



CAPÍTULO 19

GESTIÓN DE ÁREAS PROTEGIDAS DE AGUA DULCE, RÍOS, HUMEDALES Y ESTUARIOS

Autor principal:

Jamie Pittock

Autores de apoyo:

Max Finlayson, Angela H. Arthington, Dirk Roux, John H. Matthews, Harry Biggs, Esther Blom, Rebecca Flitcroft, Ray Froend, Ian Harrison, Virgilio Hermoso, Wolfgang Junk, Ritesh Kumar, Simon Linke, Jeanne Nel, Catia Nunes da Cunha, Ajit Pattnaik, Sharon Pollard, Walter Rast, Michele Thieme, Eren Turak, Jane Turpie, Lara van Niekerk, Daphne Willems y Joshua Viers

CONTENIDO

- Introducción
- Ecosistemas de agua dulce
- Gestión de ecosistemas particulares de agua dulce
- Gestión de áreas protegidas con agua dulce en el paisaje
- Conclusión
- Referencias



Convention on
Biological Diversity

AUTOR PRINCIPAL

JAMIE PITTOCK es profesor asociado en la Escuela Fenner de Medio Ambiente y Sociedad, Universidad Nacional de Australia, Canberra.

AUTORES DE APOYO

MAX FINLAYSON es director del Instituto de Tierra, Agua y Sociedad, y profesor de ecología y biodiversidad en la Universidad Charles Sturt, Australia.

ANGELA H. ARTHINGTON es profesora emérita en la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Griffith, Brisbane, Australia.

JOHN H. MATTHEWS es copresidente de la Alianza Global por el Agua y la Adaptación (Alliance for Global Water Adaptation, AGWA) y director de Agua Dulce y Cambio Climático de Conservación Internacional, EE.UU.

DIRK ROUX es científico de conservación del agua dulce en los Parques Nacionales de Sudáfrica y en la Unidad de Investigaciones para la Sustentabilidad de la Universidad Metropolitana Nelson Mandela, Sudáfrica.

HARRY BIGGS trabaja con Parques Nacionales de Sudáfrica.

ESTHER BLOM es jefe del Programa para Agua Dulce del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), Países Bajos.

REBECCA FLITCROFT es bióloga ictióloga del Servicio Forestal de los EE.UU. en la Estación de Investigación del Noroeste del Pacífico, Oregon, EE.UU.

RAY FROEND es profesor de Gestión Ambiental y director del Centro para el Manejo de Ecosistemas de la Universidad Edith Cowan, Australia.

IAN HARRISON es gerente senior en el Centro para el Medio Ambiente y la Paz, Conservación Internacional, EE.UU.

VIRGILIO HERMOSO es investigador en el Instituto Australiano de Ríos, Universidad Griffith, Australia.

WOLFGANG JUNK es afiliado del Grupo de Trabajo de Ecología Tropical en el Instituto Max Planck de Limnología en Alemania y al Instituto Nacional de Ciencia y Tecnología en Humedales (INCT-INAU) de la Universidad Federal de Mato Grosso, Brasil.

RITEESH KUMAR es gerente del Programa de Conservación de Wetlands International South Asia, India.

SIMON LINKE es investigador senior en el Instituto Australiano de Ríos, Universidad Griffith, Australia.

JEANNE NEL es investigadora principal en el Consejo de Investigación Científica e Industrial, Sudáfrica.

CATIA NUNES DA CUNHA es profesora en el Instituto de Biociencias de la Universidad Federal de Mato Grosso en Cuiabá, Brasil.

AJIT PATTNAIK es director ejecutivo de la Autoridad de Desarrollo de Chilika, India.

SHARON POLLARD es directora de la Asociación para el Agua y el Desarrollo Rural, Sudáfrica.

WALTER RAST es director de Estudios Internacionales de Cuenas Hidrográficas, Centro Meadows para el Agua y el Medio Ambiente, en la Universidad Estatal de Texas, EE.UU.

MICHELE THIEME es científica senior de Conservación del Agua Dulce del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), EE.UU.

EREN TURAK es líder de equipo senior e investigador científico en la Oficina de Medio Ambiente y Patrimonio, Nueva Gales del Sur, Australia.

JANE TURPIE es directora de Anchor Environmental Consultants y directora adjunta de la Unidad de Investigación de Política Económica Ambiental de la Universidad de Ciudad del Cabo, Sudáfrica.

LARA VAN NIEKERK es científica senior del Consejo de Investigación Científica e Industrial, Sudáfrica.

DAPHNE WILLEMS es ecóloga senior de ríos y trabaja en el campo del desarrollo natural integral para Strooming BV/Daphnia-Vision on Rivers, Países Bajos.

JOSHUA VIERS es profesor asociado en la Escuela de Ingeniería de la Universidad de California Merced, EE.UU.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Heidi Congdon por su ayuda en la producción de este capítulo y a los fotógrafos que nos facilitaron sus imágenes. Graeme Worboys e Ian Pulsford fueron los editores más pacientes. Lori Simmons (US NPS) y Clive Hilliker (ANU) hicieron un excelente trabajo al diseñar y armonizar las figuras. También agradecemos a los revisores anónimos y al personal de publicación que mejoraron este texto, y a nuestras respectivas agencias de apoyo.

CITACIÓN

Pittock, J.; Finlayson, M.; Arthington, A.H.; Roux, D.; Matthews, J.H.; Biggs, H.; Harrison, I.; Blom, E.; Flitcroft, R.; Froend, R.; Hermoso, V.; Junk, W.; Kumar, R.; Linke, S.; Nel, J.; Nunes da Cunha, C.; Pattnaik, A.; Pollard, S.; Rast, W.; Thieme, M.; Turak, E.; Turpie, J.; van Niekerk, L.; Willems, D. y Viers, J. (2019). Gestión de áreas protegidas de agua dulce, ríos, humedales y estuarios. En: G.L. Worboys, M. Lockwood, A. Kothari, S. Feary e I. Pulsford (eds.). *Gobernanza y gestión de áreas protegidas*, pp. 607-650. Bogotá: Editorial Universidad El Bosque y ANU Press.

FOTOGRAFÍA DE LA PÁGINA DEL TÍTULO

Humedales Ramsar, inscritos en la Lista de Patrimonio Mundial, Parque Nacional Kakadu, Australia

Fuente: Graeme L. Worboys

Introducción

Este capítulo se enfoca en las mejores prácticas para gestionar los ecosistemas acuáticos continentales en áreas protegidas, incluidos los ríos, otros ecosistemas de agua dulce y salobre, y los estuarios costeros. La mayoría de las áreas naturales protegidas se designan como “terrestres” o “marinas”, y la pregunta obvia para la mayoría de los administradores es “¿por qué debería preocuparme por la (usualmente) pequeña parte de mi área protegida que involucra un hábitat dulceacuícola?”

Por el contrario, en este capítulo sostenemos que los hábitats estuarinos y de agua dulce son importantes para conservar la biodiversidad en la mayoría de las áreas protegidas terrestres, y que, para hacer un buen trabajo, los administradores deben aplicar las herramientas específicas para la conservación del agua dulce descritas aquí. Los ecosistemas de agua dulce tienen la mayor diversidad de especies por unidad de área, una gran parte de las especies estuarinas y de agua dulce están amenazadas, y los servicios ecosistémicos de estos biomas se usan de una manera menos sostenible que los de cualquier otro bioma (MEA, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006). Muchas especies terrestres dependen de los ecosistemas de agua dulce. Más que una parte marginal de la gestión, la conservación del agua dulce es fundamental para el mantenimiento de las áreas protegidas y su biodiversidad.

Comenzamos definiendo ecosistemas acuáticos continentales. Luego examinamos los principios y procesos que son esenciales para la conservación de los ecosistemas de agua dulce y las especies acuáticas. Brevemente, mencionamos las amenazas contra los ecosistemas de agua dulce y las implicaciones de un caudal continuo para el diseño de áreas protegidas. Más adelante se detallan algunas de las implicaciones contrarias a las expectativas lógicas y los conflictos entre el diseño y la gestión de áreas protegidas terrestres y de agua dulce. Los estudios de caso se utilizan para ilustrar principios y prácticas aplicadas en todo el mundo.

La siguiente sección del capítulo considera las necesidades específicas de manejo de los ríos y pantanos, lagos, turberas, ecosistemas dependientes del agua subterránea y estuarios. También se resumen los métodos y opciones para proporcionar caudales ambientales con el fin de conservar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Luego pasamos a la gestión del agua dulce en las áreas protegidas en un paisaje más amplio y mostramos cómo pueden aprovecharse los procesos de gobernanza de los recursos naturales para gestionar mejor la biodiversidad del agua dulce en las áreas protegidas. La última

sección es vital para todas las áreas protegidas con componentes de agua dulce, ya que en ella se aborda cómo podemos adaptarnos al cambio climático.

Ecosistemas de agua dulce

Definición de ecosistemas de agua dulce

En este capítulo se usan indistintamente los términos “humedales” (no marinos) y “ecosistemas de agua dulce”. En la jerga del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 2010), los ecosistemas de agua dulce se denominan “aguas continentales”. Los humedales son zonas donde el agua es el principal factor controlador del medio y la vida vegetal y animal asociada a él. Los humedales se dan donde la capa freática se halla en la superficie terrestre o cerca de ella, o donde la tierra está cubierta por aguas. La Convención de Ramsar sobre los Humedales define los humedales como “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean estas 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” (Ramsar, 2009a, Artículo 1, cláusula 1).

En consecuencia, en este capítulo se incluyen los humedales salinos. En el Capítulo 20 se consideran los humedales marinos. Los humedales ribereños y “pantanosos” a lo largo de los ríos son el foco de la sección sobre los caudales ambientales y los regímenes hidrológicos de los humedales. Las turberas, los ecosistemas dependientes del agua subterránea, los lagos y los humedales estuarinos se tratan en secciones separadas. A continuación, describimos con mayor detalle la diversidad y la distribución de los ecosistemas de agua dulce.

Diversidad y distribución de los ecosistemas de agua dulce

Existe una gran diversidad de ecosistemas de agua dulce y varios enfoques para clasificarlos en diferentes escalas (Finlayson y van der Valk, 1995; Higgins *et al.*, 2005). A escala global, los ecosistemas de agua dulce se han agrupado en 426 ecorregiones de agua dulce que en gran medida siguen las divisorias de aguas y capturan las distribuciones de peces de agua dulce y los patrones ecológicos y evolutivos (Abell *et al.*, 2008). Lehner y Döll (2004) usaron herramientas de teledetección para mapear la presencia de humedales y así hacer un

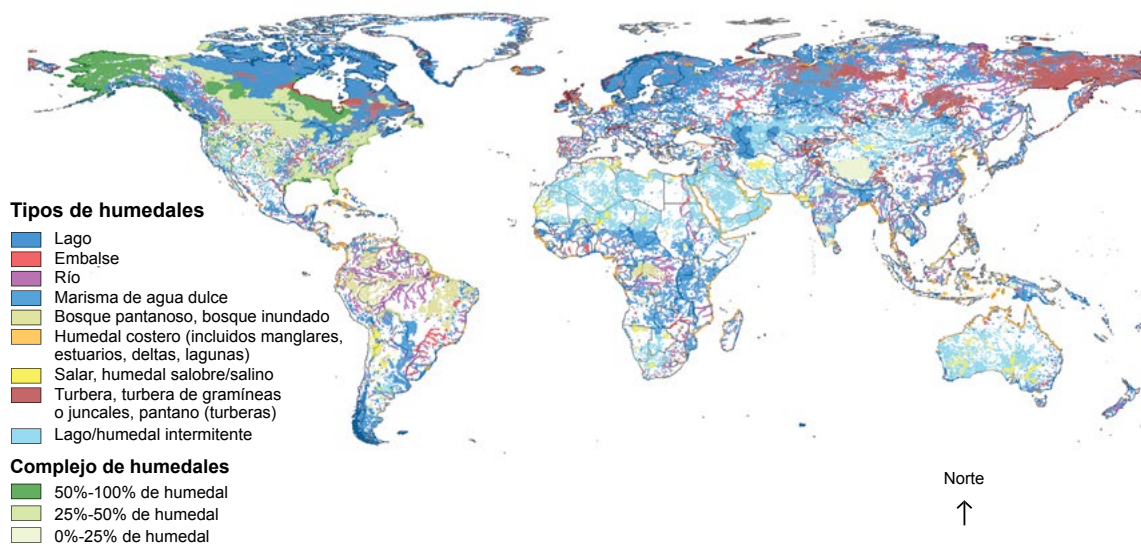


Figura 19.1 Distribución mundial de los humedales

Fuente: modificado de Lehner y Döll, 2004

mapa global de la distribución de estos (Figura 19.1). En un nivel más detallado, muchos gobiernos han mapeado los sistemas de humedales dentro de sus fronteras –por ejemplo, el Estado de Queensland en Australia– (Government of Queensland, 2014). A pesar de tales

esfuerzos, los datos de la distribución y la extensión de los humedales varían considerablemente (Cuadro 19.1) debido a las diferencias en las definiciones y los enfoques utilizados para el mapeo (Finlayson *et al.*, 1999).

Tabla 19.1 Estimados del área de humedales continentales (millones de hectáreas)

Región	Finlayson <i>et al.</i> (1999)	Lehner y Döll (2004)
África	121–4	136
Asia	204	286
Europa	258	26
Neotrópico	415	159
Norteamérica	242	287
Oceanía	36	28
Total	12,76–21,29	917

Nota: en la literatura no se han analizado las grandes diferencias en las cifras para el área de humedales en Europa y el Neotrópico.

El porcentaje estimado de humedales incluidos en áreas protegidas es relativamente alto en comparación con muchos ecosistemas terrestres –alrededor del 30% en Europa, Norteamérica y Sudamérica (Chape *et al.*, 2008)– pero estas áreas no han sido objeto de una reserva sistemática y pocas veces tiene una gestión prioritaria.

Principios ecológicos del agua dulce

Los ecosistemas de agua dulce son expresiones de las historias geofísicas y ecológicas del paisaje por donde

fluye el agua. El agua presente en cualquier ecosistema dulceacuícola forma parte del ciclo global del agua –el movimiento del agua en toda la Tierra y su sistema atmosférico– (Shiklomanov, 1993). Los ecosistemas terrestres y de agua dulce están íntimamente relacionados por el agua que fluye en ellos. En consecuencia, cada decisión sobre el uso de la tierra es también una decisión sobre el uso del agua (Bossio *et al.*, 2010).

En muchas partes del mundo se ha demostrado claramente el efecto de una reducción de los caudales sobre los hábitats terrestres y las comunidades. Por ejemplo, la desviación excesiva de los ríos afluentes con fines de



Un oso negro (*Ursus americanus*) en un río de Canadá

Fuente: Rod Mast

riego para la agricultura desde la década de 1960 llevó a que el mar de Aral solo tuviera el 10% de su área original en 2007, lo cual degradó la tierra circundante con agua salobre y polvo contaminado (Micklin y Aladin, 2008). Para los flujos hidrológicos es compleja la importancia de la cobertura del suelo, en particular la cubierta forestal (Bruijnzeel, 2004).

Los efectos de las diferentes cuencas de captación río arriba se combinan a medida que el agua se desplaza río abajo. Esto puede ser un desafío cuando se combinan múltiples efectos negativos, o puede ofrecer soluciones cuando los efectos negativos de una cuenca de captación se reducen por el agua que fluye desde una cuenca de captación no afectada —por ejemplo, los ríos Olifants y Blyde en Sudáfrica— (Kotze, 2013). Los caudales de agua dulce transportan carbono, nitrógeno, oxígeno y otras sustancias que son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas río abajo, lo que sustenta una rica variedad de formas de vida. Estos caudales también transportan sedimentos que son arrastrados desde los hábitats terrestres río arriba y de la erosión de las orillas. La conectividad que existe entre los ríos, sus afluentes y los humedales asociados sustenta la diversidad de especies presentes, brinda acceso a los hábitats para la alimentación y la reproducción, y promueve el crecimiento de la población, la productividad y la di-

versidad de la comunidad (Bunn y Arthington, 2002; Campbell-Grant *et al.*, 2007).

En algunos casos son vitales los vínculos con el mar, como cuando los peces anádromos regresan a su río natal para desovar y, al morir allí, depositan en los sistemas de agua dulce muchas sustancias provenientes de los océanos. Por ejemplo, en el noroeste del Pacífico de Norteamérica hay algunos bosques donde gran parte del nitrógeno del suelo proviene de fuentes marinas gracias a la migración del salmón (Helfield y Naiman, 2006) (véase la fotografía de arriba).

Los ecosistemas de agua dulce dependen de la cantidad, el momento y la calidad del agua que fluye a través de ellos. Muchos cambios en el régimen natural de los caudales pueden comprometer la supervivencia de las especies adaptadas al régimen histórico (Laizé *et al.*, 2014). Muchas especies terrestres y aves de humedales realizan migraciones extensas en respuesta a los cambios estacionales en la disponibilidad de agua, hábitat y alimento en los ríos y humedales. La alteración del régimen del caudal en los ecosistemas de agua dulce también puede promover la invasión de especies introducidas y exóticas que pueden tolerar las modificaciones en las condiciones del caudal (Bunn y Arthington, 2002). Una aplicación importante del concepto de régimen natural

del caudal está en la definición de “caudales ambientales”, lo cual se detalla en una sección posterior.

Gestión de amenazas contra los sistemas de agua dulce

Los ecosistemas de agua dulce y estuarinos están entre los más amenazados del mundo y, de acuerdo con la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), tienen un uso excesivo, están poco representados en las áreas protegidas y tienen la mayor proporción de especies en peligro de extinción. La gente está indisolublemente unida a los ecosistemas de agua dulce y tanto las personas como la naturaleza se benefician de gestionar los riesgos para la salud de estos hábitats (Dudgeon *et al.*, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010). Los principales impulsores directos de la degradación y pérdida de humedales ribereños y de otros tipos incluyen el desarrollo de infraestructura, la conversión de tierras, la extracción de agua, la contaminación, la captura excesiva y la sobreexplotación de especies de agua dulce, la introducción de especies exóticas invasoras y el cambio climático global (MEA, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006). La Comisión Mundial de Áreas Protegidas (CMAP) describe cómo la biodiversidad de los sistemas de agua dulce está particularmente amenazada porque su conservación depende del mantenimiento de los caudales subterráneos y superficiales, de la gestión de las actividades dentro de la cuenca de captación y de la coordinación de las actividades de múltiples autoridades de gestión (Dudley, 2013).

Algunas secciones posteriores brindan una orientación sobre la gestión de las amenazas a escala del paisaje, mientras que aquí se resume brevemente la gestión de las amenazas contra los ecosistemas de agua dulce dentro de las áreas protegidas (véanse también los Capítulos 16 y 17).

Infraestructura y desviaciones del agua

Las desviaciones de agua y la infraestructura alteran los caudales que son vitales para mantener la biodiversidad de los sistemas de agua dulce. Siempre que sea posible, deben desmantelarse los depósitos de agua redundantes en las áreas protegidas. Existe una serie de manuales para eliminar las represas (Bowman *et al.*, 2002; Lindloff, 2000). Por ejemplo, en los Estados Unidos, dos grandes represas en el río Elwha están en proceso de desmantelamiento para permitir que el salmón recolonice el hábitat dentro del Parque Nacional Olímpico en el Estado de Washington (Howard, 2012) (véase el Capítulo 12).

Cuando se conserva la infraestructura, existen cuatro medidas clave que reducirán, aunque no compensarán del todo, su impacto sobre los ecosistemas de agua dulce (Davies, 2010; Pittock y Hartmann, 2011): restauración

del paso de peces alrededor de las represas, provisión para la liberación de caudales ambientales (véase la sección a continuación), construcción de estructuras para la salida de la represa que eliminen la contaminación térmica y la conservación del corredor del río debajo de la presa –por ejemplo, al restaurar la vegetación riparia–. Para evitar la pérdida de peces y otros animales acuáticos, también puede ayudar la detección de conexiones para la desviación de agua (Baumgartner *et al.*, 2009).

Especies invasoras

Las especies exóticas de animales y plantas, una vez introducidas en los cuerpos de agua, son particularmente difíciles de eliminar o controlar. Para prevenir su introducción y controlar aquellas que se presenten es necesario seguir estos pasos:

- Identifique vectores para la introducción de especies (por ejemplo, granjas acuícolas, jardines ornamentales) y busque medidas voluntarias o reglamentarias para prevenir la liberación de plagas.
- Monitoree los ecosistemas de agua dulce para identificar nuevas especies problemáticas, basándose en una recopilación de información sobre las especies plaga en su país o región.
- Elimine poblaciones recientemente observadas de especies que constituyan una amenaza (manejo de incursiones).
- Evite la diseminación de especies plaga (este puede ser un caso en el que se usa una barrera de contención para proteger las poblaciones de especies autóctonas río arriba contra la diseminación de especies exóticas presentes río abajo).
- Instituya medidas de control, cuando esto sea factible (Chatterjee *et al.*, 2008).

Uso recreativo de cuerpos de agua

En la mayoría de las áreas protegidas, los ecosistemas dulceacuícolas son un foco importante de las actividades de los visitantes, lo cual requiere de concesiones mutuas entre el uso de los visitantes y la conservación de la biodiversidad (Hadwen *et al.*, 2012) (véase también el Capítulo 23). Las áreas ribereñas suelen ofrecer un corredor biodiverso de vegetación adaptada a condiciones húmedas que atraviesa regiones más secas, lo cual crea microclimas húmedos y hábitats para muchas especies. La fragmentación y el pisoteo de esta vegetación pueden tener un impacto significativo en los ecosistemas dulceacuícolas. La biota acuática puede verse seriamente afectada por la escorrentía cargada de sedimentos que va de las carreteras y los caminos a los cuerpos de agua; esta reduce los animales que se alimentan por filtración y la visibilidad de las presas, además sofoca los sustratos roco-

que sirven para el desove de los peces y el desarrollo de algunos insectos. El más pequeño de los “saltos” sobre una calzada elevada o una alcantarilla que atraviesa un cuerpo de agua puede ser una barrera para la migración de especies acuáticas como peces e invertebrados.

