Kalmar.
- . 2002a. *Atlas of International Freshwater Agreements*, Stevenage, Inglaterra, Earthprint.
- . 2002b. *Global Environment Outlook 3: Past, present and future perspectives*. Londres, Earthscan Publications Ltd.
- . 2002c. *Vital Water Graphics: An Overview of the State of the World's Fresh and Marine Waters*. Nairobi, Kenia, PNUMA.
- PNUMA/PAM (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente/Programa de Acción Mundial para la protección del medio marino frente a las actividades realizadas en tierra). 2004. *Water Supply and Sanitation Coverage in UNEP Regional Seas. Need for Regional Wastewater Emission Targets (WET)*. Section III: An inventory of regional specific data and the feasibility of developing regional wastewater emission targets (WET). La Haya, Países Bajos, PNUMA/PAM.
- Postel, S. 1999. *Pillar of Sand: Can the Irrigation Miracle Last?* World Watch Institute, Washington DC.
- . 1995. Where have all the rivers gone? *World Watch*, Vol. 8, No. 3, pp. 9–19.
- Postel, S. y Richter, B. 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washington DC, Island Press. Proyecto del Milenio, 2004. Informe intermedio, Grupo de trabajo sobre agua y saneamiento. www.unmillenniumproject.org/documents/tf7interim.pdf
- Rast, W. 1999. Overview of the status of implementation of the freshwater objectives of Agenda 21 on a regional basis. *Sustainable Development International*, Vol. 1, pp. 53–57.
- Rast, W. y Holland, M. M. 2003. Sustainable freshwater resources: Achieving secure water supplies. M. M. Holland, E. R. Blood y L. R. Shaffer (eds.), *Achieving Sustainable Freshwater Resources, A Web of Connections*. Washington DC, Island Press, pp. 283–315.
- Reddy, C. A. y Mathew, Z. 2001. Bioremediation potential of white rot fungi. G. M. Gadd (ed.), *Fungi in bioremediation*. Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press.
- Revenga, C., Murray, S., Abramovitz, J. y Hammond, A. 1998. *Watersheds of the World: Ecological Value and Vulnerability*. Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales y Worldwatch Institute.
- Revenga, C., Brunner, J., Hininger, N., Kassem, K. y Payne, R. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems*. Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales.
- Revenga, C. y Kura, Y. 2003. *Status and Trends of Biodiversity of Inland Water Ecosystems*. Technical Series No. 11. Montreal, Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica.
- Sarch, M. T. y Birkett, C. M. 2000. Fishing and farming at Lake Chad: Responses of lake level fluctuations. *The Geographical Journal*, Vol. 166, No. 2, pp. 156–72.
- Sathirathai, S. 1998. Economic valuation of mangroves and the roles of local communities in the conservation of natural resources: Case study of Surat Thani, south of Thailand. Informe de investigación del EEPSEA.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Vol. 1, Londres, Chapman and Hall, pp. 1–357.
- Scheffer, M., Carpenter, S. R., Foley, J. A., Folke, C. y Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, Vol. 413, pp. 591–96.

- Scherfose, V., Boye, P., Forst, R., Hagius, A., Klär, C., Niclas, G. y Steer, U. 2001. Naturschutzgrossgebiete des Bundes. [Proyectos de conservación a gran escala de interés nacional]. *Natur und Landschaft*, Vol. 76, pp. 389-97. (en alemán).
- Schindler, D. W. 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes*, Vol. 11, pp. 1043-67.
- Sharpe, M. 2003. High on pollution: drugs as environmental contaminants. *Journal of Environmental Monitoring*, Vol. 5, pp. 42N-46N.
- Singleton, H. J. 1985. Water quality criteria for particulate matter: Technical appendix. Victoria, Columbia Británica, Canadá, Ministerio de Medio Ambiente, Tierras y Parques de Columbia Británica.
- Spalding, M. D., Taylor, M. L., Ravilus, C. y Green, E. P. 2002. *The Global Distribution and Status of Seagrass Ecosystems, 2002*. Londres, Reino Unido, PNUMA/WCMC.
- Stiassny, M. 2005. Comunicación personal con la Dra. Melanie Stiassny, Museo americano de historia natural, Nueva York.
- Stumpel, A. H. P. 1998. The creation and restoration of ponds as an habitat for threatened amphibians. Delbaere (ed.), *Facts and Figures on Europe's Biodiversity*. ECNC, 1998-1999.
- Sverdrup-Jensen. 2002. Fisheries in the Lower Mekong Basin: Status and perspectives. MRC Technical Paper No. 6, Phnom Penh, Camboya, Comisión del Río Mekong.
- Thilsted, S. H., Roos, N. y Hassan, N. 1997. The role of small indigenous species in food nutrition security in Bangladesh. Ponencia presentada en la International Consultation on Fisheries Policy Research in Developing Countries, Hirtshals, Dinamarca, 2-5 de junio de 1997.
- Tibbetts, J. 2004. The state of the oceans, Part 2: Delving deeper into the sea's bounty. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 112, No. 8, Junio de 2004.
- Tischler, W. 1979. *Einführung in die Ökologie*, 2ª ed., Stuttgart y Nueva York, Spektrum Akademischer Verlag (en alemán).
- Turpie, J., Smith, B., Emerton, L. y Barnes, J. 1999. *Economic Valuation of the Zambezi Basin Wetlands, Harare, Zimbabwe*. UICN-Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza, Oficina Regional para África oriental.