Las respuestas clave de manejo deben incluir: zonificación del acceso a la tierra, ubicación de las instalaciones para visitantes alejadas de los cuerpos de agua, uso de cercas para alejar a los visitantes de las áreas riparias, creación de pasarelas y puntos de acceso al agua, y regulación del uso de vehículos motorizados (Mosisch y Arthington, 1998; Chatterjee *et al.*, 2008). Las carreteras y los caminos deben ubicarse de tal manera que la esorrentía drene lejos de los cuerpos de agua y hacia la tierra. Los cruces deben construirse como puentes o alcantarillas amplias hundidas en el lecho del arroyo para mantener el paso de la fauna acuática. La regulación de las actividades pesqueras es esencial para conservar la biodiversidad (Ramsar, 2005). Para prevenir la contaminación de las masas de agua, es particularmente importante que se evite la descarga de contaminantes y el tratamiento de aguas residuales. Las instalaciones sanitarias deben ubicarse lejos de los cuerpos de agua.

Derrames de contaminantes

El manejo de áreas protegidas requiere el uso de químicos como combustibles y herbicidas, los cuales podrían tener impactos negativos si se vierten en cuerpos de agua. Siempre que sea posible, los derrames deben evitarse por medio de buenas prácticas de salud y seguridad en el lugar de trabajo, incluida la ubicación de los productos químicos lejos de los cuerpos de agua y el aseguramiento y etiquetado de los productos químicos almacenados. Los contaminantes potenciales deben almacenarse y usarse sobre superficies duras que drenen internamente y puedan contener derrames accidentales. En el sitio deben estar disponibles materiales para absorber cualquier derrame, como heno, aserrín o arena para gatos, además de las herramientas y las bolsas con qué retirarlos para su tratamiento. En la medida de lo posible, los derrames en las vías navegables requieren el aviso urgente a las autoridades aguas abajo para cerrar las tomas de agua y evitar que las personas, la fauna y el ganado consuman el agua contaminada (véase también el Capítulo 26).

Inundaciones, sequías e incendios

Las inundaciones, las sequías y los incendios son procesos naturales en muchos ecosistemas y por lo general las plantas y los animales pueden tolerarlos o recuperarse de ellos. En particular, muchas especies y ecosistemas de agua dulce están adaptados a la variabilidad en los volúmenes de agua y la temporalidad de los caudales,

y requieren de esta variabilidad para prosperar, de modo que los cuerpos de agua regulados no deben manejarse con caudales no naturales, permanentes o estables (Postel y Richter, 2003). Algunos ecosistemas de agua dulce están adaptados a los incendios, como los bosques de las llanuras de inundación en el sur de Australia, mientras que otros son destruidos por estos y deben ser protegidos —por ejemplo, los bosques palustres de turba en Borneo—. Con frecuencia, los bosques riparios son naturalmente resistentes al fuego, incluso entre otros tipos de vegetación inflamable. Las prácticas tradicionales de las poblaciones locales e indígenas de las quemadas controladas en parches alrededor de estos ecosistemas pueden protegerlos de los incendios forestales más intensos.

Esta breve sección sobre las amenazas no puede detallar todas las medidas de mitigación. Una fuente de información particularmente concisa sobre cómo evitar o mitigar estas amenazas dentro de la gestión de humedales en áreas protegidas es *Planeación del manejo de humedales: una guía para los administradores de sitios* (Wetland Management Planning: A guide for site managers, Chatterjee *et al.*, 2008). Las resoluciones y directrices de la Convención de Ramsar y los Manuales de Ramsar para el Uso Racional de los Humedales (Ramsar, 2011) ofrecen excelentes consejos sobre buenas prácticas internacionales para casi cualquier desafío en la gestión de los humedales. Es importante un enfoque de gestión adaptativa para facilitar la participación y el empoderamiento de las partes interesadas y de los titulares de los derechos, el aprendizaje incluyente e iterativo, y la acción decidida en medio de las complejidades inherentes (Kingsford *et al.*, 2011).

Pasamos ahora a la conservación de las especies de agua dulce y las opciones de diseño de las áreas protegidas que implican la mitigación de amenazas y la maximización de la protección de la biodiversidad.

Conservación de las especies de agua dulce

Las especies de agua dulce incluyen “especies acuáticas reales” cuyo ciclo de vida se lleva a cabo total o parcialmente en o sobre el agua, y especies “semiacuáticas”, que muestran una dependencia estrecha y específica de los hábitats acuáticos (por ejemplo, para la alimentación o el hábitat). La primera evaluación global de la diversidad de animales de agua dulce (Balian *et al.*, 2008) encontró que había 126.000 especies animales de agua dulce, que representan aproximadamente el 9,5% de todas las especies conocidas.

Dentro de las áreas protegidas, la inversión eficiente de los recursos en la protección de las especies de agua dulce

requiere encontrar el equilibrio adecuado entre las acciones dirigidas al nivel de ecosistemas y paisajes, y las que se enfocan en especies individuales. Las acciones a escala del paisaje que responden a las principales amenazas contra los ecosistemas de agua dulce pueden ser eficaces para proteger una gran proporción de las especies de agua dulce (por ejemplo, el control de la erosión). No obstante, muchas amenazas significativas contra las poblaciones de especies de agua dulce no se ven reflejadas en la condición de las cuencas de captación de aguas superficiales —por ejemplo, las barreras artificiales aguas abajo—. Por consiguiente, es frecuente que exista la necesidad de emprender acciones cuidadosamente planeadas para proteger las poblaciones de estas especies. Esto es particularmente importante cuando el cambio climático puede llevar a una rápida expansión de las especies invasoras de agua dulce, lo que resulta en una disminución de las poblaciones de especies nativas (Rahel *et al.*, 2008).

Uno de los primeros pasos en el desarrollo de planes de acción para la gestión de especies de agua dulce en áreas protegidas es acceder a datos relevantes, que a menudo se encuentran dispersos entre diferentes custodios (por ejemplo, agencias de pesca e investigadores en las universidades). La Infraestructura Mundial de Información sobre Biodiversidad (GBIF, 2014) y el portal de datos BioFresh (BioFresh, 2013) son dos fuentes importantes de datos sobre especies de agua dulce. Cada vez ganan más importancia las observaciones de especies realizadas por voluntarios (científicos ciudadanos), cuyos archivos se suben a bases de datos con el uso de aplicaciones para teléfonos móviles, como Global Freshwater Fish Bio-Blitz (FFSG, 2013). También hay una gran cantidad de evaluaciones nacionales, regionales y continentales —por ejemplo, para África— (Darwall *et al.*, 2011).

Entonces se necesita una priorización de especies e intervenciones. Los factores importantes a considerar en este proceso incluyen: el estatus en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2003), la legislación local sobre especies amenazadas, el interés de la comunidad, las especies utilizadas para establecer objetivos regionales para la conservación de sistemas de agua dulce (por ejemplo, Khoury *et al.*, 2011), y las especies que son esenciales como fuente de alimento o hábitat para las especies amenazadas. Cuando sean limitados los datos de presencia para una especie de interés, pueden usarse modelos de distribución de especies (Pearson, 2007). Estos modelos también pueden evaluar la distribución de especies invasoras, y los resultados pueden utilizarse para desarrollar planes regionales para la conservación de sistemas de agua dulce (por ejemplo, Esselman y Allan, 2011). Un buen diseño del área

protegida es vital para la conservación de especies amenazadas y la biodiversidad.

Diseño de áreas protegidas de agua dulce

Tradicionalmente, la planeación para la conservación de sistemas de agua dulce ha quedado rezagada respecto de la planeación sistemática y cuantitativa para los dominios terrestres y marinos, principalmente debido a las complejidades espaciales y temporales características de los sistemas de agua dulce. Por fortuna, en los últimos años los estudios de conservación han brindado los métodos para planear mejor los sistemas de agua dulce (Collier, 2011).

Para ser eficaces, las áreas protegidas deben considerar algunas peculiaridades de los ecosistemas de agua dulce. La conectividad espacio-temporal juega un papel clave en el mantenimiento de procesos ecológicos importantes (Ward, 1989), como la dispersión, el flujo genético o el transporte de materia y energía que son esenciales para la permanencia de poblaciones y especies. Existen ejemplos de cómo incorporar de manera eficaz todas las dimensiones de la conectividad —longitudinal (Hermoso *et al.*, 2011), lateral (Hermoso *et al.*, 2012a), vertical (Nel *et al.*, 2011) y temporal (Hermoso *et al.*, 2012b)— dentro de marcos sistemáticos para la planeación de la conservación, lo cual ayuda a diseñar áreas protegidas que sean ecológicamente funcionales desde el punto de vista del agua dulce. También se han visto avances en la integración de las amenazas y los procesos de degradación en la planeación de la conservación, de tal manera que se evite la asignación de esfuerzos de conservación en áreas donde la existencia de amenazas o su propagación pueda comprometer la persistencia de la biodiversidad (por ejemplo, Moilanen *et al.*, 2011; Linke *et al.*, 2012).

La planeación para lograr la persistencia de la biodiversidad al mantener la resiliencia ecológica requiere considerar los factores políticos y socioeconómicos que influyen en los sistemas acuáticos. Los aspectos sociales (Knight *et al.*, 2011) y políticos (Faleiro y Loyola, 2013) de la conservación desempeñan un papel importante en el éxito o el fracaso de un plan. Este fenómeno está ampliamente documentado, y en la ciencia fluvial se aborda en iniciativas intergubernamentales a escala nacional (Pitstock y Finlayson, 2011) e internacional (Haefner, 2013).

La clave final para la conservación eficaz de los sistemas de agua dulce es incorporar esquemas de protección en un contexto ambiental más amplio —idealmente a escala de toda la cuenca de captación—. Abell *et al.* (2007) identificaron este problema como un punto crítico

Estudio de caso 19.1 Pantanal, Sudamérica

El Pantanal es un gran delta interno, y con ciento sesenta mil kilómetros cuadrados, es uno de los humedales más grandes del mundo. Este se divide entre Brasil, Bolivia y Paraguay (Figura 19.2). Un régimen de inundación anual ha generado un mosaico dinámico entre hábitats terrestres permanentes y hábitats acuáticos permanentes (Nunes da Cunha y Junk, 2011). El Pantanal alberga una industria pastoril tradicional y puede considerarse un paisaje cultural gestionado con un alto valor estético y una gran diversidad de especies y hábitats (Junk *et al.*, 2006). Solo el 5% del Pantanal brasileño está totalmente protegido en sitios Ramsar y otros tipos de áreas protegidas.

Las plantas de energía hidroeléctrica han comenzado a modificar los regímenes de inundación. La ocupación de la cuenca de captación por las grandes agroindustrias ha llevado a un aumento de la erosión del suelo y de la carga de sedimentos. Los desarrollos agrícolas están invadiendo el Pantanal y han llevado a reconsiderar la canalización “hidrovía” del río Paraguay. El estudio de caso del Pantanal destaca la necesidad de definir mejor los límites del humedal y proteger los hábitats clave, colaborar con las comunidades locales para obtener medios de subsistencia favorables a los humedales y mantener regímenes de inundación casi naturales mediante el control de las liberaciones de agua de las represas (Junk y Nunes da Cunha, 2012).



Figura 19.2 Humedales del Pantanal, Sudamérica

Fuente: Servicio de Parques Nacionales de Estados Unidos

para el éxito de la conservación de los sistemas de agua dulce; asimismo, los autores pidieron múltiples niveles para la protección de los sistemas de agua dulce —desde áreas protegidas estrictas hasta zonas para el manejo de cuencas de captación—. La reserva por parches de los humedales del Pantanal en Sudamérica (Estudio de caso 19.1) resalta estos problemas.

Consideraciones únicas

¿Qué es diferente en comparación con los sistemas terrestres?

Una pregunta obvia para los administradores de áreas protegidas terrestres es ¿por qué tengo que hacer algo diferente para conservar la biodiversidad de los sistemas de agua dulce? Las diferencias están bien detalladas en las Directrices para la Aplicación de las Categorías de Gestión de las Áreas Protegidas (Dudley, 2013) y se pueden resumir de la siguiente manera.

- Regímenes del caudal: el agua es fundamental para mantener la biodiversidad de los sistemas de agua dulce, incluidos el volumen, el momento y la calidad de los caudales de agua superficial, así como la dinámica de las aguas superficiales y subterráneas.
- Conectividad longitudinal y lateral: es esencial la protección de los caudales a lo largo de los ríos y de

los canales hacia las llanuras de inundación. Esto implica prevenir o eliminar las barreras físicas y químicas artificiales, y proporcionar instalaciones de derivación para la vida silvestre acuática.

- Interacciones entre aguas subterráneas y superficiales: es necesaria la protección de los caudales de aguas subterráneas, ya que la mayoría de las aguas superficiales dependen en cierta medida o en algún momento de los acuíferos (el nivel freático).
- Relación con el paisaje más amplio: los sistemas de humedales en un área protegida no suelen estar “aislados” de los impactos que surgen en el paisaje terrestre más amplio, y normalmente requerirán una gestión integral de las amenazas a escala de la cuenca de captación.
- Múltiples autoridades de gestión: por lo general, diferentes agencias gubernamentales tienen responsabilidades superpuestas y a menudo contradictorias con respecto a la gestión de los sistemas de agua dulce. La conservación se complica por la necesidad de coordinar las actividades de gestión entre las agencias gubernamentales con diversos mandatos.

Las próximas secciones sugieren algunas maneras de manejar estas diferencias. A continuación, antes de considerar la conservación de tipos específicos de ecosistemas de humedal, se describen los tipos únicos de áreas

Estudio de caso 19.2 Reserva del río Cosumnes, EE.UU.



La “prehumectación” del lecho del río ayuda a la conservación de los peces en la Reserva del río Cosumnes, EE.UU.

Fuente: Carson Jeffres

Los recursos hídricos en el Valle Central de California se han destinado al agua potable y al riego de la agricultura. El desarrollo agrícola ha visto una reducción de los humedales a menos del 6% de los 1,8 millones de hectáreas originales (Whipple, 2012). La Reserva del río Cosumnes conserva remanentes clave en veinte mil hectáreas de llanuras de inundación y ecosistemas fluviales gestionados que se distribuyen en más de ciento cincuenta kilómetros cuadrados, y se administra a través de una asociación formal (Figura 19.3; Kleinschmidt Associates, 2008). The Nature Conservancy y la Oficina Federal de Gestión de Suelos son los principales propietarios de las tierras, con otras contribuciones de seis agencias gubernamentales federales, estatales y locales, una organización no gubernamental (ONG) y tierras privadas con derechos de servidumbre para la conservación. Los memorandos entre estas entidades fomentan la protección de la naturaleza y el uso sostenible de algunas tierras, particularmente porque algunas prácticas, como la producción de forraje y arroz, crean un hábitat estacional para especies focales de aves (Kleinschmidt Associates, 2008). Esta forma de gestión es comparable a la Categoría VI de la UICN. Este ejemplo ilustra cómo un área protegida de agua dulce puede comprender muchas formas de tenencia de tierra, propietarios y acuerdos legales.

El principal desafío de la gestión es contrarrestar la extracción de agua subterránea para satisfacer las demandas municipales y agrícolas, ya que el río Cosumnes y el mosaico adyacente de humedales (ecosistemas dependientes de aguas subterráneas del tipo II, véanse las secciones más adelante) ahora están desconectados del nivel freático y se secan estacionalmente. “Prehumedecer” el canal del río con agua manejada antes de la precipitación invernal podría maximizar los beneficios de

los caudales naturales para la biodiversidad (Fleckenstein *et al.*, 2004). Otras formas de gestión adaptativa incluyen la ruptura de diques y canales para reconectar antiguas tierras de cultivo con las crecidas y promover la cría de juveniles de especies de peces, como en el caso del salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Jeffres *et al.*, 2008).

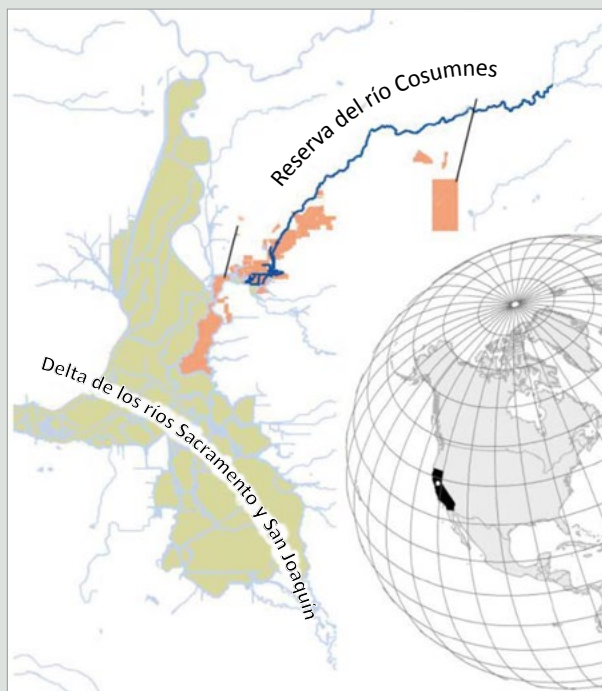


Figura 19.3 Reserva del río Cosumnes, Estados Unidos de América

Fuente: modificado de Josh Viers

protegidas de agua dulce y los conflictos entre la conservación terrestre y de agua dulce.

Tipos de áreas protegidas de agua dulce

Las características únicas de los ecosistemas de agua dulce hacen que algunas veces se presenten confusiones respecto a lo que constituye un área protegida de agua dulce y el reconocimiento insuficiente de algunos tipos únicos de áreas protegidas. La UICN declara que “un área protegida es un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados” (Dudley, 2013, p. 8).

Las áreas gestionadas para la conservación de la biodiversidad en sistemas de agua dulce son áreas protegidas, incluso si se presentan en una variedad de tenencias de la tierra o son administradas sin legislación específica o por administradores no gubernamentales, siempre y cuando sean “eficaces”. En este contexto, los sitios designados bajo la Convención de Ramsar son áreas protegidas, incluso si no están reconocidas en la legislación nacional (véase la sección a continuación sobre Ramsar). Del mismo modo, los “Ríos de Patrimonio” de Canadá son áreas protegidas. También son áreas protegidas las áreas de agua dulce conservadas por las leyes tradicionales de los pueblos indígenas y las zonas de humedales de las Áreas Protegidas Indígenas (API) no legisladas en Australia. Otro ejemplo son las reservas bajo la legislación pesquera. La reserva del río Cosumnes en los Estados Unidos (Estudio de caso 19.2) es un ejemplo de un área protegida de agua dulce que implica una gestión coordinada de diferentes organizaciones entre las tenencias. La consulta de las Directrices para la Aplicación de las Categorías de Gestión de las Áreas Protegidas ayudará a que los administradores puedan asignar las áreas de agua dulce a las categorías correspondientes para fines de los inventarios de áreas protegidas (Dudley, 2013).

Conflictos entre la conservación de los sistemas terrestres y de agua dulce

Por desgracia, muchas áreas protegidas terrestres se crean como mecanismo de compensación por el daño a los ecosistemas de agua dulce, y muchas medidas de conservación otrora positivas tienen impactos perversos sobre la biota y los ecosistemas acuáticos. A menudo, el establecimiento de áreas protegidas está relacionado con el desarrollo de represas hidroeléctricas o para el suministro de agua. Por ejemplo, el establecimiento del Parque Nacional Kosciuszko en Australia tenía como objetivo reducir la erosión en las cuencas de captación del Sistema



Conservación de cabeceras y ríos de tierras bajas: Parque Nacional Richtersveld, Sudáfrica

Fuente: Conservación Internacional/Haroldo Castro

Hidroeléctrico de Snowy Mountains, el cual se construyó dentro del parque entre 1949 y 1974. Fue solo en 2002 que se llegó a un acuerdo para restablecer los caudales ambientales mínimos hacia estos ríos degradados (Miller, 2005). Más recientemente, en las cuencas montañosas de los países en desarrollo se han establecido áreas protegidas como compensación por los impactos del desarrollo hidroeléctrico. El proyecto de energía hidroeléctrica Nam Theun II en Laos es un ejemplo de gestión mejorada de las áreas forestales protegidas, el cual se acordó para compensar la degradación de los ecosistemas fluviales de importancia internacional (Porter y Shivakumar, 2010).

En muchos lugares, los generadores de energía hidroeléctrica o los consumidores de agua pagan tarifas por la conservación de las cuencas hidrográficas de las represas, incluidas las áreas protegidas (Postel y Thompson, 2005). Si bien el pago por los servicios de cuencas hidrográficas puede beneficiar la conservación terrestre y la conservación de las cabeceras de los ríos, rara vez se reconoce el grave daño ambiental causado por las represas, que son la fuente de los ingresos. A menudo, la riqueza y la abundancia de especies acuáticas son menores en las áreas protegidas de las tierras altas (Chessman, 2013). En los ecosistemas de agua dulce, los grandes ríos de la mitad del gradiente y de las tierras bajas suelen ser los que tienen la mayor diversidad de especies acuáticas y brindan corredores vitales para los animales migratorios. Por lo general, estas son las partes de los ríos destinadas al desarrollo de la infraestructura hídrica (Sheldon, 1988; Tockner *et al.*, 2008).



El desmantelamiento de la represa restablece la conectividad fluvial y el paso de peces, Represa Veazie, río Penobscot, EE.UU.

Fuente: Joshua Royte, The Nature Conservancy

Bajo estas circunstancias, los administradores tienen la obligación de garantizar que los recursos proporcionados por los desarrolladores de la infraestructura hídrica contribuyan a la conservación de la biodiversidad de los sistemas de agua dulce, tanto aguas abajo como aguas arriba de las represas. Hay cuatro intervenciones clave, a saber: restauración del paso de los peces alrededor de las presas, provisión para liberación de caudales ambientales, construcción de estructuras de salida de las represas que puedan eliminar la contaminación térmica aguas abajo y la conservación del corredor fluvial debajo de la presa, por ejemplo, al restaurar la vegetación riparia (Davies, 2010; Pittock y Hartmann, 2011). Estas medidas reducirán, aunque nunca compensarán del todo, el impacto de la infraestructura hídrica sobre los ecosistemas de agua dulce. Por lo tanto, los administradores deben resistirse a la construcción de infraestructuras hídricas que afecten las áreas protegidas. En una era de creciente escasez del agua, es probable que surjan más propuestas para explotar los recursos hídricos dentro de las reservas naturales y es importante hacer resistencia contra ellas, pero si logran imponerse, las medidas de mitigación descritas anteriormente deberían ser obligatorias.

Muchos administradores de áreas protegidas han instalado represas, ya sea para el suministro de agua para el personal y los visitantes o para mejorar la observación de la vida silvestre. El establecimiento de puntos de hidratación para la vida silvestre es una noción equivocada que solo debe considerarse en circunstancias excepcionales, como en el caso de un plan de recupe-

ración de especies amenazadas específicas. Para reducir los impactos ecológicos de la infraestructura para el suministro de agua, el acceso a esta debe ser a partir de aguas subterráneas, tanques de almacenamiento fuera del río o pequeñas represas. Incluso las pequeñas represas en las corrientes pueden bloquear el paso de la vida silvestre acuática. La concentración del pastoreo de herbívoros genera impactos negativos en los ecosistemas terrestres y riparios. En general, deben retirarse las represas para la vida silvestre y otros almacenamientos de agua redundantes en áreas protegidas, tal como ocurre en el Parque Nacional Kruger (Brits *et al.*, 2002).

Cada vez surgen nuevos tipos de impactos nefastos, a menudo asociados con medidas para la mitigación del cambio climático que consumen una gran cantidad de agua (Pittock *et al.*, 2013). Un ejemplo es la plantación de árboles para capturar carbono —un enfoque respaldado por muchos administradores ambientales como una forma de financiar la restauración de la biodiversidad—. Sin embargo, de manera inevitable, la plantación de bosques aumenta la evapotranspiración y reduce los aportes a los ecosistemas de agua dulce (Jackson *et al.*, 2005; van Dijk y Keenan, 2007). Una proyección para el sobreasignado río Macquarie en Australia sugirió que la reforestación del 10% de la cuenca de captación superior reduciría en un 17% los caudales de los ríos hacia la Reserva Natural de las Marismas del Macquarie, que es un sitio Ramsar (Herron *et al.*, 2002). Existen formas de reconciliar estos conflictos —por ejemplo, al exigir la adquisición de derechos del

Estudio de caso 19.3 Ríos del Parque Nacional Kruger, Sudáfrica

Los cinco ríos principales que atraviesan el Parque Nacional Kruger (Kruger National Park, KNP) (Categoría II de la IUCN) son cruciales para la conservación de su biodiversidad (Figura 19.4). La mayoría de los ríos se originan o fluyen a través de áreas altamente desarrolladas, urbanizadas, industrializadas, mineras o agrícolas, lo que hace que el parque sea particularmente vulnerable a los impactos río arriba. En respuesta al deterioro de la cantidad y la calidad de muchos de estos ríos, los Parques Nacionales de Sudáfrica (SANParks) iniciaron el Programa de Investigación de los Ríos del KNP, el cual es multi-institucional (véase Biggs y Rogers, 2003). SANParks considera que el KNP está incrustado en un sistema socioecológico más amplio (la cuenca de captación) que necesita gestionarse de manera adaptativa y colaborativa con las comunidades circundantes. Este enfoque se ha fortalecido gracias a una serie de iniciativas, especialmente el trabajo de la Asociación para el Agua y el Desarrollo Rural (Association for Water and Rural Development), una ONG de investigación,

y la Agencia para la Gestión de la Cuenca del Inkomati (Pollard y du Toit, 2011).

La presión del desarrollo provoca una disminución en la condición de casi todos los ríos del KNP, incluido el incumplimiento de los caudales ambientales definidos por la ley para la calidad y cantidad del agua. No obstante, la defensa por parte de redes de actores competentes, junto con el monitoreo continuo y las respuestas adaptativas, significan que es probable que los ríos estén en una mejor forma de lo que estarían bajo otras circunstancias (Pollard y du Toit, 2011). Además, una esperanza surge de la creciente movilización de la opinión, el esfuerzo y la acción concertada por parte de las agencias para la gestión de las cuencas. El trabajo de SANParks destaca el importante papel que desempeñan los administradores de los parques como guardianes en el contexto de la gobernanza del agua y las cuencas en múltiples escalas (Pollard y du Toit, 2011).



Figura 19.4 Parque Nacional Kruger, Sudáfrica

Fuente: © Clive Hilliker, Universidad Nacional de Australia

agua para el medio ambiente con el fin de compensar la mayor evapotranspiración de los árboles o restaurar la vegetación en áreas que contribuyen con menos agua a los ríos (Pittock *et al.*, 2013). Puede haber compensaciones aceptables –por ejemplo, los múltiples beneficios que tiene la restauración de los bosques riparios para la conservación de los ecosistemas de agua dulce pueden compensar el consumo de agua–.

Fronteras problemáticas: gestión de sistemas de agua dulce divididos

Una gran parte de las áreas protegidas terrestres del mundo tiene fronteras definidas que están relacionadas con los ríos. Obviamente, las amenazas contra la biodiversidad de los sistemas de agua dulce son mayores cuando parte de la cuenca hidrográfica se encuentra fuera

de los límites de un área protegida. Entre las posibles amenazas se encuentran: contaminantes diluidos y sedimentos erosionados que llegan a los cuerpos de agua, vertimientos de contaminantes a partir de fuentes puntuales, extracción de agua, introducción de especies exóticas, extracción de plantas y animales acuáticos, minería en lechos y márgenes de los ríos, y tala de bosques riparios. En cierto sentido, tener un río como frontera es solo una expresión de no tener toda la cuenca hidrográfica dentro de un área protegida; sin embargo, cuando el límite es un río sinuoso, dicho límite suele ser más extenso, lo que expone a los ecosistemas de agua dulce a amenazas dispersas contra la conservación y hace que las respuestas de gestión sean más difíciles..

Entonces, ¿cómo deberían los administradores de áreas protegidas mejorar la conservación en los casos donde el río es el límite? Uno de los principales enfoques es que en los acuerdos de gestión cooperativa se involucre a las partes interesadas y a los titulares de derechos de afuera del área protegida. Algunas de estas oportunidades se detallan en la siguiente sección sobre gestión del paisaje. Los administradores del Parque Nacional Kruger en Sudáfrica han aplicado estos enfoques (Estudio de caso 19.3).

Gestión de ecosistemas particulares de agua dulce

En esta sección, antes de revisar las opciones de gestión a escala de paisaje, consideramos los requerimientos específicos para la gestión de ecosistemas particulares de agua dulce.

Caudales ambientales y regímenes de agua de los humedales

Caudales ambientales

Para mantener la biodiversidad de los sistemas de agua dulce y los servicios ecológicos dentro de las áreas protegidas, los administradores de reservas de conservación deben tratar de garantizar la protección de los regímenes hídricos naturales de lagos, humedales y ríos contra el uso excesivo, la desviación y los embalses. La gestión del agua dulce se ha integrado al ámbito más amplio de la sostenibilidad ecológica mediante la provisión de los caudales ambientales, que se definen como “la cantidad, el tiempo y la calidad de los caudales necesarios para mantener los ecosistemas estuarinos y de agua dulce, así como los medios de subsistencia y el bienestar humano de quienes dependen de estos ecosistemas” (Brisbane Declaration, 2007).

Ahora se reconoce ampliamente que se requiere un régimen hídrico dinámico y variable para mantener la

fenología de las especies (la estacionalidad de los eventos en el ciclo de vida), la biodiversidad nativa y los procesos ecológicos característicos de cada ecosistema de ríos y humedales. El régimen natural de los caudales y los diversos principios hidroecológicos (por ejemplo, Bunn y Arthington, 2002) sustentan la influencia de la estacionalidad, la variabilidad y el volumen del caudal sobre la biodiversidad acuática, el reclutamiento poblacional y la productividad del ecosistema. Estos principios hidroecológicos son la base para la evaluación de los requerimientos del caudal ambiental de plantas y animales acuáticos.

El desafío más importante para los administradores cuyas áreas protegidas reciben agua de cuencas de captación río arriba que no son reservas es involucrar a los administradores y usuarios del agua para acordar un proceso que evalúe y decida sobre los caudales ambientales. Existen más de doscientos cincuenta modelos, marcos y métodos prácticos para vincular los volúmenes de agua y los patrones del caudal con la biodiversidad y los procesos ecológicos (Dyson *et al.*, 2003; Tharme, 2003). Si bien la evaluación del caudal ambiental puede parecer compleja, incluso desalentadora, en la Tabla 19.2 se presenta una guía sencilla de las opciones técnicas disponibles para que los administradores de áreas protegidas puedan evaluar lo que se requiere. Estos métodos se enfocan principalmente en los ríos; sin embargo, son aplicables en concepto y práctica a los cuerpos de agua que, a pesar de fluir en raras ocasiones, presenten patrones naturales estacionales y espaciales de fluctuación en el nivel del agua, humedecimiento y secado, y conexiones con aguas subterráneas. Los estuarios también necesitan recibir caudales de agua dulce (véase la sección a continuación). En Arthington (2012) pueden encontrarse métodos y aplicaciones para todos los tipos de ecosistemas acuáticos.

Establecimiento de límites a la alteración hidrológica

A pesar de los enormes avances en los métodos, establecer un límite a la alteración hidrológica sigue siendo el aspecto más desafiante en la ciencia de los caudales ambientales y la gestión sustentable del agua. Los métodos simples establecen este límite como un porcentaje del caudal natural o definen la descarga del río que mantiene el hábitat de los peces y la conectividad a través de la red de canales. En los marcos holísticos “Respuesta río abajo ante la transformación impuesta al caudal” (*Downstream Response to Imposed Flow Transformations*, DRIFT) y “Límites ecológicos de las alteraciones hidrológicas” (*Ecological Limits of Hydrologic Alteration*, ELOHA) (Tabla 19.2), así como en varios protocolos de restauración (por ejemplo, Richter *et al.*, 2006), los científicos, las partes interesadas, los propietarios de derechos y los administradores entran a considerar un conjunto de relaciones entre las alteraciones del caudal y la respuesta ecológica para cada sistema en

estudio. Un concepto importante es la idea de un umbral más allá del cual es probable que se produzcan cambios ecológicos inaceptables. Cuando existan umbrales de respuesta evidentes (por ejemplo, desbordamientos necesarios para sustentar la vegetación riparia o para permitir el acceso de los peces a remansos y hábitats de llanuras de inundación), un caudal ambiental de “bajo riesgo” sería uno que no cruce el umbral de alteración hidrológica para los desbordamientos. En el caso de una respuesta lineal en el que no exista un umbral evidente que delimite el

riesgo bajo o alto, será necesario un proceso de consenso con las partes interesadas a fin de determinar el “riesgo aceptable” para un activo ecológico valioso, como la pesca estuarina dependiente de los caudales de agua dulce (Loneragan y Bunn, 1999). Es importante diferenciar entre la evaluación científica de los límites ecológicos de la alteración hidrológica y el proceso social de decidir finalmente el caudal recomendado (Arthington, 2012).

Tabla 19.2 Métodos de caudal ambiental: comparación de los cuatro tipos principales de métodos utilizados en todo el mundo para estimar los caudales ambientales = asignaciones de agua para el medio ambiente (*Environmental Water Allocations, EWA*)

Tipo	Componentes del ecosistema fluvial	Requerimientos de datos e intensidad de recursos (tiempo, costo y capacidad técnica)	Resolución de salida (EWA)	Niveles apropiados de aplicación
Hidrológico	Componentes del ecosistema completo, no específicos o del ecosistema, como los peces (Tennant, 1976)	Bajo Principalmente de escritorio Uso de registros históricos del caudal naturalizado/virgen Cierta uso de datos ecológicos históricos	Baja Expresada como el porcentaje del caudal mensual o anual (mediana o media), o como límites al cambio en los parámetros del caudal vital, por ejemplo, el enfoque del rango de variabilidad (Richter <i>et al.</i> , 1996, 2006)	Nivel de reconocimiento de los desarrollos de recursos hídricos, o como una herramienta dentro de la simulación del hábitat o metodologías holísticas (ecosistema) Usado ampliamente
Calificación hidráulica	Hábitat del curso para la biota objetivo	Bajo-medio Escritorio, campo limitado Registros históricos del caudal Descarga relacionada con variables hidráulicas, típicamente sección representativa de un solo río	Media-baja Variables hidráulicas (por ejemplo, perímetro humedecido) utilizadas como sustituto de las necesidades de caudal de los hábitats de especies o ensamblajes objetivo	Desarrollos de recursos hídricos en los que se requiere poca negociación, o como una herramienta dentro de la simulación del hábitat o las metodologías ecosistémicas Usado ampliamente
Simulación del hábitat	Principalmente el hábitat del curso para la biota objetivo Algunos consideran la forma del canal, el transporte de sedimentos, la calidad del agua, la vegetación riparia, la vida silvestre, el esparcimiento y la estética, por ejemplo, el sistema de modelado computacional para la simulación del hábitat físico (<i>Physical Habitat Simulation, PHABSIM</i>) desarrollado por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EE.UU. (Bovee, 1982)	Medio-alto Escritorio y campo Registros históricos del caudal Se modelan muchas variables hidráulicas en el rango de descarga en múltiples secciones representativas del caudal Datos de preferencia o idoneidad del hábitat físico necesarios para las especies objetivo	Media-alta Salida en forma de área utilizable ponderada de hábitat para las especies objetivo (peces, invertebrados, plantas) Puede involucrar series temporales de disponibilidad del hábitat	Desarrollos de recursos hídricos, a menudo a gran escala, que involucran ríos de alta importancia estratégica, a menudo con concesiones mutuas negociadas y complejas entre los usuarios, o como método dentro de enfoques holísticos (ecosistema) Utilizado principalmente en países desarrollados

Tipo	Componentes del ecosistema fluvial	Requerimientos de datos e intensidad de recursos (tiempo, costo y capacidad técnica)	Resolución de salida (EWA)	Niveles apropiados de aplicación
Marcos holísticos (ecosistema)	<p>Ecosistema completo, todos o varios componentes ecológicos</p> <p>La mayoría considera los componentes riparios y en el curso, algunos también consideran: aguas subterráneas, humedales, llanuras de inundación, estuarios y aguas costeras</p> <p>Puede evaluar la dependencia social y económica de las especies/ ecosistemas (por ejemplo, la respuesta río abajo ante la transformación impuesta al caudal (DRIFT); King <i>et al.</i>, 2003)</p>	<p>Medio-alto</p> <p>Escritorio y campo</p> <p>Utiliza registros históricos del caudal naturalizado/ virgen o registros de precipitaciones en comparación con los registros medidos actuales</p> <p>Muchas variables hidráulicas, múltiples secciones representativas</p> <p>Datos biológicos sobre el caudal y los requerimientos relacionados con el hábitat de la biota y algunos/todos los componentes ecológicos</p>	<p>Media-alta</p> <p>Los métodos avanzados de pesca utilizan datos sobre el movimiento y la migración, desove, requerimientos de larvas/juveniles, tolerancias a la calidad del agua; especies exóticas incluidas (por ejemplo, la respuesta río abajo ante la transformación impuesta al caudal (DRIFT); Arthington <i>et al.</i>, 2003)</p> <p>Límites ecológicos de las alteraciones hidrológicas (ELOHA) cuantifican las "normas" del caudal ecológico para ríos de tipo hidrológico contrastante a una escala regional definida por el usuario (Poff <i>et al.</i>, 2010)</p>	<p>Desarrollos de recursos hídricos, típicamente a gran escala, que involucran ríos de alta conservación o importancia estratégica, o con complejas concesiones mutuas entre los usuarios</p> <p>Con frecuencia se utilizan enfoques más simples (por ejemplo, paneles de expertos) cuando el conocimiento de la ecología del caudal es limitado, o existen concesiones mutuas limitadas entre los usuarios, o limitaciones de tiempo</p> <p>Utilizado en países desarrollados y en vías de desarrollo</p>

Fuente: adaptado de Tharme, 2003. Para ejemplos, véase Arthington, 2012

Adaptación al cambio climático

En muchas áreas del mundo, los regímenes ambientales naturales que rigen los ecosistemas acuáticos, especialmente los regímenes hídricos, fueron remplazados por regímenes alterados bajo una creciente presión humana por el agua dulce y en respuesta a los climas cambiantes. En este momento, la combinación del cambio climático y la regulación del caudal impulsa ecosistemas estructuralmente incipientes que pueden requerir nuevos conceptos y una variedad de enfoques para la gestión del agua con el fin de hacer frente a escenarios cada vez más inciertos (Palmer *et al.*, 2008). Una de las mejores opciones para estar preparados es a través de investigaciones que identifiquen las características del régimen del caudal y las respuestas ecológicas asociadas a la variabilidad. El estudio de las respuestas ecológicas a lo largo de los gradientes contemporáneos de la variabilidad del caudal (zonas tropicales húmedas a secas, zonas costeras a zonas áridas) puede brindar análogos para los cambios climáticos futuros (Arthington *et al.*, 2006). No obstante, la manera más segura de avanzar en la comprensión de los roles ecológicos del caudal y mejorar el uso del agua para el beneficio humano y del ecosistema es a través de un monitoreo bien diseñado de los resulta-

dos ecológicos a lo largo del tiempo (Arthington *et al.*, 2010; Davies *et al.*, 2014)

Los administradores de la conservación pueden asumir el liderazgo en la aplicación de conceptos y métodos del caudal ambiental a las diversas áreas protegidas que administran. Los pasos clave que son comunes a los diferentes métodos del caudal ambiental descritos anteriormente incluyen:

- Consultar a las partes interesadas y a los titulares de derechos para identificar los diferentes elementos medioambientales relacionados con el caudal que se valoran; así por ejemplo las migraciones de peces.
- Identificar umbrales para la calidad del agua, el volumen y la periodicidad de los caudales necesarios para mantener esos valores; por ejemplo, el agua necesaria para que las aves acuáticas se reproduzcan con éxito en un humedal.
- Considerar la variabilidad del caudal natural de sus ríos y humedales, y tratar de imitar las características importantes tanto como sea posible; por ejemplo, con descargas de agua de las represas.



Caudal ambiental desde la Represa Alamo hacia el río Bill Williams, EE.UU. Un sitio de demostración del Proyecto de Ríos Sostenibles del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU. y The Nature Conservancy

Fuente: Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU.



Figura 19.5 Vínculos entre cuencas hidrográficas a diferentes escalas y de diferentes tipos

Fuente: Nakamura y Rast, 2011

- Negociar acuerdos con las agencias encargadas del manejo del agua, otras partes interesadas y titulares de derechos, incluidos los departamentos del agua y las empresas de servicios públicos, con el fin de generar caudales ambientales.
- Monitorear el impacto, evaluar y ajustar los caudales ambientales para lograr los objetivos ambientales y sociales deseados.

Los caudales ambientales deben aplicarse para conservar lagos y estuarios, tal como se describe en las siguientes subsecciones.

Lagos

Se estima que en todo el mundo hay veintisiete millones de lagos naturales y medio millón de lagos artificiales (embalses) con un área de más de una hectárea. El término “lagos” se utiliza en adelante para referirse tanto a los lagos naturales como a los embalses artificiales. Cabe señalar que los valores de biodiversidad de los lagos artificiales suelen ser mucho más bajos que los de los naturales. En su conjunto, los lagos contienen más del 90% del agua dulce líquida en la superficie de nuestro planeta. Además de brindar un hábitat para las especies acuáticas, ofrecen una gran variedad de servicios para la humanidad. Los lagos y los embalses se contaminan y degradan fácilmente (Illueca y Rast, 1996).

La gestión de estos cuerpos de agua para su conservación es una tarea compleja que involucra una serie de elementos científicos, socioeconómicos y de gobernanza. Los lagos están hidrológicamente vinculados con los ríos aguas arriba o afluentes que desembocan en ellos, con los sistemas hidrológicos aguas abajo en los que descargan, y en ocasiones también a los acuíferos de aguas subterráneas subsuperficiales (Figura 19.5). Algunas veces, las necesidades de agua corriente abajo pueden dictar de manera preponderante los requerimientos de gestión de los lagos corriente arriba que les suministran agua; un ejemplo es el complejo del lago Biwa-río Yodo en Japón (Nakamura *et al.*, 2012).

La conservación de los lagos se traduce en su gestión, de sus cuencas y de sus recursos, con el fin de contar con servicios ecosistémicos sostenibles (MEA, 2005). Las consideraciones científicas incluyen la cantidad y calidad de las fuentes de agua tanto superficiales como subterráneas, las características de drenaje de las cuencas, la flora y la fauna, los suelos, la topografía, el uso de la tierra y el clima —todos los cuales definen colectivamente la presencia física y el estado de las aguas del lago—. Los aspectos institucionales incluyen el marco legal e institucional dentro de la cuenca de drenaje del lago, las consideraciones económicas, la demografía, las costumbres culturales y sociales, las posibilidades de participación de las partes interesadas y las realidades políticas. Podría decirse que los últimos comprenden los elementos más importantes, ya que definen los factores que controlan la manera en que los humanos usan sus recursos hídricos (GWP, 2000).