- UE (Unión Europea). 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, *Diario Oficial*, L 327, 22/12/2000 P. 0001-0073.
- Ueno, D., Takahashi, S., Tanaka, H., Subramanian, A. N., Fillmann, G., Nakata, H., Lam, P. K. S., Zheng, J., Muctar, M., Prudente, M., Chung, K. H. y Tanabe, S. 2003. Global pollution monitoring of PCBs and organochlorine pesticides using skipjack tuna as a bioindicator. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 45, pp. 378-89.
- UICN (Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza) Water and Nature Initiative. Conservation International and Nature Serve. 2004. Global Amphibian Assessment. www.globalamphibians.org
- . 2003a. *Red List of Globally Threatened Species*. Cambridge, Reino Unido.
- . 2003b. Integrated management of the Komadugu-Yobe River Basin (Nigeria) Water and Nature Initiative). En línea en: www.waterandnature.org/d1.html
- . 2001. *Economic Value of Reinundation of the Waza Logone Floodplain, Cameroon*. Projet de conservation et de développement de la région de Waza-Logone, Maroua.
- Umali, D. L. 1993. Irrigation-induced salinity: A growing problem for development and the environment. Documento técnico del Banco Mundial nº 215, Washington D.C. www.wds.worldbank.org/servert/WDSContentServer/WDS/IB/1993/08/01/000009265_3970311124344/Rendre/PDF/multi.page.pdf
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). 2000. *Water Related Vision for the Aral Sea Basin for the Year 2025*. París, Francia, UNESCO.
- Universidad de Umeå y WRI (Instituto de Recursos Mundiales). 2004. *Fragmentation and Flow Regulation Indicator*. Umeå, Suecia, Universidad de Umeå y Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales.
- Verma, M. 2001. Economic valuation of Bhoj wetland for sustainable use. Report prepared for India: Environmental Management Capacity Building Technical Assistance Project, Bhopal, Indian Institute of Forest Management.
- Verschurem, D., Johnson, T. C., Kling, H. J., Edgington, D. N., Leavitt, P. R., Brown, E. T., Talbot, M. R. y Hecky, R. E. 2002. History and timing of human impact on Lake Victoria, East Africa. *Proceedings of the Royal Society of London B*. Vol. 269, pp. 289-94.
- Watson, B., Walker, N., Hodges, L. y Worden, A. 1996. Effectiveness of peripheral level of detail degradation when used with head-mounted displays. Technical Report 96-04, Graphics, Visualization & Usability (GVU) Center, Instituto de Georgia de Tecnología.
- WCD Comisión Mundial sobre Presas. 2000 *Dams and development : A new framework for decision-making*, Earthscan Publ., Londres, Reino Unido.
- Welcomme, R. L. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Londres, Longman.
- . 2005. Annual History of Ramsar Site Designations. www.wetlands.org/RDB/global/Designations.html y www.wetlands.org/RDB/global/AreaTrend.html
- Wilson, B. A., Smith, V. H., Denoyelles, F. Jr., y Larive, C. K. 2003. Effects of three pharmaceutical and personal care products on natural freshwater algal assemblages. *Environmental Science & Technology*, Vol. 37, pp. 1713-9.
- Wood, S., Sebastian, K., y Scherr, S. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Agroecosystems Technical Report*. Washington DC: Instituto de Recursos Mundiales e Instituto Internacional de Investigaciones sobre Política Alimentaria.
- WRI (Instituto de Recursos Mundiales), PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo), PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) y Banco Mundial. 2000. *World Resources 2000-2001: People and ecosystems: The fraying web of life*. Washington DC, WRI.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos). 2003. *Informe sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo: Agua para todos, agua para la vida*. París, UNESCO y Londres, Berghahn Books.
- WWF (Fondo Mundial para la Naturaleza). 2003. *Managing Rivers Wisely: Kafue Flats Case study, Mozambique*. www.panda.org/downloads/freshwater/mrwkafueflat_scasestudy.pdf
- WWF y WRI (Instituto de Recursos Mundiales). 2004. *Rivers at Risk: Dams and the Future of Freshwater Ecosystems*. www.panda.org/downloads/freshwater/riversatriskfullreport.pdf
- WWF/UICN (Fondo Mundial para la Naturaleza/Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza). 2001. *The Status of Natural Resources on the High Seas*. Gland, Suiza
- Zhulidov, A. V., Robarts, R. D., Headley, J. V., Liber, K., Zhulidov, D. A., Zhulidova, O. V. y Pavlov, D. F. 2002. Levels of DDT and hexachlorocyclohexane in burbot (*Lota lota*) from Russian Arctic rivers. *The Science of the Total Environment*, Vol. 292, pp. 231-46.
- Zöckler, C. 2002. A comparison between tundra and wet grassland breeding waders with special reference to the ruff (*Philomachus pugnax*). *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz*, Vol. 74.
- Agencia regional de ecosistemas de EE. UU.** 2005. Definiciones N-Z. www.reo.gov/general/definiciones_n-z.htm#R
- FEWS - Red de sistemas de alerta temprana para casos de hambruna.** 2003. www.fews.net
- PNUMA-GEMS Agua (Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente).** 2004. www.gemswater.org
- Ramsar 2005.** www.ramsar.org
- Wetlands International.** 2005. **Registro anual de designación de lugares Ramsar** www.wetlands.org/RDB/global/Designations.html y www.wetlands.org/RDB/global/AreaTrend.html
- World Lakes Organisation (Organización Mundial de Lagos)** www.worldlakes.org/