La gestión eficaz de los lagos para la conservación y la sostenibilidad también requiere el reconocimiento de tres características únicas:

1. Una naturaleza integradora.
 2. Tiempo prolongado de retención del agua.
 3. Dinámicas complejas en la respuesta (ILEC, 2005).
- Debido a su ubicación en el centro de una cuenca de drenaje, los lagos son los integradores del régimen del caudal dentro de todo el complejo de la cuenca lago-río. La naturaleza integradora de un lago se refiere a que su función es esencialmente la de un “crisol” para todo lo que ingresa a él desde su cuenca de drenaje circundante, y algunas veces incluso más allá de su cuenca, debido a los contaminantes transportados grandes distancias por el aire. El tiempo prolongado de retención del agua se refiere al tiempo promedio que el agua pasa en un lago determinado. Es frecuente que los problemas en un lago se desarrollen gradualmente, y es posible que no sean evidentes hasta que se conviertan en problemas graves en la totalidad del cuerpo de agua, los cuales podrían tener un impacto significativo en los usos humanos del agua y la integridad del ecosistema. Esta misma característica de amortiguación también puede producir un fenómeno de “retraso” en la respuesta a los programas de recuperación implementados para restaurarlos. Todos los problemas en los lagos son esencialmente problemas que afectan su totalidad, y cuando estos experimentan una degradación seria, incluidas las comunidades acuáticas a las que brindan hábitats, no suelen volver a la condición que tenían antes de la degradación (Nakamura y Rast, 2011).

La causa subyacente de la degradación o sobreexplotación de casi todos los lagos y otros ecosistemas acuáticos es una gobernanza inadecuada. Con base en el análisis sobre las experiencias de gestión de los lagos en todo el mundo, el Comité Internacional de Ambientes Lacustres (ILEC, 2005) identificó seis pilares principales en la gobernanza de los lagos que requieren reconocimiento y consideración:

1. Políticas, que esencialmente representan las “reglas del juego”.
2. Organizaciones, que representan las entidades responsables de ejecutar las reglas del juego.
3. Participación de las partes interesadas. La participación significativa de todas las partes interesadas y de los titulares de derechos pertinentes en la implementación de planes de gestión eficaces.
4. Tecnología, que implica la selección de enfoques de gestión duros (construcciones) versus blandos (cambio de comportamiento).
5. Conocimiento e información, que puede comprender tanto los estudios científicos como el conocimiento indígena.

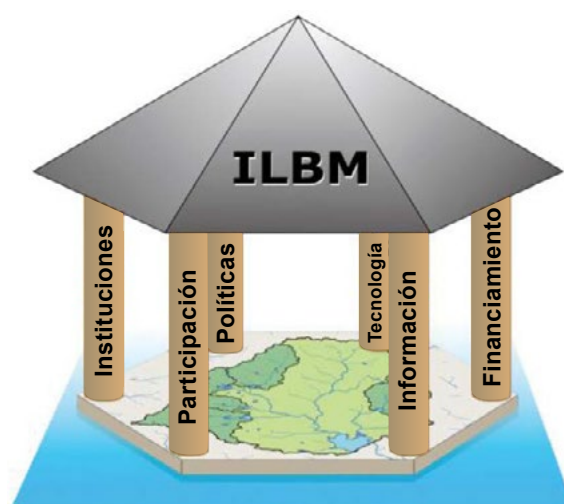


Figura 19.6 Gestión integrada de cuenca lacustre

Fuente: adaptado de Nakamura y Rast, 2012

6. Finanzas, incluida la identificación y la garantía de fuentes sostenibles para un apoyo financiero adecuado.

Estos seis pilares conforman los elementos esenciales de gobernanza que colectivamente forman el régimen de gestión para un enfoque integrado de la gestión de los lagos y sus cuencas, tal como Nakamura y Rast (2011) discutieron de manera detallada. Un enfoque práctico para la gestión de los lagos que considera los elementos científicos y de gobernanza se circunscribe dentro del concepto de “gestión integrada de cuencas lacustres” (*Integrated Lake Basin Management*, ILBM), como se ejemplifica en el proceso plataforma de la ILBM desarrollado por el Comité Internacional de Ambientes Lacustres (ILEC, 2005; Figura 19.6).

Turberas

En todo el mundo, las turberas cubren cerca de cuatro millones de kilómetros cuadrados, aunque existe cierto grado de incertidumbre respecto a su extensión real (Joosten, 2009; Figura 19.7). Las turberas tienen varias definiciones, pero generalmente se considera que son áreas terrestres con una capa de turba acumulada de forma natural, la cual está formada por materia vegetal muerta y en descomposición, rica en carbono en condiciones de anegamiento, la cual comprende al menos un 30% de masa seca de materia orgánica muerta y tiene más de treinta centímetros de profundidad. Las turberas pueden desarrollarse bajo una variedad de tipos de vegetación, incluidos pantanos de tierras bajas o altas, juncas, bosques húmedos, ciénagas y manglares.

Las turberas se encuentran en muchos países y podrían representar más de un tercio de los humedales de todo el mundo. Las áreas más grandes se encuentran en el hemisferio norte, especialmente en la zona boreal, con

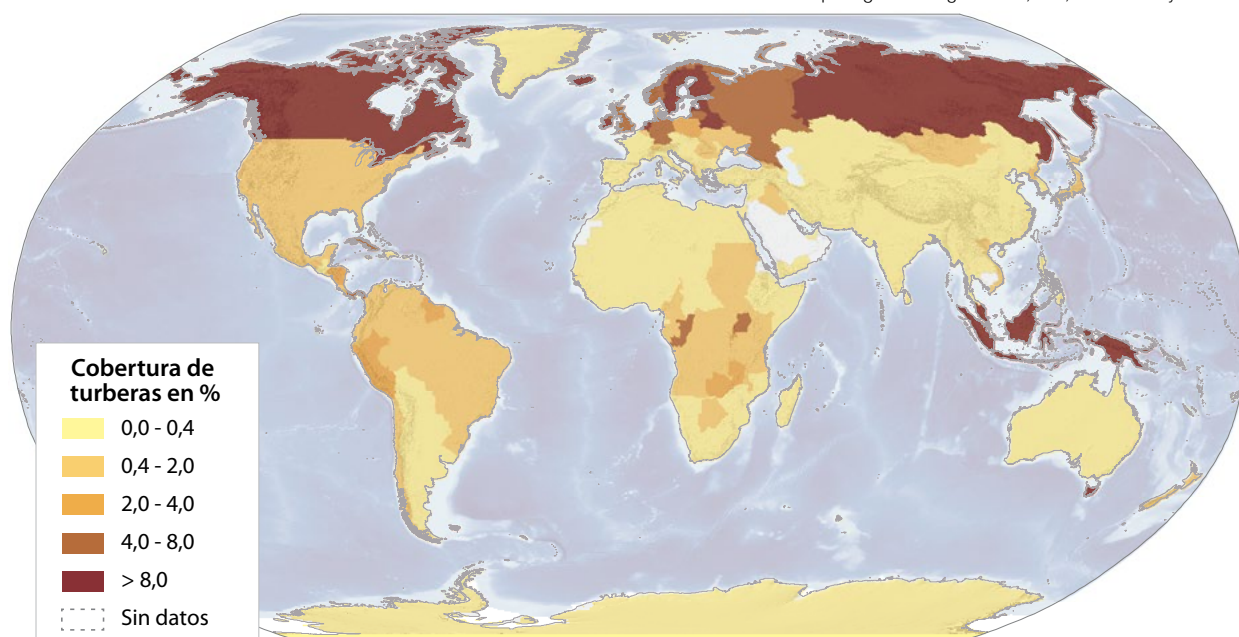


Figura 19.7 Distribución mundial de las turberas

Fuente: adaptado de la Base de Datos Mundial sobre Turberas del Grupo Internacional para la Conservación de las Turberas (International Mire Conservation Group, IMCG), 2014

1'375.690 kilómetros cuadrados en Rusia y 1'133.926 kilómetros cuadrados en Canadá (Joosten, 2009). Las estimaciones de las turberas en regiones tropicales a partir de fuentes anteriores a 1990 oscilan entre los 275.424 y los 570.609 kilómetros cuadrados, aunque en los últimos años ha habido una gran destrucción (Hooijer *et al.*, 2010).

Las turberas no solo contienen el 10% del volumen de agua dulce en el planeta y son importantes para mantener la calidad del agua dulce y la integridad hidrológica de muchos ríos; también juegan un papel importante en el mantenimiento del permafrost y en la prevención de la desertificación. En los últimos años, su importancia como depósitos y sumideros de carbono a nivel global ha pasado a primer plano (Joosten, 2009; Hooijer *et al.*, 2010; Joosten *et al.*, 2012). Asimismo, las turberas albergan una importante diversidad biológica y son refugio de algunas de las especies más raras e inusuales de flora y fauna dependientes de los humedales (Joosten y Clarke, 2002). En condiciones de anegamiento, además de conservar un registro paleoecológico único, que incluye valiosos restos arqueológicos y registros de la contaminación ambiental, las turberas dan soporte a las necesidades humanas de alimento, agua dulce, refugio, calor y empleo (Joosten y Clarke, 2002).

Las presiones humanas sobre las turberas son directas —a través del drenaje, la conversión de tierras (por ejemplo, para palma de aceite y arenas petrolíferas), la excavación y la inundación— e indirectas, como resultado de la contaminación del aire, la contaminación del agua y su extracción, así como de agua y el desarrollo de infraes-

tructura. Cuando las turberas son destruidas, liberan grandes cantidades de carbono y no se restauran fácilmente. En respuesta a la degradación de las turberas, la Convención de Ramsar adoptó unos Lineamientos para la Acción Mundial sobre las Turberas (Ramsar, 2002), que incluyen: el establecimiento de una base de datos mundial de las turberas y la detección de cambios; el desarrollo y la promoción de concientización, educación y capacitación; la revisión de las redes nacionales de áreas protegidas de turberas y la implementación de los lineamientos para su gestión, y el estímulo a la cooperación internacional para la investigación y la transferencia de tecnología.

Recientemente se proporcionaron algunos lineamientos para limitar la pérdida de carbono de las turberas y alentar su retención y restauración como parte de las medidas de mitigación para el cambio climático (Joosten *et al.*, 2012). Esto es particularmente importante dada la pérdida de turberas a nivel mundial y la degradación más reciente de las turberas tropicales (Joosten *et al.*, 2012).

Ecosistemas dependientes de aguas subterráneas

Por lo general, el agua subterránea es crucial para mantener el régimen hidrológico que sustenta los ecosistemas: estos se conocen como ecosistemas dependientes de aguas subterráneas (*Groundwater-Dependent Ecosystems*, GDE).

Con frecuencia, el área de estos ecosistemas es definida de manera deficiente.



La restauración del lago Chilika en India, un sitio Ramsar, apoya los medios de subsistencia de los pescadores

Fuente: Ritesh Kumar

Un cambio en la cantidad o la calidad del agua subterránea, a menudo asociado con la actividad humana, tendrá un impacto en el estado y la condición de los GDE (Eamus y Froend, 2006).

Richardson *et al.* (2011a) reconocen tres tipos de GDE:

1. Ecosistemas acuíferos y de caverna que ofrecen hábitats únicos para los organismos (por ejemplo, la fauna estigobionte y la fauna troglobia—los animales que viven en sistemas subterráneos—), incluidos los sistemas acuíferos cársticos, las rocas fracturadas y los sedimentos saturados.
2. Ecosistemas que dependen total o parcialmente de la expresión superficial de las aguas subterráneas, incluidos humedales, lagos, filtraciones, manantiales, el caudal base del río y algunos ecosistemas estuarinos y marinos.
3. Ecosistemas que dependen de la presencia subsuperficial de aguas subterráneas (a través de la franja capilar), incluida la vegetación terrestre que depende del agua subterránea por completo o de forma irregular.

El grado de dependencia del agua subterránea en relación con otras fuentes de agua es importante para diferenciar estos ecosistemas y su respuesta a los cambios en la disponibilidad de agua subterránea (Eamus

et al., 2006). De particular importancia son las oscilaciones espaciales y temporales en las capas freáticas y la naturaleza de la descarga de las aguas subterráneas dentro de los cuerpos de agua superficial, quietos o corrientes. De acuerdo con estas interacciones, se desarrollan diferentes propiedades fisicoquímicas y ensamblajes de especies (Horwitz *et al.*, 2008).

En gran medida, el interés por los GDE se desarrolló por la necesidad de comprender las consecuencias del uso directo o la contaminación de los acuíferos. Tanto la cantidad como la calidad del agua subterránea son importantes, al igual que la variabilidad espacial y temporal. Estas relaciones pueden verse afectadas por los cambios en las aguas subterráneas debidos a la extracción, la contaminación y la reducción de la recarga por lluvias. El manejo eficaz de los GDE requiere la integración de los recursos asociados de las aguas superficiales y subterráneas, y necesita la comprensión de los orígenes, las rutas y los depósitos de agua. Por ejemplo, algunos GDE se mantienen completamente por la descarga continua de aguas subterráneas, mientras que otros se mantienen gracias a los caudales de agua subterránea, menores pero críticos, restringidos a estaciones particulares o episodios interanuales.

En general, los procesos que amenazan a los GDE no son diferentes de los que amenazan a otros ecosistemas. Los cambios en las aguas subterráneas pueden derivarse

de una reducción en la recarga por lluvias, el desmonte, la silvicultura y la agricultura, la urbanización y la extracción directa de aguas subterráneas para el suministro de agua. Los cambios ecológicos provocados por estas actividades variarán de acuerdo con los requerimientos hidrológicos de los tipos de GDE (Hatton y Evans, 1998; Richardson *et al.*, 2011a).

Identificar la importancia de las aguas subterráneas en los ecosistemas antes de desarrollar recursos hídricos subterráneos (u otras actividades en una cuenca de captación) sentará las bases para planear los recursos y las posibles compensaciones. En Richardson *et al.*, (2011b) se resume la gama de enfoques actuales para identificar los requerimientos de agua subterránea de los GDE, los cuales abarcan desde la medición de la transpiración del agua subterránea por árboles individuales hasta los balances hidrológicos y la teledetección a escala del paisaje. En la mayoría de los casos, se requiere una integración de diferentes enfoques y de las disciplinas y conocimientos asociados.

La gestión de los GDE también puede basarse en la comprensión del potencial que tienen los ecosistemas para adaptarse a los cambios en la disponibilidad de aguas subterráneas. Por ejemplo, es posible que algunos GDE de la llanura costera del Swan en Australia Occidental hayan cambiado a un estado alternativo (definido por la biota y los procesos ecológicos) de acuerdo con los cambios en el régimen de aguas subterráneas (Froend y Sommer, 2010; Sommer y Froend, 2014). No obstante, el potencial de adaptación de los GDE puede verse limitado por cambios catastróficos (y en gran medida irreversibles) en la disponibilidad de las aguas subterráneas, como la mortalidad generalizada de la vegetación dependiente del agua subterránea (freatofítica) por la extracción de aguas subterráneas en épocas de sequía (Sommer y Froend, 2011). En respuesta, las agencias de gestión evaluaron las amenazas contra la vegetación freatofítica (Barron *et al.*, 2013) y se restringió el bombeo de aguas subterráneas cerca de ecosistemas de humedales vulnerables (McFarlane *et al.*, 2012). Para evitar tales escenarios, se requiere integrar la gestión de la cuenca de captación y equilibrar las demandas de agua con la conservación.

Estuarios

La ubicación de los estuarios en la interfaz de los ambientes terrestres y marinos los hace vulnerables a los impactos de casi todas las actividades humanas, ya sean terrestres o marinas, incluidos los impactos del cambio climático. Los estuarios también son un imán para la actividad humana. Por consiguiente, administrar los estuarios como áreas protegidas puede ser particularmente desafiante, y su eficacia suele depender del manejo de las



El pez ojo azul de aleta roja (*Scaturiginichthys vermeilipinnis*) es una especie en peligro que solo vive en manantiales artesianos, Reserva Edgbaston, Australia

Fuente: Adam Kerezszy

influencias externas, incluso más que del manejo de las actividades *in situ*. El éxito en la gestión de las áreas protegidas estuarinas depende de la gobernanza cooperativa entre un número de partes interesadas de la comunidad y el Gobierno.

El funcionamiento del estuario está impulsado principalmente por la cantidad y la calidad de los aportes de agua dulce y su distribución temporal, además de los aportes del medio ambiente marino (Borja *et al.*, 2011; Whitfield *et al.*, 2012). Mediados por los caudales de agua dulce y las mareas, las aguas dulces y saladas se mezclan en un ambiente rico en nutrientes que da sostén a una diversidad de especies acuáticas. La extracción de agua dulce disminuye la cantidad total de agua dulce que ingresa a los estuarios. Por otra parte, los esquemas de transferencia entre cuencas, las obras de tratamiento de aguas residuales y el aumento de la escorrentía de cuencas de captación “endurecidas” (por ejemplo, redes de carreteras) aumentan el caudal de agua dulce (Nirupama y Simonovic, 2007).

De manera ideal, el caudal de agua dulce que entra a un estuario debe mantenerse en toda su variabilidad para así apoyar su estructura y dinámica general del hábitat (van Niekerk y Turpie, 2012). Por lo general, los caudales base son responsables de mantener el régimen de salinidad, y en el caso de los sistemas abiertos temporalmente, su conectividad con el mar (estado de la boca del estuario). Por el contrario, las inundaciones dan forma a los aspectos geomorfológicos, como el tamaño y la forma de un estuario y su estructura sedimentaria característica.

Estudio de caso 19.4 Restauración del lago Chilika, India

Chilika es un lago estuarino en el Estado de Odisha que estacionalmente cubre un área de 906-1165 kilómetros cuadrados, y está flanqueado por una llanura de inundación transitoria de cuatrocientos kilómetros cuadrados (Figura 19.8). El lago Chilika comprende ecosistemas de agua dulce, salobres y marinos de poco profundos a muy poco profundos con características estuarinas y es un *hotspot* de biodiversidad, con más de un millón de aves migratorias invernantes (Kumar y Pattnaik, 2012). En 1981 el lago Chilika fue designado como sitio Ramsar (Categoría VI de la UICN).

Los medios de subsistencia de unos docientos mil pescadores y unos cuatrocientos mil agricultores dependen del lago, pero se vieron amenazados cuando el aumento de los sedimentos de una cuenca de captación degradada redujo la conectividad del lago con el mar, lo que provocó un rápido descenso en la pesca (Mohapatra *et al.*, 2007). La introducción del cultivo de camarón y la disminución de la pesca generaron resentimientos entre los pescadores tradicionales y los inmigrantes (Dujovny, 2009).

Para restaurar el lago, en 1991 el gobierno de Odisha creó la Autoridad de Desarrollo de Chilika, presidida por el primer ministro e integrada por representantes de alto rango de todos los departamentos pertinentes, así como por representantes de las comunidades pesqueras. Dicha Autoridad cuenta con programas para la restauración de cuencas, el monitoreo hidrobiológico, el desarrollo sostenible de la pesca, la conservación de la vida silvestre, la participación y el desarrollo comunitario y el desarrollo de capacidades.

En el año 2000 se creó un canal para reconectar el lago con el mar y para restaurar los regímenes hidrológico y de salinidad (Ghosh *et al.*, 2006), lo cual condujo a la recuperación de la pesca y la biodiversidad. En 2008 se inició un proceso integrado para la planeación de la gestión en el que participan las partes interesadas clave y los titulares de derechos con el fin de orientar la conservación del lago Chilika. Se desarrolló un marco para la planeación de la gestión (Kumar y Pattnaik, 2012), y en 2012 se hizo el lanzamiento de un plan.

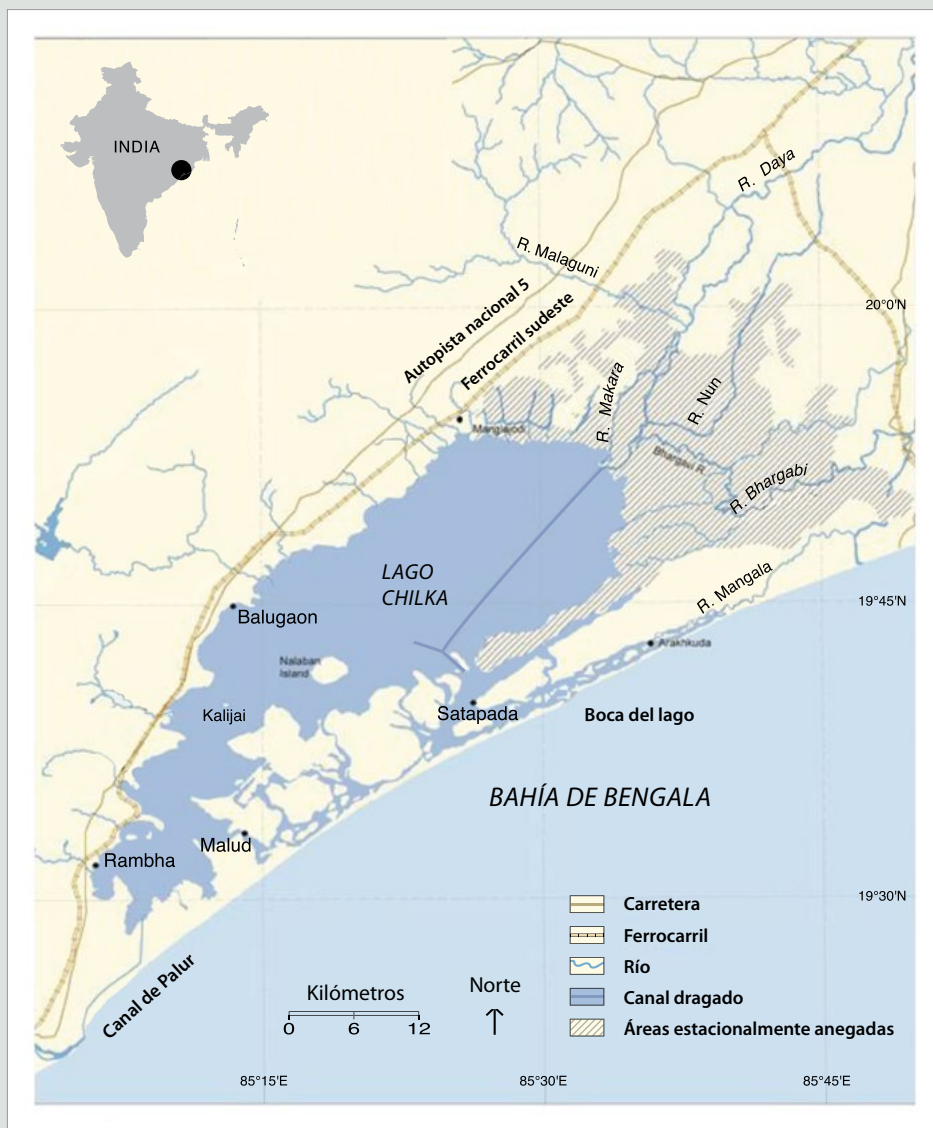


Figura 19.8 Laguna Chilika, India

Fuente: modificado de la Autoridad de Desarrollo de Chilika y Wetlands International

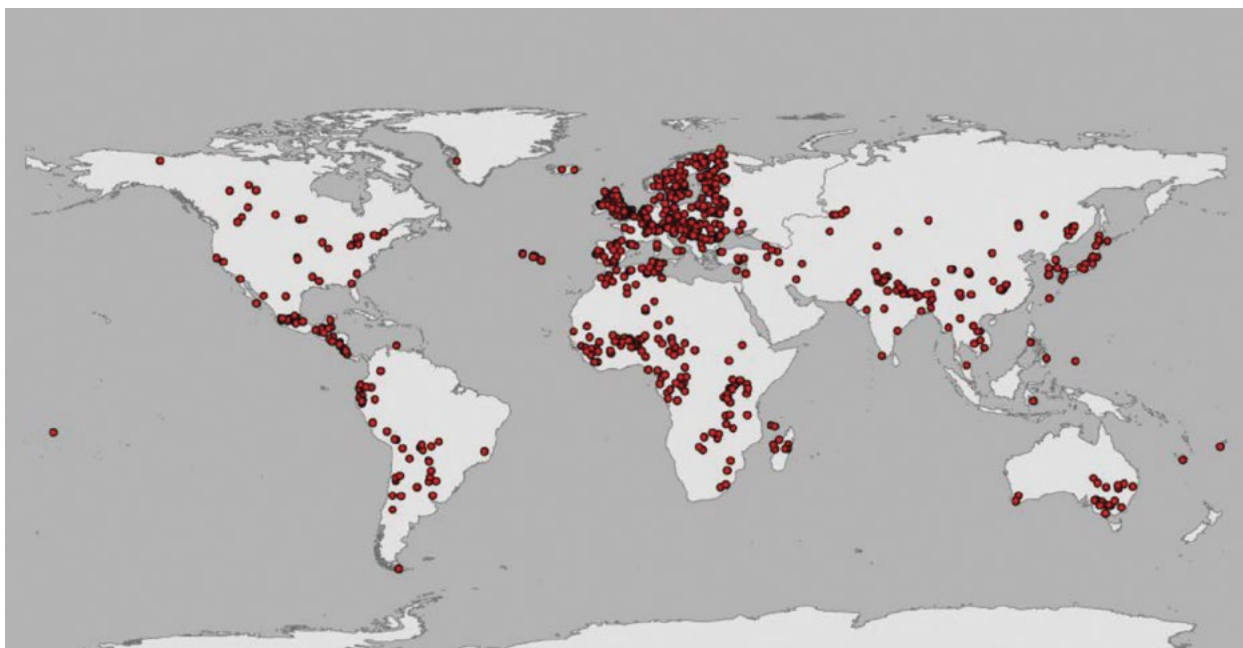


Figura 19.9 Distribución de los sitios Ramsar de agua dulce continental

Fuente: adaptado del Servicio de Información sobre Sitios Ramsar

Estos procesos ayudan a mantener los vínculos entre los estuarios y los sistemas terrestres, de agua dulce y marinos que los rodean. Hay muchas especies cuyas estrategias en su ciclo biológico dependen del movimiento entre estos sistemas, por lo cual es esencial que se mantengan las condiciones de boca abierta del estuario en el momento adecuado del año. Esto incluye muchas especies marinas de valor para la conservación y el comercio. Por consiguiente, los estuarios no deben manejarse como sistemas aislados (van Niekerk y Turpie, 2012).

Además de la cantidad de agua que entra a los estuarios, las actividades de captación e infraestructura también afectan la calidad de esta agua en términos de las cargas de sedimentos, nutrientes y otros contaminantes (Turner *et al.*, 2004). Esto puede provocar la sofocación de los hábitats, el aumento de la turbidez y la eutrofización—todo esto puede dar lugar a cambios significativos en las comunidades bióticas y extinciones a nivel local—. Si bien parte de la contaminación que llega a los estuarios proviene de sus usuarios y de los asentamientos adyacentes, en gran parte estos son problemas que vienen de toda la cuenca y requieren que los administradores de las áreas protegidas colaboren con las partes interesadas relevantes.

Por lo tanto, a fin de mantener el funcionamiento ecológico y la biodiversidad en un estado relativamente natural, la protección de un estuario implica asegurar que la cantidad y calidad de los caudales de agua dulce se mantengan lo más cerca posible de lo natural. En la realidad, los administradores de los estuarios tienen que lidiar con muchos

cambios que son difíciles de revertir en la medida deseada. Cuando este sea el caso, la protección de los estuarios puede implicar la imposición de medios artificiales, como la liberación de caudales de inundación de las represas y la apertura artificial de la boca del estuario. Estas intervenciones son mucho más complejas que tratar de mantener los procesos naturales y requieren una inversión considerable en investigación y monitoreo para diseñar estrategias que logren los objetivos de conservación. Un ejemplo es el lago Chilika (Estudio de caso 19.4).

Las principales presiones que deben abordarse dentro de los sistemas estuarinos son los desarrollos que invaden los hábitats del estuario, la recolección de recursos como peces y manglares, la acuicultura y la erradicación o control de especies exóticas invasoras (Perissinotto *et al.*, 2013). Gestionar el uso de un estuario implica hacer concesiones mutuas entre los diferentes tipos de valores que este puede generar (Turpie *et al.*, 2007). Por ejemplo, permitir la pesca de subsistencia tendrá un impacto en la provisión de servicios ecosistémicos, ya que los estuarios funcionan como áreas de cría que dan soporte a la pesca marina, y permitir un desarrollo y acceso excesivo tendrá un impacto sobre la biodiversidad del sistema y su valor como destino ecoturístico.

Para que la protección de los estuarios sea exitosa, es necesario realizar todas las siguientes intervenciones a escala local y nacional:

Estudio de caso 19.5 Humedales del Parque Nacional Kakadu, Australia

El Parque Nacional Kakadu (Categoría II de la UICN) está ubicado al este de Darwin, en el norte de Australia (Figura 19.10), y abarca aproximadamente veinte mil kilómetros cuadrados, incluida la mayor parte de la cuenca de captación del río Alligator South. Los humedales incluyen manglares, bajos intermareales con suelos salinos, llanuras de inundación de agua dulce, pequeños lagos (meandros abandonados), así como manantiales y pocetas (Finlayson y Woodroffe, 1996). La importancia de los humedales ha sido reconocida por la Convención de Ramsar y la Convención sobre la Protección del Patrimonio Mundial.

El parque es un paisaje cultural vivo que se administra conjuntamente por terratenientes indígenas tradicionales y el Gobierno Federal. El plan de manejo apoya la administración conjunta; pretende mantener una asociación sólida y exitosa entre los propietarios tradicionales, los gobiernos, la industria turística y los grupos de usuarios del parque, y contempla las mejores prácticas mundiales para el cuidado de la naturaleza y el turismo sostenible (Kakadu Board of Management, 2007, p. 8).

El plan de manejo y la descripción de las características ecológicas de Ramsar describen los principales problemas de gestión (BMT WBM, 2010). El parque cuenta con equipos activos de guardaparques que controlan las incursiones de malezas clave y animales introducidos. El cambio climático y el aumento del nivel del mar representan una amenaza creciente, con un mayor ingreso del agua salada en los humedales de agua dulce y el movimiento de los manglares hacia el interior. La extracción y el procesamiento de mineral de uranio en un enclave rodeado por el parque representan una amenaza constante para los humedales.

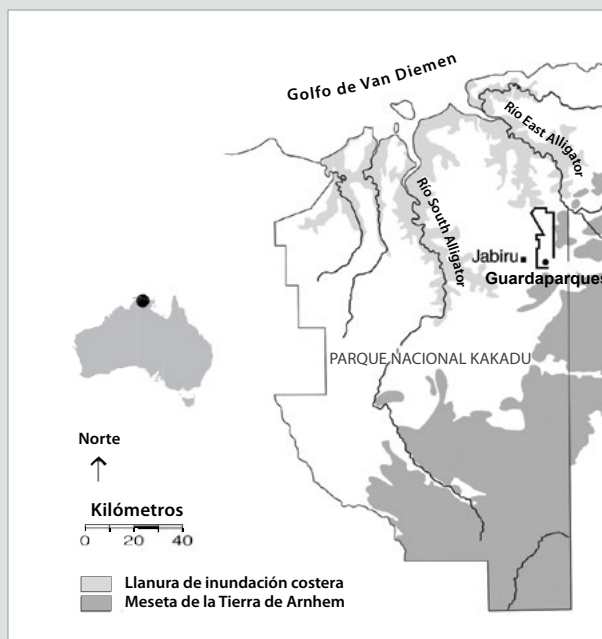


Figura 19.10 Parque Nacional Kakadu

Fuente: Servicio de Parques Nacionales de Estados Unidos, adaptado de © Clive Hilliker, Universidad Nacional de Australia

- Planeación integrada de la conservación que tenga en cuenta los procesos del paisaje y las compensaciones socioeconómicas (Turpie y Clark, 2007).
- Gestión de la cuenca de captación y establecimiento de los requerimientos del caudal ambiental para garantizar la provisión de agua en la cantidad y calidad adecuadas para mantener los estuarios protegidos en el estado de salud deseado (Adams, 2013).
- Planes de manejo para controlar los usos en pugna dentro de los estuarios.
- Restricción del uso consuntivo para priorizar la conservación de la biodiversidad y el suministro de servicios de regulación, tales como las áreas de cría para crustáceos y peces, el secuestro de carbono y la protección de las costas.
- Delineación de los límites de construcción de los desarrollos, no solo para proteger el valor del paisaje, sino también para acomodar la migración de la boca del estuario y los niveles de agua asociados con los cambios en el estado de la boca y el aumento del nivel del mar.

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2012) cuenta con más información para una buena gestión de los estuarios.



El río Ovens está protegido como un “río patrimonio” que fluye libremente, Australia

Fuente: Jamie Pittock

Gestión de áreas protegidas con agua dulce en el paisaje

Convención de Ramsar sobre humedales

La Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional surgió de las preocupaciones de los gobiernos y las ONG por conservar los humedales en proceso de disminución. Este fue el primer tratado ambiental moderno y se acordó en la ciudad iraní de Ramsar en 1971. La Convención de Ramsar también implementa el programa de

trabajo de aguas continentales en nombre del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y complementa las actividades de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (y tratados relacionados). Aunque otros tratados también cubren sitios o valores específicos, debido a su enfoque en los humedales, aquí se analiza en profundidad la Convención de Ramsar.

Las partes contratantes (países) en Ramsar deben designar al menos un humedal para su inclusión en la Lista de Humedales de Importancia Internacional, conocida como la Lista de Ramsar (Ramsar, 2008). Estos sitios son áreas protegidas y para su selección se utilizan nueve criterios (Tabla 19.3).

Tabla 19.3 Criterios para la inclusión de sitios en la lista Humedales de Importancia Internacional y objetivos a largo plazo para la Lista de Ramsar

Criterio específico	Objetivo a largo plazo
Contiene un ejemplo representativo, raro o único de un tipo de humedal natural o casi natural que se halla dentro de la región biogeográfica apropiada	Incluir al menos un representante adecuado de cada tipo de humedal, según el sistema de clasificación de Ramsar, que se encuentre dentro de cada región biogeográfica
Sustenta especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico, o comunidades ecológicas amenazadas	Incluir los humedales que se consideren importantes para la supervivencia de especies vulnerables, en peligro o en peligro crítico o comunidades ecológicas amenazadas
Sustenta poblaciones de especies vegetales o animales importantes para mantener la diversidad biológica de una región biogeográfica determinada	Incluir los humedales que se consideren importantes para mantener la diversidad biológica dentro de cada región biogeográfica
Sustenta especies vegetales o animales cuando se encuentran en una etapa crítica de su ciclo biológico, o les ofrece refugio cuando prevalecen condiciones adversas	Incluir los humedales que sean los más importantes para brindar hábitat a especies vegetales o animales durante las etapas críticas de su ciclo de vida o cuando prevalezcan condiciones adversas
Sustenta de manera regular una población de veinte mil o más aves acuáticas	Incluir todos los humedales que sustenten regularmente veinte mil aves acuáticas o más
Sustenta de manera regular el 1% de los individuos de una población de una especie o subespecie de aves acuáticas	Incluir todos los humedales que soporten regularmente el 1% o más de una población biogeográfica de una especie o subespecie de aves acuáticas
Sustenta una proporción significativa de las subespecies, especies o familias de peces autóctonos, etapas del ciclo biológico, interacciones de especies o poblaciones que son representativas de los beneficios o los valores de los humedales y contribuye de esa manera a la diversidad biológica del mundo	Incluir los humedales que sustenten una proporción significativa de subespecies, especies o familias y poblaciones de peces autóctonos
Es una fuente de alimentación importante para peces, es una zona de desove, un área de desarrollo y crecimiento o una ruta migratoria de la que dependen las existencias de peces dentro o fuera del humedal	Incluir los humedales que brinden importantes fuentes de alimento para peces, o que sean zonas de desove, áreas de cría o que se encuentren en su ruta migratoria
Sustenta habitualmente el 1% de los individuos de la población de una especie o subespecie dependiente de los humedales que sea una especie animal no aviaria	Incluir todos los humedales que alberguen regularmente el 1% o más de una población biogeográfica de una especie o subespecie de un animal no aviar

Fuente: Ramsar, 2008

Tabla 19.4 Número de humedales de agua dulce continental incluidos en la Lista de Ramsar en febrero de 2014

Región	Número de humedales	Área de los humedales (millones de km ²)	Número de humedales con planes de manejo
África	149 (19%)	71,2 (68%)	87 (58%)
Asia	105 (13%)	4,9 (5%)	74 (70%)
Europa	412 (52%)	5,5 (5%)	362 (85%)
Neotrópico	55 (7%)	16,8 (16%)	44 (80%)
Norteamérica	51 (6%)	3,7 (4%)	47 (92%)
Oceanía	23 (3%)	2,6 (2%)	23 (100%)
Total	795	104,7	637 (80%)

Fuente: Servicio de Información sobre Sitios Ramsar

La Convención tiene una amplia definición de humedales que incluye ecosistemas costeros, marinos, artificiales y continentales. Cada humedal designado cuenta con una descripción en una ficha informativa de Ramsar que incluye datos sobre parámetros científicos, de conservación y gestión, y un mapa para marcar los límites del sitio (Ramsar, 2009b). Se alienta a los países a establecer inventarios nacionales de humedales como base para promover la designación del mayor número posible de sitios de humedales apropiados. Para 2012, solo el 43% de los países había hecho un inventario. Un marco estratégico brinda una visión de la lista para “crear y mantener una red internacional de humedales que revistan importancia para la conservación de la diversidad biológica mundial y para el sustento de la vida humana debido a los componentes, procesos y beneficios/servicios de sus ecosistemas” (Ramsar, 2008, cláusula 6).

El marco estratégico tiene objetivos para:

- Establecer redes nacionales de sitios Ramsar que representen plenamente la diversidad de los humedales y sus funciones ecológicas e hidrológicas clave.
- Contribuir a mantener la diversidad biológica mundial mediante la designación y gestión de sitios de humedales apropiados.
- Fomentar la cooperación en la selección, designación y gestión de los sitios.
- Utilizar la red de sitios como una herramienta para promover la cooperación nacional, supranacional/regional e internacional con base en tratados ambientales complementarios (Ramsar, 2008).

En 2014, la lista contenía 2177 sitios que abarcaban 2,08 millones de kilómetros cuadrados, lo que representa el 16% del estimado de 12,8 millones de kilómetros cuadrados de humedales en todo el mundo (Finlayson *et al.*, 1999). En la Lista de Ramsar hay 795 humedales interio-

res de agua dulce, que abarcan un área total de 104,7 millones de kilómetros cuadrados (Figura 19.9; Tabla 19.4).

Otro requerimiento para los países en virtud de la Convención es preparar e implementar planes de manejo adecuados para los humedales incluidos en la Lista. La Tabla 19.4 muestra la extensión regional de los instrumentos de planeación de la gestión para los humedales continentales de agua dulce. La información provista no indica si los planes de manejo tienen una implementación total, si se actualizan de manera regular, o si son eficaces para lograr el objetivo establecido.

Los países se comprometen a hacer un uso racional de todos los humedales y a mantener sus características ecológicas —la combinación de los componentes, procesos y beneficios/servicios del ecosistema que caracterizan al humedal—. La Convención también registra informes sobre los cambios adversos en las características ecológicas de los sitios Ramsar (Finlayson *et al.*, 2011). Estos compromisos cuentan con el apoyo de un amplio conjunto de lineamientos para los administradores (Ramsar, 2011). Las revisiones de la implementación de la Convención sugieren que los sitios Ramsar tienen un estatus legal más fuerte y están mejor conservados que las áreas protegidas no Ramsar (Bowman, 2002). El Parque Nacional Kakadu en Australia es un ejemplo de un sitio Ramsar destacado (Estudio de caso 19.5).

Corredores de agua dulce

Los ríos son corredores naturales de la vida silvestre. El flujo de agua, nutrientes y sedimentos, al igual que el movimiento de especies a lo largo de las corrientes, generan hábitats consistentes en corredores riparios a través de los paisajes terrestres. Estos corredores riparios y de llanuras de inundación son particularmente biodiversos y suelen formar un hábitat clave para los animales en el paisaje terrestre (Naiman *et al.*, 1993). Tockner *et al.*

Estudio de caso 19.6 Millingerwaard, Países Bajos

El Millingerwaard es un área de antiguas tierras de cultivo en las llanuras de inundación a lo largo del río Rin (Figura 19.11). Durante dos décadas se han restaurado los bosques aluviales, las marismas, los pastizales naturales, las aguas superficiales y las dunas fluviales para la conservación de la naturaleza, el esparcimiento y la gestión de las inundaciones (Bekhuis *et al.*, 2005). Las ochocientas hectáreas son un sitio de Natura 2000 y un área de Categoría II de la UICN que es administrada por la Comisión Forestal del Estado.

Un acuerdo con compañías dedicadas a la extracción de arcilla y arena permitió la extracción de depósitos históricos de arcilla que seguían el relieve geográfico subyacente para descubrir la estructura natural del paisaje ribereño (Bekhuis *et al.*, 2005). De esta manera se mejoró la seguridad del río, ya que se permitió que tuviera espacio para manejar los picos de las inundaciones. A las llanuras de inundación han regresado especies como el castor europeo (*Castor fiber*), el tejón europeo (*Meles meles*), la cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y el pigargo europeo (*Haliaeetus albicilla*). Por la zona deambulan viejas razas de ganado

y caballos que se parecen a herbívoros extintos que, junto con los castores, los ciervos y los gansos, controlan la vegetación para mejorar la variedad espacial y crear hábitats para otras especies. Millingerwaard es un sitio de demostración de la visión “Ríos Vivos” desarrollada por el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) en los Países Bajos en la década de 1990 (Helmer *et al.*, 1992). El enfoque se ha replicado a lo largo de otras partes del río Rin para contribuir con la reducción del riesgo de inundación, el esparcimiento y la conservación de la biodiversidad.

Millingerwaard, ya restaurado, se ha convertido en un área recreativa muy popular, y se estima que la economía regional ha tenido un aumento de seis millones de euros al año (Bekhuis *et al.*, 2005). Los factores de éxito incluyen la cooperación entre las empresas y las agencias de gestión de la naturaleza y el agua, y los beneficios económicos de la recreación. Los desafíos incluyen el mantenimiento de altos valores naturales y la seguridad durante las inundaciones, por ejemplo, los refugios no inundables para los herbívoros silvestres pueden obstruir el flujo del río.



Restauración de las llanuras de inundación, río Rin, en Millingerwaard, Países Bajos

Fuente: Dirk Oomen, Stroming Ltd.

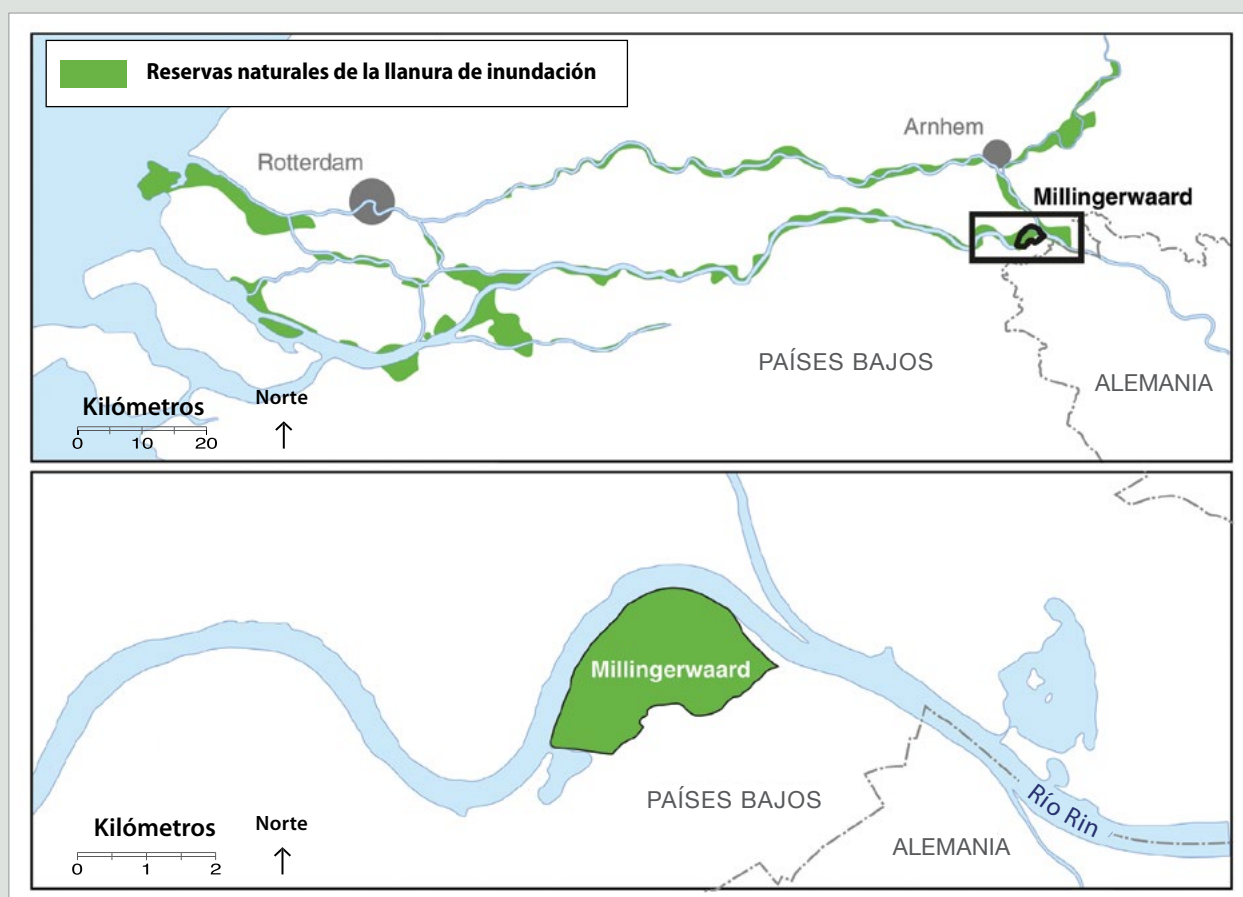


Figura 19.11 Millingerwaard, Países Bajos; se muestran las reservas naturales desarrolladas a lo largo del río Rin

Fuente: © Clive Hilliker, Universidad Nacional de Australia

(2008, p. 51) concluyen que “en la mayoría de las regiones del mundo, en las llanuras de inundación se encuentran muchas más especies de plantas y animales que en cualquier otra unidad de paisaje”.

En consecuencia, el mantenimiento y la restauración de los corredores riparios son prioridades de conservación tanto para los ecosistemas de agua dulce como para los terrestres.

La restauración de los bosques riparios puede generar beneficios considerables (Lukasiewicz *et al.*, 2013). Los bosques riparios no solo desempeñan un papel clave en el suministro de materia orgánica que impulsa la cadena alimentaria acuática, sino también forman un hábitat físico, filtran los contaminantes y mantienen una temperatura adecuada en el agua. Como resultado de su evolución geomórfica, los ríos ofrecen los gradientes de elevación más suaves en el paisaje y, por lo tanto, en el escenario del cambio climático, son los corredores ideales para los cambios en la distribución de muchas especies.

Una cuestión clave para los administradores que restauran los corredores riparios en áreas donde se compite por el uso de la tierra es “qué tan ancho es suficiente”. La respuesta simple es “lo más ancho posible”, pero en cada caso se requiere una evaluación específica (Spackman y Hu-

ghes, 1995). La respuesta más sencilla podría ser “lo suficientemente ancho para permitir el desarrollo completo del dosel con el fin de maximizar la sombra a lo largo del cuerpo de agua relevante y formar un microclima méxico (húmedo) adecuado”. Con frecuencia, la vegetación riparia es espesa, forma una sombra extensa y reduce el movimiento del aire, lo cual forma un microclima méxico que alberga especies particulares y resiste los incendios. Una respuesta más cercana al ideal es que debería restaurarse todo el ancho de los terrenos riparios que se inundan de manera regular, esto incluye, la llanura de inundación que se distingue por la vegetación y los suelos de humedales (DWAF, 2008; Kotze *et al.*, 1996).

En los últimos años se han iniciado proyectos de conexión a escala del paisaje (véase el Capítulo 27) en muchas regiones del mundo, incluidas Australia, Estados Unidos y Europa (Wyborn, 2011; Fitzsimons *et al.*, 2013). Asombrosamente, muy pocas de estas iniciativas se centran en los corredores fluviales, a diferencia de muchos proyectos de conexión que están repletos de barreras biofísicas. Las excepciones son los programas de restauración de las llanuras de inundación que buscan un “espacio para los ríos” a lo largo de los ríos principales, como los que se encuentran a lo largo del Danubio



Planeación para la conservación del agua dulce por parte de agencias nacionales y provinciales en Sudáfrica

Fuente: Dirk Roux

(Ebert *et al.*, 2009) y el Rin (Caso de estudio 19.6). Tales programas combinan la restauración del hábitat, el establecimiento de corredores y la adaptación al cambio climático basada en los ecosistemas, así como la reducción en el riesgo de inundación.

Planeación de cuencas de captación y del agua

El uso antropogénico de la tierra es un impulsor crítico de las condiciones terrestres que afectan directamente la estructura, la función y la resiliencia de los ecosistemas acuáticos (Dudgeon *et al.*, 2006), incluso dentro de las áreas protegidas. Diferentes lugares dentro de una cuenca de captación sostendrán varias rutas de movimiento para los elementos bióticos y abióticos, que a su vez impulsan diferentes procesos acuáticos (Figura 19.12). Por lo general, las cuencas de captación de los ríos no coinciden con los límites de las propiedades humanas, incluidos los límites de las áreas protegidas (Figura 19.13), lo cual exige que los administradores participen en la planeación del uso de la tierra y el agua en toda la cuenca de captación fuera de las áreas protegidas. Estos procesos pueden incluir la formulación de la visión para las cuencas de captación, los escenarios y las concesiones mutuas respecto al uso y asignación del agua, y el otorgamiento de licencias de agua para nuevos desarrollos fuera del área protegida.

19. Gestión de áreas protegidas de agua dulce, ríos, humedales y estuarios

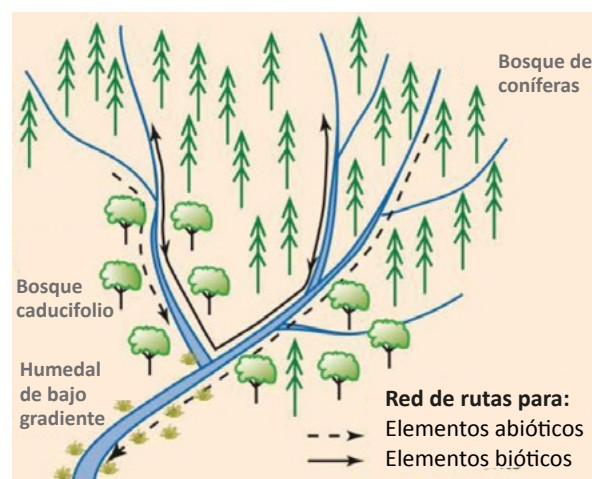


Figura 19.12 Rutas de movimiento ecológico: en un sistema de corriente las rutas de movimiento difieren entre los elementos bióticos y los abióticos; los elementos abióticos deben moverse en la dirección de la corriente de agua, en comparación con los elementos bióticos que también pueden moverse contra la corriente del río

Fuente: Departamento de Agricultura de EE.UU.

Por desgracia, la gestión de la conservación suele estar separada del manejo de los recursos hídricos (Gilman *et al.*, 2004). No obstante, las autoridades del área protegida tienen la responsabilidad por mandato de participar en la planeación de la conservación del agua dulce. Cuando no exista una planeación proactiva del desarrollo a nivel regional, las autoridades de áreas protegidas deben catalizar estos procesos. Dichos enfoques de planeación proactiva ayudarán a garantizar que en las áreas protegidas aguas abajo se satisfagan la calidad y la asignación de agua necesarias para la conservación de los sistemas de agua dulce (Estudio de caso 19.7). Si el área protegida se encuentra en la cabecera de una cuenca de captación, es posible que las autoridades del área protegida también quieran buscar oportunidades para compartir los beneficios del agua suministrada con las comunidades aguas abajo. Por lo tanto, las autoridades del área protegida actúan como poderosas partes interesadas y negociadores respecto a la conservación del agua dulce dentro de los procesos integrados para la gestión de recursos hídricos. Cuando se requiera un desarrollo hídrico (por ejemplo, la construcción de represas y otros sistemas hídricos) aguas arriba de un área protegida, los administradores deben insistir en el establecimiento y aplicación de los requerimientos de caudales ambientales para mantener los ecosistemas (Tabla 19.2; Hirji y Davis, 2009).

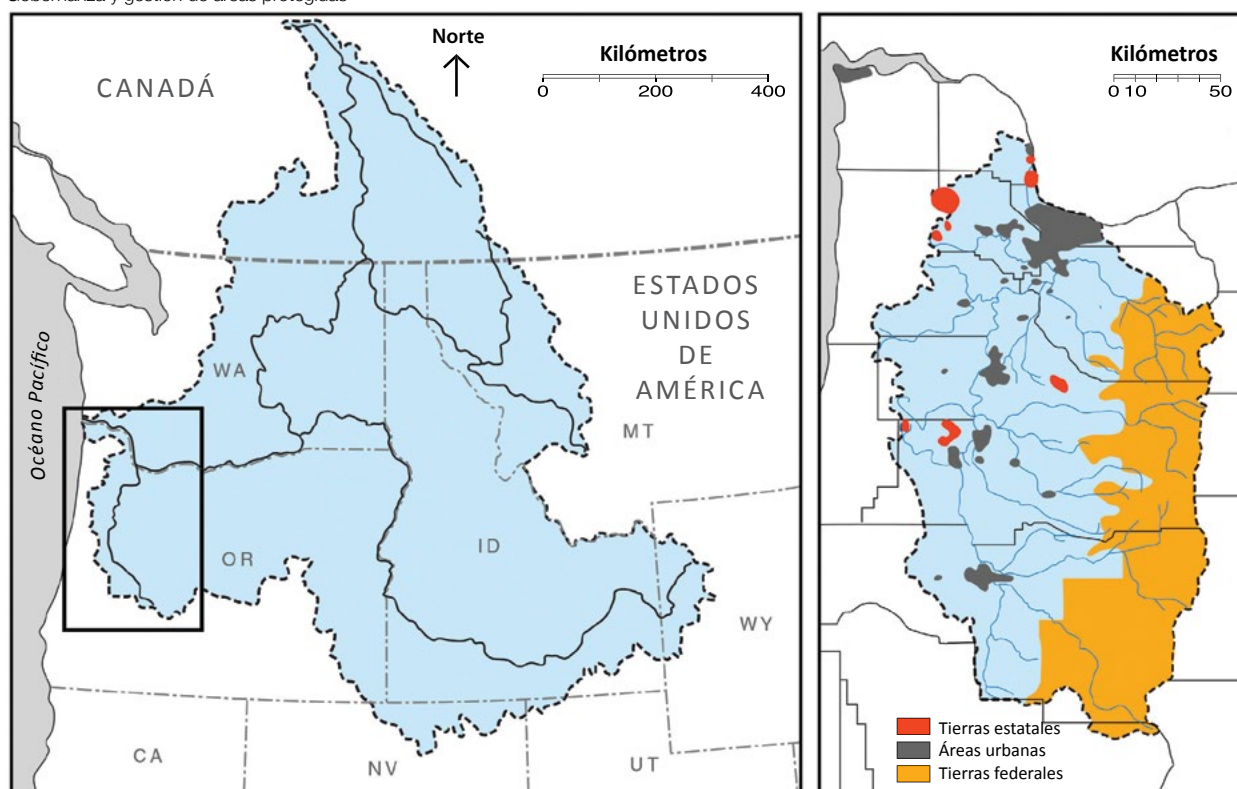


Figura 19.13 Cuencas de captación y límites jurisdiccionales: la cuenca de captación del río Columbia cruza fronteras internacionales y estatales/provinciales; la cuenca de captación más pequeña del río Willamette cruza múltiples fronteras del gobierno local y tenencias de tierras divididas entre el Gobierno Federal de los EE.UU.; el Estado de Oregon y propiedades privadas

Fuente: © Clive Hilliker, Universidad Nacional de Australia

Los planes de gestión de las cuencas de captación son un medio para integrar los diversos usos de suelos y aguas, al igual que sus propietarios, que en conjunto pueden influir directa o indirectamente en la calidad de un sistema fluvial compartido (Abell *et al.*, 2007; Russi *et al.*, 2013). Estos planes son oportunidades para que los administradores de áreas protegidas influyan favorablemente en las partes interesadas, los titulares de derechos y los usuarios de tierras en la vecindad (Estudio de caso 19.3). Por lo general, los ejemplos exitosos de gestión y planeación de las cuencas de captación involucran la colaboración entre los titulares de derechos y las partes interesadas comunitarias, gubernamentales y no gubernamentales. Existen ejemplos documentados en Estados Unidos (Flitcroft *et al.*, 2009), Australia (Curtis y Lockwood, 2000), Sudáfrica (King y Brown, 2010) y Europa (Warner *et al.*, 2013). Cada vez hay más ejemplos de lo que funciona y lo que no (Sadoff *et al.*, 2008).

En todo el mundo se utilizan muchos nombres para la gestión de las cuencas de captación. Por lo general, el sector hídrico utiliza “gestión integrada de recursos hídricos” para la gestión entre los sectores que utilizan el agua y las partes interesadas/titulares de derechos (GWP, 2000). Para centrarse en las unidades ecológicas, muchas organizaciones se han enfocado en la

“gestión integrada de cuencas hidrográficas” (WWF, 2003) y la “gestión integrada de cuencas lacustres” (como se discutió anteriormente). En Norteamérica, el término “cuencas” suele aplicarse a las cuencas de captación. El concepto también se aplica a la gestión de cuencas de aguas subterráneas. Independientemente de la jerga, una buena gestión de las cuencas de captación involucra a múltiples partes interesadas y titulares de derechos en la aplicación de una visión común para manejar de forma sostenible una cuenca compartida. Definir y gestionar los niveles sostenibles de extracción de agua y de la calidad del agua son elementos comunes y reforzarán los esfuerzos de conservación dentro de las áreas protegidas.

Los foros de aprendizaje ayudan a construir un entendimiento, una visión y una política comunes alrededor del uso y la protección del agua, que son fundamentales para estimular la cooperación necesaria en apoyo a la sostenibilidad de los recursos hídricos (Ison y Watson, 2007). Con este fin, los administradores de áreas protegidas deben convocar o participar en foros de aprendizaje intersectoriales para una gestión integrada y eficaz de los recursos hídricos. A nivel comunitario, el personal de las áreas protegidas puede enfocarse principalmente en construir relaciones de confianza con

Estudio de caso 19.7 Humedales Ramsar de la cuenca del Murray-Darling, Australia

La cuenca del Murray-Darling abarca alrededor de un millón de kilómetros cuadrados (o una séptima parte) de Australia (Figura 19.14). Grandes bosques de llanuras de inundación y otros humedales cubren más de 5,7 millones de hectáreas (5,6% de la cuenca), con 636.300 hectáreas designadas como dieciséis sitios Ramsar (Pittock *et al.*, 2010). La tenencia de estos sitios incluye reservas naturales (Categoría II de la UICN) administradas por gobiernos estatales y ONG, reservas forestales y de caza (Categoría VI de la UICN) administradas por gobiernos estatales, y pequeños terrenos pastoriles de gestión privada (Categoría VI de la UICN). Las aguas de la cuenca sufren una explotación tal que la media anual de los caudales al final del río ha disminuido a un 29% de los niveles previos al desarrollo. Grandes áreas de humedales se han visto afectadas por los cambios en los caudales, la desecación, la salinidad y la generación de sulfato ácido (Pittock y Finlayson, 2011).

En 2007-2008 se adoptó la Ley Nacional del Agua con base en las obligaciones de Australia de implementar el

Convenio sobre la Diversidad Biológica y la Convención de Ramsar, y exige la conservación de activos ambientales clave y de las funciones y servicios ecosistémicos (Pittock *et al.*, 2010).

En 2012 se adoptó un plan para la cuenca, que para el año 2024 podría generar un reintegro al medio ambiente de hasta tres mil doscientos gigalitros por año (29% del agua desviada para consumo). Los derechos adquiridos del agua son propiedad y se gestionan de manera independiente para la conservación por parte de Commonwealth Environmental Water Holder, una entidad del Gobierno Federal (Connell, 2011).

Las intervenciones de ingeniería conocidas como “obras y medidas ambientales” se realizan en un intento de conservar la biodiversidad de los humedales con menos agua. Estas intervenciones conllevan el riesgo de interrumpir la conectividad del hábitat y de aumentar la concentración de sal en los humedales, y dependen de las operaciones y el mantenimiento oportunos del gobierno estatal (Pittock *et al.*, 2012). Aunque es importante restaurar los caudales

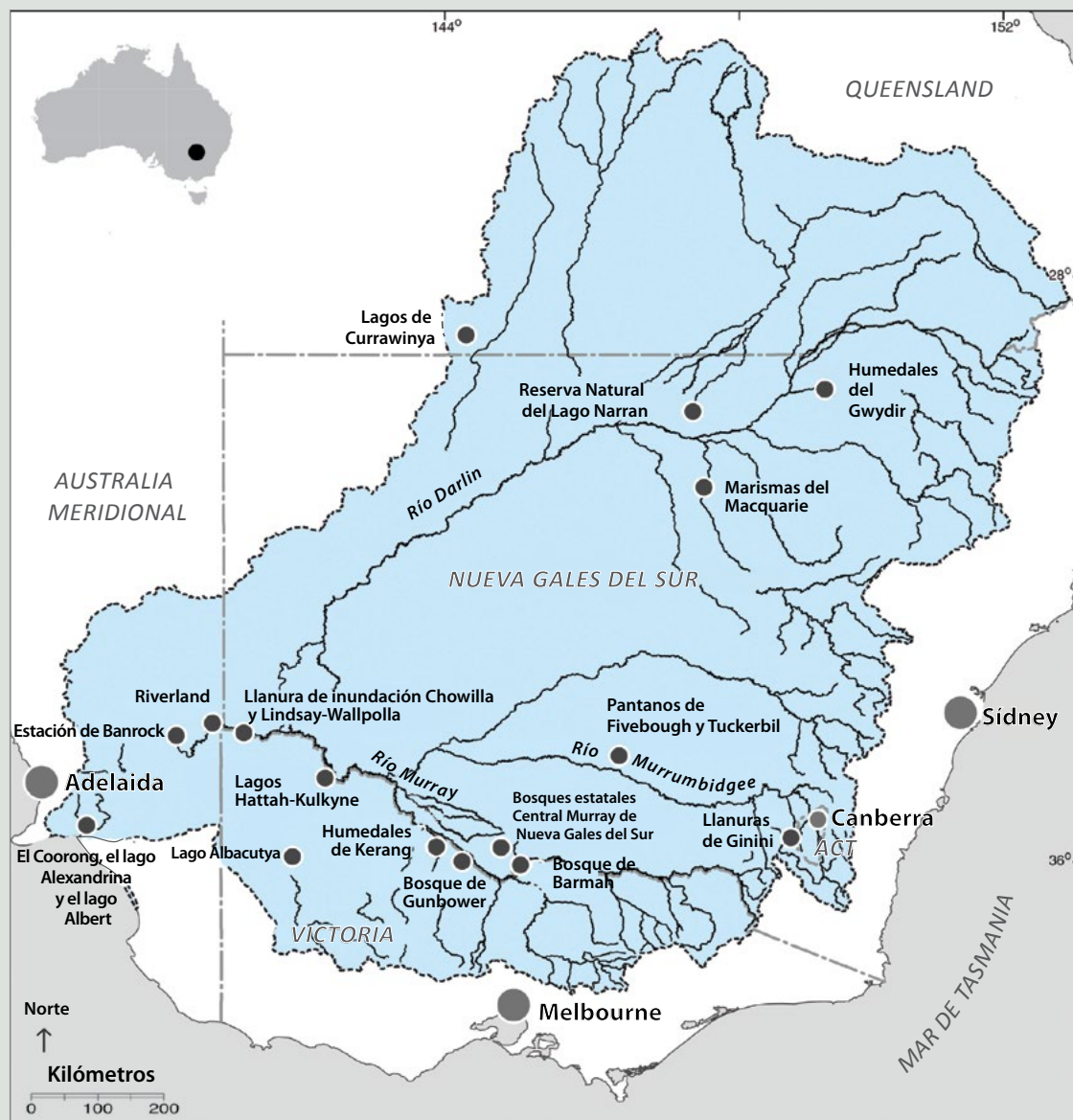


Figura 19.14 Cuenca del Murray-Darling; se muestra la ubicación de dieciséis humedales Ramsar designados

Fuente: © Clive Hilliker, Universidad Nacional de Australia

adecuados, se han pasado por alto otras acciones importantes, incluida la restauración de los bosques riparios, la protección de los ríos que fluyen libremente, la reingeniería de represas para eliminar la contaminación del agua fría y la restauración del paso de los peces (Pittock y Finlayson, 2011). Dado que el plan de la cuenca se someterá a revisión al menos cada diez años, existe un mayor potencial para una gestión adaptativa adicional de las asignaciones de agua y otras medidas.



Necesita agua: Bottle Bend, una llanura de inundación desecada, acidificada y salinizada, río Murray, Australia

Fuente: Jamie Pittock

otras partes interesadas y titulares de derechos locales en las cuencas de captación, siempre en la búsqueda de un acuerdo común sobre cómo satisfacer colectivamente las necesidades de todos (Etienne *et al.*, 2011). A nivel administrativo, es necesaria la participación con los responsables de la toma de decisiones sobre los recursos hídricos para garantizar que sus procesos políticos estén en línea con las necesidades del área protegida (Collins *et al.*, 2009). A nivel de los sistemas de áreas protegidas, estos foros deberían buscar una visión común y una cooperación intersectorial entre los departamentos (Roux *et al.*, 2008).

Cambio climático

El clima tiene conjuntos de influencias primarias, directas e indirectas sobre la ubicación, la fenología y la expresión fenotípica de un cuerpo de agua, y sobre las interacciones dentro de las poblaciones y entre las especies (Parmesan, 2006). Los caudales y la biota dependiente están íntimamente relacionados con el clima (Poff y Matthews, 2013). El cambio climático verá la extensión del rango de “nuevas” especies nativas en las áreas protegidas, y esto puede indicar una adaptación autónoma efectiva en lugar de una invasión de especies a la que debe hacerse resistencia. Del mismo modo, las disminuciones en la abundancia pueden ser evidencia de un cambio de rango. Será necesario monitorear y manejar las especies a escala regional (Poff *et al.*, 2010). Las especies más sésiles o aisladas pueden necesitar ayuda para dispersarse y establecerse en nuevos hábitats (Hannah, 2010). Además, la gestión para una comunidad ecológica bajo una definición estática puede ser contraproducente para una gestión adaptativa y eficaz para el cambio climático (Matthews *et al.*, 2011; Catford *et al.*, 2012).

Se ha propuesto una serie de intervenciones para la adaptación al cambio climático, las cuales están encaminadas a conservar mejor la biodiversidad de los sistemas de agua dulce en las áreas protegidas de humedales y los sistemas fluviales, incluido un conjunto de opciones descritas en Australia (Arthington, 2012; Lukasiewicz *et al.*, 2013). Tales intervenciones implican identificar y priorizar la conservación de partes del paisaje de agua dulce que puedan ser más resilientes al cambio climático y que puedan ofrecer refugios, como los tramos de ríos bajo la sombra de montañas, o aquellas que forman corredores que puedan permitir que las especies se muevan a hábitats más favorables. Otra opción es manejar los caudales ambientales para contrarrestar los impactos del cambio climático (Olden y Naiman, 2010; Poff y Matthews, 2013). En general, estas medidas sobre el caudal solo son posibles en ríos con represas operables (Pittock y Hartmann, 2011). Estos enfoques requieren que las instituciones de gestión mantengan la infraestructura y tomen decisiones oportunas, por ejemplo, para liberar agua de las represas. Por el contrario, los ríos que fluyen libremente no requieren una gestión cotidiana que brinde los caudales necesarios para conservar las especies acuáticas, pero pueden estar en riesgo ante los cambios inducidos por el clima que no puedan abordarse sin infraestructura (Pittock y Finlayson, 2011).

Muchas medidas de adaptación son medidas “sin efectos negativos” que ofrecen beneficios para el medio ambiente y las personas, independientemente del cambio climático. Un ejemplo es la restauración de los bosques riparios para brindar sombra a los ecosistemas

adyacentes de agua dulce y proporcionar otros beneficios de conservación (Davies, 2010). En Millingerwaard (Estudio de caso 19.6), la restauración de las llanuras de inundación del río Rin, como una medida de adaptación al cambio climático, reduce el riesgo de inundación y conserva la biodiversidad. Los cobeneficios para los diferentes grupos de personas asociados con estas medidas de adaptación sin efectos negativos brindan oportunidades para que las partes interesadas y los titulares de derechos generen un mayor apoyo a la conservación.

Actualizar los estándares de seguridad de la infraestructura hídrica existente frente al cambio climático ofrece oportunidades para que los administradores de áreas protegidas puedan garantizar cambios adicionales que ayuden a la adaptación de la biodiversidad, como instalar pasos para los peces en las represas (Matthews *et al.*, 2011; Pittock y Hartmann, 2011). Las intervenciones de ingeniería propuestas que usan menos agua para conservar la biodiversidad acuática, conocidas como “gestión ambiental de la demanda de agua” u “obras y medidas ambientales”, son políticamente atractivas, pero conllevan el riesgo de impactos ambientales imprevistos y fallas de gestión, y deben considerarse con precaución (Pittock *et al.*, 2012; Estudio de caso 19.7).

La infraestructura incluye componentes hidroecológicos del paisaje, tanto “naturales” como artificiales. Muchas instituciones promueven una mayor conservación del medio ambiente para aumentar la adaptación y la resiliencia ante los impactos del cambio climático. La jerga usada para describir este enfoque incluye “infraestructura verde”, “capital natural”, “gestión de ecosistemas”, “adaptación basada en ecosistemas” y “servicios ecosistémicos” (IEMP, 2011). A menudo, estos enfoques favorecen la conservación de los ecosistemas de agua dulce.

Con mucha frecuencia, los encargados de la toma de decisiones fijan su atención en una intervención cuando cada opción de adaptación tiene riesgos y costos, así como beneficios que deben identificarse. La adopción de un conjunto de intervenciones diferentes pero complementarias puede repartir el riesgo, maximizar los beneficios y evitar resultados nocivos. Un ejemplo es el uso de caudales ambientales en los ríos regulados en conexión con la protección de los ríos que fluyen libremente. Con esto en mente, Lukasiewicz *et al.* (2013) desarrollaron un marco a escala de la cuenca de captación para trabajar con las partes interesadas y los titulares de derechos a fin de evaluar los riesgos, los costos y los beneficios de las opciones para la adaptación al cambio climático. Ya que el cambio climático afectará la mayoría de las áreas protegidas, si no todas, estas medidas pueden ayudar a que los administradores evalúen las prioridades y logren los mejores resultados posibles (véase el Capítulo 17).



Las cascadas Yellowstone y el Gran Cañón del río Yellowstone, Parque Nacional Yellowstone, EE.UU.; un sitio patrimonio mundial. Este extraordinario río es un afluente no perturbado del río Missouri, que luego desemboca en el río Mississippi antes de que las aguas lleguen al Golfo de México

Fuente: Graeme L. Worboys

Conclusión

Si bien el área de la Tierra que alberga ecosistemas de agua dulce y estuarios es relativamente pequeña, la biodiversidad que estos sistemas contienen está particularmente amenazada a escala global. Describimos las características de diversos tipos de ecosistemas y cómo su conservación es crítica para una misión fundamental de los administradores de áreas protegidas, que es la conservación de la biodiversidad.

Los ecosistemas de agua dulce son difíciles de conservar porque los procesos ecológicos que los impulsan, en particular los caudales, se ven fácilmente alterados por las demandas de energía, alimentos y agua de las personas.

Las personas viven de los sistemas de agua dulce y los cambian irrevocablemente, y aunque esto crea desafíos, también genera oportunidades para que los administradores de áreas protegidas ganen nuevos públicos y defensores.

Hay dos reglas de oro para mantener o restaurar la biodiversidad de los sistemas de agua dulce. La primera, conservar la calidad, el momento y el volumen de los caudales. La segunda, garantizar que se mantenga la conectividad a lo largo de los ríos, entre los cuerpos de agua y sus llanuras de inundación, y verticalmente con la variabilidad natural en la profundidad de los cuerpos de agua y la conectividad con las aguas subterráneas. En este capítulo se explicó por qué es fundamental y cómo los administradores de áreas protegidas pueden involucrar a otras partes interesadas y titulares de derechos en la gestión del agua a escala del paisaje. Instamos a los administradores a cuestionar a los proponentes y operadores de desarrollos, de tal forma que se garantice que la infraestructura hídrica existente y la nueva sean esenciales, y de ser así, que las estructuras y los regímenes de gestión incorporen medidas de mitigación como los caudales ambientales y la instalación de pasos para los peces. Dentro de las áreas protegidas, la vida silvestre y las actividades de los visitantes suelen centrarse en los cuerpos de agua, lo que los convierte en un objetivo y un desafío para sus administradores.

Muchas áreas protegidas con un enfoque terrestre implican compensaciones e intervenciones que inconscientemente degradan los hábitats de agua dulce. Los desarrollos de energía hidroeléctrica y para el suministro de agua que establecen o financian áreas protegidas en las cuencas de captación pueden hacerlo a expensas de la biodiversidad de agua dulce. Bajo estas circunstancias, los administradores tienen la obligación de garantizar que se conserve la biodiversidad de los sis-

temas de agua dulce de la manera más efectiva posible a lo largo de todo el curso de los ríos.

En muchas partes del mundo, la realidad del cambio climático exacerbará la competencia por el agua dulce entre las personas y los ecosistemas. Los administradores de áreas protegidas deben contemplar los conflictos y sinergias positivas que existen entre las diferentes medidas para el agua respecto a la mitigación y la adaptación al cambio climático. Por ejemplo, la plantación de árboles para secuestrar carbono normalmente disminuirá los caudales de los ríos, mientras que el reforzamiento de las represas para enfrentar mayores extremos climáticos brindará oportunidades para mitigar los impactos ecológicos, como la instalación de pasos para los peces y la provisión de caudales ambientales. Además, los ríos son los corredores paisajísticos naturales con caudales, nutrientes, especies y gradientes variables, que no solo conectan las áreas protegidas, sino también sirven como medio de adaptación al cambio climático.

Conservar los ecosistemas de agua dulce también implica oportunidades para asegurar el futuro de las áreas protegidas. El interés de las personas, no solo por el agua limpia y segura, sino también por los ecosistemas de agua dulce, es una oportunidad para involucrar a los vecinos y al público en general en las actividades colaborativas de gestión y visión.

Por supuesto, la conservación de cada ecosistema está vinculada con los resultados de otros, y en ningún caso más que en las áreas protegidas de agua dulce y marinas. Los ríos y muchos acuíferos desembocan en el mar, y con ellos llevan nutrientes que alimentan, o contaminantes y limo que sofocan a las comunidades marinas. Los ríos y estuarios son criaderos críticos para muchas especies principalmente marinas y requieren una gestión integrada.

Referencias



Lecturas recomendadas

- Abell, R.; Allan, J.D. y Lehner, B. (2007). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*, 134, 48-63.
- Thieme, M.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Contreras-Balderas, S.; Bussing, W.; Stiassny, M.L.J.; Skelton, P.; Allen, G.R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Ng, R.; Sindorf, N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, J.; Heibel, T.J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; Lopez, H.L.; Reis, R.E.; Lundberg, J.G.; Sabaj Perez, M.H. y Petry, P. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience*, 58, 403-414.
- Adams, J.B. (2013). A review of methods and frameworks used to determine the environmental water requirements of estuaries. *Hydrological Sciences Journal*, 59, 451-465.
-  Arthington, A.H. (2012). *Environmental Flows: Saving rivers in the third millennium*. Berkeley: University of California Press.
- Bunn, S.E.; Poff, N.L. y Naiman, R.J. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16, 1311-1318.
- Naiman, R.J.; McClain, M.E. y Nilsson, C. (2010). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55, 1-16.
- Rall, J.L.; Kennard, M.J. y Pusey, B.J. (2003). Environmental flow requirements of fish in Lesotho rivers using the DRIFT methodology. *River Research and Applications*, 19, 641-666.
- Balian, E.V.; Segers, H.; Martens, K. y Lévêque, C. (2008). The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. En: E.V. Balian, C. Lévêque, H. Segers y K. Martens (eds.). *Freshwater Animal Diversity Assessment*, Vol. 198, Países Bajos: Springer.
- Barron, O.; Froend, R.H.; Hodgson, G.; Ali, R.; Dawes, W.; Davies, P. y McFarlane, D. (2013). Projected risks to groundwater-dependent terrestrial vegetation caused by changing climate and groundwater abstraction in the Central Perth Basin, Western Australia. *Hydrological Processes*. Doi:10.1002/hyp.10014
- Baumgartner, L.J.; Reynoldson, N.K.; Cameron, L. y Stanger, J.G. (2009). Effects of irrigation pumps on riverine fish. *Fisheries Management and Ecology*, 16, 429-437.
- Bekhuis, J.; Litjens, G. y Braakhekke, W. (2005). *A Policy Field Guide to the Gelderse Poort: A new, sustainable economy under construction*. Zeist, Países Bajos: WWF.
- Biggs, H. y Rogers, K.H. (2003). An adaptive system to link science, monitoring and management in practice. En: J.T. du Toit, K.H. Rogers y H.C. Biggs (eds.). *The Kruger Experience: Ecology and management of savanna heterogeneity*, pp. 59-80. Washington D.C.: Island Press.
- BioFresh. (2013). BioFresh data portal, BioFresh Project, Berlin. data.freshwaterbiodiversity.eu/
- BMT WBM. (2010). *Ecological Character Description for Kakadu National Park Ramsar Site*. Department of Sustainability. Canberra: Environment, Water, Population and Communities.
- Borja, A.; Basset, A.; Bricker, S.; Dauvin, J.-C.; Elliott, M.; Harrison, T.D.; Marques, J.-C.; Weisberg, S.B. y West, R. (2011). Classifying ecological quality and integrity of estuaries. En: E. Wolanski y D. McLusky (eds.). *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, pp. 125-162. Waltham, Estados Unidos: Academic Press.
- Bossio, D.; Geheb, K. y Critchley, W. (2010). Managing water by managing land: addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods. *Agricultural Water Management*, 97, 536-542.
- Bovee, K.D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the IFIM*. Report FWS/OBS-82/26. Fort Collins, Estados Unidos: US Fish and Wildlife Service.

- Bowman, M. (2002). The Ramsar Convention on Wetlands: has it made a difference? En: O.S. Stokke y Ø.B. Thommessen (eds.). *Yearbook of International Co-Operation on Environment and Development 2002/2003*, pp. 61-68. Londres: Earthscan.
- Bowman, B.; Higgs, S.; Maclin, E.; McClain, S.; Sicchio, M.; Amy Souers, A.; Johnson, S. y Brian Graber, B. (2002). *Exploring Dam Removal: A decision-making guide*. Washington D.C. y Madison: American Rivers and Trout Unlimited.
- Brisbane Declaration. (2007). *The Brisbane Declaration*. Recuperado de: www.efflownet.org/
- Brits, J.; van Rooyen, M.W. y van Rooyen, N. (2002). Ecological impact of large herbivores on the woody vegetation at selected watering points on the eastern basaltic soils in the Kruger National Park. *African Journal of Ecology*, 40, 53-60.
- Bruijnzeel, L.A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 104, 185-228.
- Bunn, S.E. y Arthington, A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30, 492-507.
- Campbell-Grant, E.H.; Lowe, W.H. y Fagan, W.F. (2007). Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters*, 10, 165-175.
- Catford, J.; Naiman, R.; Chambers, L.; Roberts, J.; Douglas, M. y Davies, P. (2012). Predicting novel riparian ecosystems in a changing climate. *Ecosystems*, 16, 382-400.
- Chape, S.; Spalding, M. y Jenkins, M.D. (2008). *The Worlds Protected Areas*. Berkeley: UNEP-WCMC, University of California Press.
-  Chatterjee, A.; Phillips, B. y Stroud, D.A. (2008). *Wetland Management Planning: A guide for site managers*. Gland: WWF, Wetlands International, IUCN y Ramsar Convention Secretariat.
- Chessman, B.C. (2013). Do protected areas benefit freshwater species? A broad-scale assessment for fish in Australias Murray-Darling Basin. *Journal of Applied Ecology*, 50, 969-976.
- Collier, K.J. (2011). The rapid rise of streams and rivers in conservation assessment, *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 397-400.
- Collins, K.; Colvin, J. y Ison, R. (2009). Building “learning catchments” for integrated catchment managing: designing learning systems based on experiences in the UK and South Africa. *Water Science and Technology*, 59, 687-693.
- Commonwealth of Australia. (2012). *Basin Plan*. Canberra: Commonwealth of Australia.
- Connell, D. (2011). The role of the Commonwealth Environmental Water Holder. En: D. Connell y R.Q. Grafton (eds.). *Basin Futures: Water reform in the Murray-Darling Basin*, pp. 327-338. Canberra: ANU Press.
- Convention on Biological Diversity (CBD). (2010). *X/28. Inland waters biodiversity*, UNEP/CBD/ COP/DEC/X/28. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Curtis, A. y Lockwood, M. (2000). Landcare and catchment management in Australia: lessons for state-sponsored community participation. *Society and Natural Resources: An International Journal*, 13, 61-73.
- Darwall, W.R.T.; Smith, K.G.; Allen, D.J.; Holland, R.A.; Harrison, I.J. y Brooks, E.D.E. (2011). *The Diversity of Life in African Freshwaters: Underwater, under threat. An analysis of the distribution of freshwater species throughout mainland Africa*. Cambridge y Gland: Cambridge Publishers.
- Davies, P.M. (2010). Climate change implications for river restoration in global biodiversity hotspots. *Restoration Ecology*, 18, 261-268.
- Naiman, R.J.; Warfe, D.M.; Pettit, N.E.; Arthington, A.H. y Bunn, S.E. (2014). Flow-ecology relationships: closing the loop on effective environmental flows. *Marine and Freshwater Research*, 65, 133-141.
- Dudgeon, D.; Arthington, A.H.; Gessner, M.O.; Kawabata, Z.I.; Knowler, D.J.; Lévêque, C.; Naiman, R.J.; Prieur Richard, A.H.; Soto, D. y Stiassny, M.L. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 163-182.

- Dudley, N. (ed.). (2013). *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland: IUCN.
- Dujovny, E. (2009). The deepest cut: political ecology in the dredging of a new sea mouth in Chilika Lake, Orissa, India. *Conservation y Society*, 7, 192-204.
- Department of Water Affairs and Forestry (DWAF). (2008). *Updated Manual for the Identification and Delineation of Wetlands and Riparian Areas*. Pretoria, Sudafrica: Department of Water Affairs and Forestry.
- Dyson, M.; Bergkamp, G. y Scanlon, J. (eds.). (2003). *Flow: The essentials of environmental flows*. Gland: IUCN.
- Eamus, D. y Froend, R. (2006). Groundwater-dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs. *Australian Journal of Botany*, 54, 91-96.
- Froend, R.; Loomes, R.; Hose, G. y Murray, B. (2006). A functional methodology for determining the groundwater regime needed to maintain the health of groundwater-dependent vegetation. *Australian Journal of Botany*, 54, 97-114.
- Ebert, S.; Hulea, O. y Strobel, D. (2009). Floodplain restoration along the Lower Danube: a climate change adaptation case study. *Climate and Development*, 1, 212-219.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2012). *Estuaries and Coastal Watersheds*. Washington D.C.: United States Environmental Protection Agency. Recuperado de: water.epa.gov/type/oceb/nep/index.cfm
- Esselman, P. y Allan, J.D. (2011). Application of species distribution models and conservation planning software to the design of a reserve network for the riverine fishes of northeastern Mesoamerica. *Freshwater Biology*, 56, 71-88.
- Etienne, M.; du Toit, D.R. y Pollard, S. (2011). ARDI: a co-construction method for participatory modeling in natural resources management. *Ecology and Society*, 16, 44.
- Faleiro, F.V. y Loyola, R.D. (2013). Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity conservation: a case study of the Cerrado Biodiversity Hotspot, Brazil. *Diversity and Distributions*, 19, 977-987.
- Finlayson, C.M. y van der Valk, A.G. (1995). Wetland classification and inventory: a summary. *Vegetation*, 118, 185-192.
- Woodroffe, C.D. (1996). Wetland vegetation. En: C.M. Finlayson y I. von Oertzen (eds.). *Landscape and Vegetation Ecology of the Kakadu Region, Northern Australia*, pp. 81-112. Dordrecht, Países Bajos: Kluwer Academic Publishers.
- Davidson, N.; Pritchard, D.; Milton, G.R. y MacKay, H. (2011). The Ramsar Convention and ecosystem-based approaches to the wise use and sustainable development of wetlands. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 14, 176-198.
- Davidson, N.C.; Spiers, A.G. y Stevenson, N.J. (1999). Global wetland inventory - current status and future priorities. *Marine and Freshwater Research*, 50: 717-727.
- Fitzsimons, J.; Pulsford, I. y Wescott, G. (2013). Lessons from large-scale conservation networks in Australia. *Parks*, 19, 115-125.
- Fleckenstein, J.; Anderson, M.; Fogg, G. y Mount, J. (2004). Managing surface water-groundwater to restore fall flows in the Cosumnes River. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 130, 301-310.
- Flitcroft, R.L.; Dedrick, D.C.; Smith, C.L.; Thieman, C.A. y Bolte, J.P. (2009). Social infrastructure to integrate science and practice: the experience of the Long Tom Watershed Council. *Ecology and Society*, 14(36). Recuperado de: www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art36/
- Freshwater Fish Specialist Group (FFSG). (2013). *Global Freshwater Fish Bioblitz*. Chester, Reino Unido: IUCN Freshwater Fish Specialist Group.
- Froend, R. y Sommer, B. (2010). Phreatophytic vegetation response to climatic and abstraction-induced groundwater drawdown: examples of long-term spatial and temporal variability in community response. *Ecological Engineering*, 36, 1191-1200.
- Ghosh, A.K.; Pattnaik, A.K. y Ballatore, T.J. (2006). Chilika Lagoon: restoring ecological balance and livelihoods through re-salinization. *Lakes y Reservoirs: Research y Management*, 11, 239-255.

- Gilman, R.T.; Abell, R.A. y Williams, C.E. (2004). How can conservation biology inform the practice of integrated river basin management? *International Journal of River Basin Management*, 2, 135-148.
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF). (2014). Global Biodiversity Information Facility. Copenhagen: GBIF Secretariat. Recuperado de: www.gbif.org/
- Global Water Partnership (GWP). (2000). *Integrated Water Resources Management*. Estocolmo: Global Water Partnership.
- Government of Queensland (2014). WetlandInfo. *Queensland Wetlands Program*. Brisbane, Australia: Government of Queensland. Recuperado de: wetlandinfo.ehp.qld.gov.au/wetlands/
- Hadwen, W.L.; Boon, P.J. y Arthington, A.H. (2012). Aquatic ecosystems in inland Australia: tourism and recreational significance, ecological impacts and imperatives for management. *Marine and Freshwater Research*, 63, 325-340.
- Haefner, A. (2013). Regional environmental security: cooperation and challenges in the Mekong subregion. *Global Change, Peace and Security*, 25, 27-41.
- Hannah, L. (2010). A global conservation system for climate-change adaptation. *Conservation Biology*, 24(1), 70-77.
- Hatton, T. y Evans, R. (1998). *Dependence of Ecosystems on Groundwater and its Significance to Australia*. Canberra: Land and Water Research and Development Corporation.
- Helfield, J.M. y Naiman, R.J. (2006). Keystone interactions: salmon and bear in riparian forests of Alaska. *Ecosystems*, 9, 167-180.
- Helmer, W.; Litjens, G.; Overmars, W.; Barneveld, H.; Kink, A.; Sterenburg, H. y Janssen, B. (1992). *Living Rivers*. Zeist, Países Bajos: WWF.
- Hermoso, V.; Kennard, M.J. y Linke, S. (2012a). Integrating multidirectional connectivity requirements in systematic conservation planning for freshwater systems. *Diversity and Distributions*, 18, 448-458.
- Linke, S.; Prenda, J. y Possingham, H.P. (2011). Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology*, 56, 57-70.
- Ward, D.P. y Kennard, M.J. (2012b). Using water residency time to enhance spatio- temporal connectivity for conservation planning in seasonally dynamic freshwater ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1028-1035.
- Herron, N.; Davis, R. y Jones, R. (2002). The effects of large-scale afforestation and climate change on water allocation in the Macquarie River catchment, NSW, Australia. *Journal of Environmental Management*, 65, 369-381.
- Higgins, J.V.; Bryer, M.T.; Khoury, M.L. y FitzHugh, T.W. (2005). A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. *Conservation Biology*, 19, 432-445.
- Hirji, R. y Davis, R. (2009). *Environmental Flows in Water Resources Policies, Plans, and Projects. Findings and recommendations*. Washington D.C.: The International Bank for Reconstruction and Development and The World Bank.
- Hooijer, A.; Page, S.; Canadell, J.G.; Silvius, M.; Kwadijk, J.; Wösten, H. and Jauhainen, J. (2010). Current and future CO₂ emissions from drained peatlands in Southeast Asia. *Biogeosciences*, 7(5), 1505-1514.
- Horwitz, P.; Bradshaw, D.; Hopper, S.; Davies, P.; Froend, R. y Bradshaw, F. (2008). Hydrological change escalates risk of ecosystem stress in Australia's threatened biodiversity hotspot. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 91, 1-12.
- Howard, B.C. (2012, agosto 21). Salmon re-enter Olympic National Park river thanks to Elwha Dam removal. *National Geographic NewsWatch*. Recuperado de: newswatch.nationalgeographic.com/2012/08/21/salmon-enter-olympic-national-park-for-the-first-time-thanks-to-elwha-dam-removal/
- Illueca, J. y Rast, W. (1996). Precious, finite and irreplaceable. *Our Planet* 8. Recuperado de: www.ourplanet.com/imgversn/83/rast.html

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2007). *Impacts, Adaptation and Vulnerability. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: Working Group II. Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report*. Ginebra: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- International Ecosystem Management Partnership (IEMP). (2011). *Restoring the natural foundation to sustain a green economy*. UNEP Policy Series on Ecosystem Management No. 6. Nairobi: International Ecosystem Management Partnership, United Nations Environment Programme.
- International Lake Environment Committee Foundation (ILEC). (2005). *Managing Lakes and their Basins for Sustainable Use: A report for lake basin managers and stakeholders*. Kusatsu, Japón: International Lake Environment Committee Foundation. Recuperado de: www.ilec.or.jp/en/pubs/p2/lbmi
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2003). *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0*. Gland y Cambridge: IUCN Species Survival Commission.
- Ison, R. y Watson, D. (2007). Illuminating the possibilities for social learning in the management of Scotlands water. *Ecology and Society*, 12, 21. Recuperado de: www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art21/
- Jackson, R.B.; Jobbágy, E.G.; Avissar, R.; Roy, S.B.; Barrett, D.J.; Cook, C.W.; Farley, K.A.; le Maitre, D.C.; McCarl, B.A. y Murray, B.C. (2005). Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science*, 310, 1944-1947.
- Jeffres, C.A.; Opperman, J.J. y Moyle, P.B. (2008). Ephemeral floodplain habitats provide best growth conditions for juvenile Chinook salmon in a California river. *Environmental Biology of Fishes*, 83, 449-458.
- Joosten, H. (2009). *The Global Peatland CO₂ Picture: Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world*. Wageningen, Países Bajos: Greifswald University and Wetlands International.
- Clarke, D. (2002). *Wise Use of Mires and Peatlands: Background and principles including a framework for decision-making*. Saarijärvi, Finlandia: International Mire Conservation Group and International Peat Society.
- Tapio-Biström, M.L. y Tol, S. (eds.). (2012). *Peatlands: Guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use*. Roma, Italia y Ede, Países Bajos: FAO y Wetlands International.
- Junk, W.J. y Nunes da Cunha, C. (2012). Wetland management challenges in the South-American Pantanal and the international experience. En: A.A.R. Loris (ed.). *Tropical Wetland Management: The South-American Pantanal and the international experience*, pp. 315-332. Farnham, Reino Unido: Ashgate.
- Nunes da Cunha, C.; Wantzen, K.M.; Petermann, P.; Strüßmann, C.; Marques, M.I. y Adis, J. (2006). Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences*, 68, 278-309.
- Kakadu Board of Management. (2007). *Kakadu National Park Management Plan 2007-2014*. Canberra: Government of Australia.
- Khoury, M.; Higgins, J. y Weitzell, R. (2011). A freshwater conservation assessment of the Upper Mississippi River basin using a coarse-and fine-filter approach. *Freshwater Biology*, 56, 162-179.
- King, J. y Brown, C. (2010). Integrated basin flow assessments: concepts and method development in Africa and South-East Asia. *Freshwater Biology*, 55, 127-146.
- Brown, C. y Sabet, H. (2003). A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. *River Research and Applications*, 19(5-6), 619-639.
- Kingsford, R.T.; Biggs, H.C. y Pollard, S.R. (2011). Strategic adaptive management in freshwater protected areas and their rivers. *Biological Conservation*, 144, 1194-1203.
- Kleinschmidt Associates. (2008). *Cosumnes River Preserve Management Plan*. Galt, Estado Unidos: Cosumnes River Preserve.

- Knight, A.T.; Grantham, H.S.; Smith, R.J.; McGregor, G.K.; Possingham, H.P. y Cowling, R.M. (2011). Land managers willingness-to-sell defines conservation opportunity for protected area expansion. *Biological Conservation*, 144, 2623-2630.
- Kotze, D.C.; Klug, J.R.; Hughes, J.C. y Breen, C.M. (1996). Improved criteria for classifying hydric soils in South Africa. *South African Journal of Plant and Soil*, 13(3), 67-73.
- Kumar, R. y Pattnaik, A.K. (2012). *Chilika: An integrated management planning framework for conservation and wise use*. Nueva Delhi y Bhubaneswar, India: Wetlands International - South Asia and Chilika Development Authority.
- Laizé, C.L.R.; Acreman, M.C.; Schneider, C.; Dunbar, M.J.; Houghton-Carr, H.A.; Flörke, M. y Hannah, D.M. (2014). Projected flow alteration and ecological risk for pan-European rivers. *River Research and Applications*, 30, 299-314.
- Lehner, B. y Döll, P. (2004). Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology*, 296, 1-22.
- Lindloff, S. (2000). *Dam Removal: A citizens guide to restoring rivers*. Madison y Arlington, Estados Unidos: River Alliance of Wisconsin and Trout Unlimited.
- Linke, S.; Kennard, M.J.; Hermoso, V.; Olden, J.D.; Stein, J. y Pusey, B.J. (2012). Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1036-1045.
- Loneragan, N.R. y Bunn, S.E. (1999). River flows and estuarine ecosystems: implications for coastal fisheries from a review and a case study of the Logan River, southeast Queensland. *Australian Journal of Ecology*, 24, 431-440.
-  Lukasiewicz, A.; Finlayson, C.M. y Pittock, J. (2013). *Incorporating Climate Change Adaptation into Catchment Management: A user guide*. Albury, Australia: Charles Sturt University.
- McFarlane, D.; Strawbridge, M.; Stone, R. y Paton, A. (2012). Managing groundwater levels in the face of uncertainty and change: a case study from Gngangara. *Water Science and Technology: Water Supply*, 12, 321-328.
- Matthews, J.H.; Wickel, B.A. y Freeman, S. (2011). Converging currents in climate-relevant conservation: water, infrastructure, and institutions. *PLoS Biology*, 9, 1001-1159.
- Micklin, P. y Aladin, N.V. (2008). Reclaiming the Aral Sea. *Scientific American*, 298, 64-71.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and water synthesis*. Washington D.C.: World Resources Institute.
- Miller, C. (2005). *The Snowy River Story: The grassroots campaign to save a national icon*. Sydney: ABC Books.
- Mohapatra, A.; Mohanty, R.K.; Mohanty, S.K.; Bhatta, K.S. y Das, N.R. (2007). Fisheries enhancement and biodiversity assessment of fish, prawn and mud crab in Chilika lagoon through hydrological intervention. *Wetlands Ecology and Management*, 15, 229-251.
- Moilanen, A.; Leathwick, J.R. y Quinn, J.M. (2011). Spatial prioritization of conservation management. *Conservation Letters*, 4, 383-393.
- Mosisch, T.D. y Arthington, A.H. (1998). A review of literature examining the effects of water-based, powered recreational activities on lakes and rivers. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 3, 1-17.
- Naiman, R.J.; Decamps, H. y Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3, 209-212.
- Nakamura, M. y Rast, W. (2011). *Development of ILBM Platform Process: Evolving guidelines through participatory improvement*. Kusatsu, Japan: ILEC.

- (2012). *Primer: Development of ILBM Platform Process - Evolving guidelines through participatory improvement*. Kusatsu, Japón: International Lake Environment Committee y Research Centre for Sustainability and Environment, Shiga University.
- Yoshihiko, O.; Michio, A. y Moriyasu, K. (2012). Evolving history of Lake Biwa and Yodo River basin management. En: H. Kawanabi, M. Nishino y M. Maehata (eds.). *Lake Biwa: Interactions between Nature and People*, pp. 371-417. Dordrecht, Países Bajos: Springer.
- Nel, J.L.; Reyers, B.; Roux, D.J.; Impson, N.D. y Cowling, R.M. (2011). Designing a conservation area network that supports the representation and persistence of freshwater biodiversity. *Freshwater Biology*, 56, 106-124.
- Nirupama, N. y Simonovic, S.P. (2007). Increase of flood risk due to urbanisation: a Canadian example. *Natural Hazards*, 40, 25-41.
- Nunes da Cunha, C. y Junk, W.J. (2011). A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international classification systems. En: W.J. Junk, C.J. da Silva, C. Nunes da Cunha y K.M. Wantzen (eds.). *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, pp. 127-141. Sofía: Pensoft.
- Olden, J.D. y Naiman, R.J. (2009). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55, 86-107.
- (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55(1), 86-107.
- Palmer, M.A.; Reidy Liermann, C.A.; Nilsson, C.; Flörke, M.; Alcamo, J.; Lake, P.S. y Bond, N. (2008). Climate change and the worlds river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 81-89.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637-669.
- Duarte, C.; Poloczanska, E.; Richardson, A.J. y Singer, M.C. (2011). Overstretching attribution. *Nature Climate Change*, 1, 2-4.
- Pearson, R.G. (2007). *Species Distribution Modelling for Conservation Educators and Practitioners: Synthesis*. Nueva York: American Museum of Natural History. Recuperado de: ncep.amnh.org
- Perissinotto, R.; Stretch, D.D. y Taylor, R.H. (eds.). (2013). *Ecology and Conservation of Estuarine Ecosystems: Lake St. Lucia as a global model*. Nueva York: Cambridge University Press.
- Pittock, J. y Finlayson, C.M. (2011). Australias Murray-Darling Basin: freshwater ecosystem conservation options in an era of climate change. *Marine and Freshwater Research*, 62, 232-243.
- Finlayson, C.M. y Howitt, J.A. (2012). Beguiling and risky: "environmental works and measures" for wetlands conservation under a changing climate. *Hydrobiologia*, 708, 111-131.
- Finlayson, C.M.; Gardner, A. y McKay, C. (2010). Changing character: the Ramsar Convention on Wetlands and climate change in the Murray Basin. *Environmental and Planning Law Journal*, 27, 401-425.
- Hartmann, J. (2011). Taking a second look: climate change, periodic re-licensing and better management of old dams. *Marine and Freshwater Research*, 62, 312-320.
- Hussey, K. y McGlennon, S. (2013). Australian climate. Energy and water policies: conflicts and synergies. *Australian Geographer*, 44, 3-22.
- Poff, N. L. y Matthews, J.H. (2013). Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 667-675.

- Richter, B.D.; Arthington, A.H.; Bunn, S.E.; Naiman, R.J.; Kendy, E.; Acreman, M.; Apse, C.; Bledsoe, B.P.; Freeman, M.C.; Henriksen, J.; Jacobson, R.B.; Kennen, J.G.; Merritt, D.M.; O'Keeffe, J.H.; Olden, J.D.; Rogers, K.; Tharme, R.E. y Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55, 147-170.
- Pollard, S. y du Toit, D. (2011). Towards adaptive integrated water resources management in southern Africa: the role of self-organisation and multi-scale feedbacks for learning and responsiveness in the Letaba and Crocodile catchments. *Water Resources Management*, 25, 4019-4035.
- Porter, I.C. y Shivakumar, J. (2010). *Doing a Dam Better: The Lao Peoples Democratic Republic and the story of Nam Theun 2 (NT2)*. Washington D.C.: The World Bank.
- Postel, S. y Richter, B. (2003). *Rivers for Life: Managing water for people and nature*. Washington D.C.: Island Press.
- Postel, S.L. y Thompson, B.H. (2005). Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98-108.
- Rahel, F.J.; Bierwagen, B. y Taniguchi, Y. (2008). Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species. *Conservation Biology*, 22, 551-561.
- Ramsar. (2002). *Guidelines for Global Action on Peatlands (GAP)*. Gland: Ramsar Convention Secretariat.
- (2005). *Resolution IX.4: The Ramsar Convention and conservation, production and sustainable use of fisheries resources*. Gland: Ramsar Convention Secretariat.
- (2008). *Strategic Framework and Guidelines for the Future Development of the List of Wetlands of International Importance of the Convention on Wetlands*. Gland: Ramsar Convention Secretariat.
- (2009a). *Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat. Ramsar (Iran). 2 February 1971. UN Treaty Series No. 14583. As amended by the Paris Protocol, 3 December 1982, and Regina Amendments, 28 May 1987*. Gland: Ramsar Convention Secretariat.
- (2009b). *Information sheet on Ramsar wetlands (RIS)*. Gland: Ramsar Convention Secretariat.
-  (2011). *The Ramsar Handbooks for the Wise Use of Wetlands*, 4^a ed. Gland: Ramsar Convention Secretariat.
- Richardson, S.; Irvine, E.; Froend, R.; Boon, P.; Barber, S. y Bonneville, B. (2011a). *Australian groundwater-dependent ecosystems toolbox part 1: assessment framework*. Waterlines Report Series 69. Canberra: National Water Commission.
- (2011b). *Australian groundwater-dependent ecosystems toolbox part 2: assessment tools*. Waterlines Report Series 70. Canberra: National Water Commission.
- Richter, B.D.; Baumgartner, J.V.; Powell, J. y Braun, D.P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10, 1163-1174.
- Warner, A.T.; Meyer, J.L. y Lutz, K. (2006). A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Research and Applications*, 22, 297-318.
- Roux, D.J.; Ashton, P.J.; Nel, J.L. y MacKay, H.M. (2008). Improving cross-sector policy integration and cooperation in support of freshwater conservation. *Conservation Biology*, 22, 1382-1387.
- Russi, D.; Ten Brink, P.; Farmer, A.; Badura, T.; Coates, D.; Förster, J.; Kumar, R. y Davidson, N. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. Londres y Bruselas: IEEP.
- Sadoff, C.; Greiber, T.; Smith, M. y Bergkamp, G. (2008). *Share: Managing water across boundaries*. Gland: IUCN.
- Sheldon, A.L. (1988). Conservation of stream fishes: patterns of diversity, rarity, and risk. *Conservation Biology*, 2, 149-156.

- Shiklomanov, I.A. (1993). World fresh water resources. En: P.H. Gleick (ed.). *Water in Crisis*, pp. 13-24. Oxford: Oxford University Press.
- Sommer, B. y Froend, R. (2011). Resilience of phreatophytic vegetation to groundwater drawdown: is recovery possible under a drying climate? *Ecohydrology*, 4, 67-82.
- Froend R.H. (2014). Alternative states of phreatophytic vegetation in a drying Mediterranean-type landscape. *Journal of Vegetation Science*, 25, 1045-1155.
- Spackman, S.C. y Hughes, J.W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71, 325-332.
- Tennant, D.L. (1976). Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries*, 1, 6-10.
- Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19, 397-441.
- Tockner, K.; Bunn, S.E.; Gordon, C.; Naiman, R.J.; Quinn, G.P.; Standford, J. y Polunin, N. (2008). Flood plains: critically threatened ecosystems. En: N. Polunin (ed.). *Aquatic Ecosystems: Trends and global prospects*, pp. 45-61. Cambridge: Cambridge University Press.
- Turner, L.; Tracey, D.; Tilden, J. y Dennison, W.C. (2004). *Where River Meets Sea: Exploring Australia's estuaries*. Cooperative Research Centre for Coastal Zone. Brisbane, Australia: Estuary and Waterway Management.
- Turpie, J.K. y Clark, B.M. (2007). *The Health Status, Conservation Importance, and Economic Value of Temperate South African Estuaries and Development of a Regional Conservation Plan*. AEC/07/01. Ciudad del Cabo: Anchor Environmental Consultants.
- Sihlope, N.; Carter, A.; Maswime, T. y Hosking, S. (2007). Maximising the socio-economic benefits of estuaries through integrated planning and management: a rationale and protocol for incorporating and enhancing estuary values in planning and management. En: *Profiling estuary management in integrated development planning in South Africa with particular reference to the Eastern Cape Province*, Appendix 1. Water Research Commission Publication 1485/1/07. Pretoria, Sudáfrica: Water Research Commission.
- Van Dijk, A.I.J.M. y Keenan, R.J. (2007). Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management*, 251, 1-9.
- Van Niekerk, L. y Turpie, J.K. (eds.). (2012). *South African National Biodiversity Assessment 2011: Technical report. Volume 3: Estuary component*. Stellenbosch, Sudáfrica: Council for Scientific and Industrial Research.
- Vörösmarty, C.J.; McIntyre, P.B.; Gessner, M.O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S.E.; Sullivan, C.A.; Liermann, C.R. y Davies, P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561.
- Ward, J.V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 2-8.
- Warner, J.F.; van Buuren, A. y Edelenbos, J. (eds.). (2013). *Making Space for the River: Governance experiences with multifunctional river flood management in the US and Europe*. Londres: IWA Publishing.
- Whipple, A. (2012). *Sacramento-San Joaquin Delta Historical Ecology Investigation: Exploring pattern and process*. Richmond, Estados Unidos: San Francisco Estuary Institute.

Whitfield, A.K.; Bate, G.C.; Adams, J.B.; Cowley, P.D.; Froneman, P.W.; Gama, P.T.; Strydom, N.A.; Taljaard, S.; Theron, A.K.; Turpie, J.K.; van Niekerk, L. y Wooldridge, T.H. (2012). A review of the ecology and management of temporarily open/closed estuaries in South Africa, with particular emphasis on river flow and mouth state as primary drivers of these systems. *African Journal of Marine Science*, 34, 163-180.

World Wide Fund for Nature (WWF). (2003). *Managing Rivers Wisely: Lessons from WWFs work for integrated river basin management*. Gland: WWF.

Wyborn, C. (2011). Landscape scale ecological connectivity: Australian survey and rehearsals. *Pacific Conservation Biology*, 17, 121-131.

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

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

doi.org/10.22459/GGAP.2019.19