



**LA GESTIÓN DE LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS
PARA ASEGURAR LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
EN LAS LADERAS DEL NEOTRÓPICO**

La gestión de cuencas hidrográficas para asegurar los servicios ecosistémicos en las laderas del neotrópico

**Jefferson S. Hall, Vanessa Kirn, Estrella Yanguas-Fernández,
Editores**

**Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales
Ciudad de Panamá, Panamá**

**Publicado en septiembre del 2015
Banco Interamericano de Desarrollo**

ISBN 978-9962-614-31-9



Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales





Catalogación – Datos de la Catalogación en Publicación (CIP) proporcionados por el

Banco Interamericano de Desarrollo

Biblioteca Felipe Herrera

La gestión de cuencas hidrográficas para servicios ecosistémicos en las laderas de los neotrópicos / Jefferson S. Hall, Vanessa Kirn, Estrella Yanguas Fernández, editores.

p. cm. — (Monografía IDB; 340)

1. Cuencas hidrográficas—Latinoamérica. 2. Gestión de ecosistema—Latinoamérica. 3. Cambios climáticos—Latinoamérica. I. Hall, Jefferson S., editor. II. Kirn, Vanessa, editor. III. Yanguas Fernandez, Estrella, editor. IV. Banco Interamericano de Desarrollo. Ambiente, División de Manejo de riesgo de desastres de desarrollo rural. V. Serie.

IDB-MG-340

Código JEL: Q23, Q24, Q25

Palabras clave: Cuenca hidrográfica, Servicios ecosistémicos, Neotrópicos, Laderas, Capital Natural, Cambio Climático, Suelos, Tierra, Agua, Bosque, Hidrología.

Este documento fue preparado con fondos del Programa BIO del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y de APC Colombia a través de la subvención de cooperación técnica ATN/OC-13941-RG, y coordinado por el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, PRORENA y ELTI.

Las opiniones expresadas en esta publicación pertenecen a los autores y no necesariamente reflejan las posturas del Banco Interamericano de Desarrollo, su mesa directiva o los países a los que representa.

Derechos Reservados © 2015. Banco Interamericano de Desarrollo. Esta obra está autorizada bajo una licencia Creative Commons IGO 3.0 de Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada (CC-IGO BY-NC-ND 3.0 IGO) (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/igo/legalcode>) y puede ser reproducida siempre que se haga la atribución correspondiente al BID y se use para propósitos no comerciales. No se permite ninguna obra derivada.

Toda disputa relacionada al uso de las obras del BID que no pueda ser resuelta amistosamente ha de someterse a arbitraje de conformidad con las reglas de la CNUDMI. El uso del nombre del BID para cualquier propósito diferente al de atribución, y el uso del logotipo del BID estarán sujetos a un acuerdo escrito de licencia distinto, entre el BID y el usuario, y no está autorizados como parte de esta licencia CC-IGO.

Nótese que el enlace provisto arriba incluye términos y condiciones adicionales sobre la licencia. Las opiniones expresadas en esta publicación pertenecen a los autores y no necesariamente reflejan las posturas del Banco Interamericano de Desarrollo, su mesa directiva o los países a los que representa.



Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales



*Este libro electrónico representa la síntesis de los temas
tratados en la siguiente conferencia:*

Manejo de cuencas hidrográficas para la provisión de servicios ambientales en paisajes modificados del neotrópico

**Earl S. Tupper Center, Ciudad de Panamá, Panamá
19-22 de marzo, 2014**

**Convocado por
Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI)
Proyecto de Reforestación con Especies Nativas (PRORENA)
Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales
Banco Interamericano de Desarrollo**

**Organizadores de la conferencia
Jefferson S. Hall, PRORENA, Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI)
Jacob Slusser y Saskia Santamaria, Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI),
Yale University y STRI**

Créditos

Afiliaciones de los autores:

Bernardo Aguilar-González	Fundación Neotrópica, Costa Rica y Sociedad Mesoamericana de Economía Ecológica (SMEE)
Nikolay Aguirre	Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, Universidad Nacional de Loja, Ecuador
Heidi Asbjornsen	University of New Hampshire, U.S.A.
Patricia Balvanera	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México
Z. Carter Berry	University of New Hampshire, U.S.A.
Zoraida Calle	Centro para la Investigación en sistemas sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV), Colombia
Alicia Castillo	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México
Arturo Cerezo	Autoridad del Canal de Panamá, Panamá
Alicia Entem	Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá
Jefferson S. Hall	ForestGEO, Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá
Vanessa Kirn	Cuerpo de Paz de EE.UU e Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá
Elena Lazos	Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México
Edwin Lebrija-Trejos	ForestGEO, Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá
Manuel Maass	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México
Jorge Higinio Maldonado	CEDE – Facultad de Economía, Universidad de los Andes, Colombia
Robert Manson	Instituto de Ecología, Xalapa, México
Miguel Martínez-Ramos	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México
Daniel Moss	Consultor Independiente, EE.UU.
Enrique Murgueitio	Centro para la Investigación en sistemas sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV), Colombia
Tatiana Ojeda-Luna	Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, Universidad Nacional de Loja, Ecuador
Leander Raes	Department of Agricultural Economics, Ghent University, Belgium and Division of Resource Economics, Humboldt University of Berlin, Germany
Ciara Raudsepp-Hearne	Consultor Independiente, Canadá
Jacob Slusser	Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI), Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI) y Yale School of Forestry and Environmental Studies
Robert Stallard	U.S. Geological Survey, University of Colorado Boulder, U.S.A. e Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá
Sunshine Van Bael	Tulane University, U.S.A. e Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá
Michiel van Breugel	Yale-NUS College, Singapore e Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá
Estrella Yanguas-Fernández	Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), Panamá

Contribuidores adicionales a la conferencia y al libro electrónico

Edgar Araúz	Ponente en la conferencia, Fundación Natura, Panamá
Raisa Banfield	Ponente en la conferencia, Fundación Panamá Sostenible, Panamá
Vidal Garza	Ponente en la conferencia, Fundación FEMSA, México
Carlos M. Padín	Ponente en la conferencia, Universidad Metropolitana de Puerto Rico
Esteban Payan	Ponente en la conferencia, Panthera, Colombia
Carlos Vargas	Ponencia Magistral, Autoridad Canal de Panamá, Panamá

Logística de la conferencia y apoyo técnico

Ana Matilde Ruiz	Programa de eventos especiales, STRI
Ambar Avila	Programa de eventos especiales, STRI
Jaime Flores	Programa de eventos especiales, STRI
Jaime Naranjo	Programa de eventos especiales, STRI

Equipo del BID

Michele Lemay	Directora especialista en recursos naturales, Programa BIO, División RND
Enrique Ibarra	Consultor ambiental, Programa BIO, División RND
Carmen del Río	Consultora especialista en comunicación, Programa BIO, División RND

Equipo de ELTI

Eva Garen	Directora, Yale University
Saskia Santamaria	Asistente del Programa, STRI y Yale University
Jacob Slusser	Cordinador del Programa en Panamá, STRI y Yale University
Gillian Broomfield	Coordinator de la Web—Based Training Program, Yale University
Jefferson S. Hall	Miembro del comité asesor e Investigador principal en STRI

Equipo del cuerpo de paz de los Estados Unidos

Tess De los Ríos Peace Corps Response Program Manager, Panama

Traducción al español

Carolina Roldán Roldán

Coralía Lopez-Selva

Estrella Yanguas-Fernández

Revisión del español

Sonia Pérez Olmedillo

María del Carmen Sánchez Redondo

Diseño y material gráfico

Francisco Cedeño

Lina González

Craig Giesecke

Milton Solano

Diseño de portada

Visión corporativa

Portada e imágenes de portada de los capítulos

Portada: Foto de archivo de STRI

Capítulos 1, 2, 4 y 5: Foto de archivo de STRI

Capítulo 3: iStock

Capítulo 6: Carlos Pineda, CIPAV; río La Vieja, Colombia

Este documento está disponible en: www.iadb.org/biodiversity

Agradecimientos

El Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (BIO) del Banco Interamericano de Desarrollo desea agradecer y felicitar al Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI) y especialmente al Dr. Jefferson Hall, por la coautoría, la organización de las numerosas contribuciones y la edición de este libro electrónico completo sobre las mejores prácticas para la gestión integrada de las cuencas hidrográficas. También expresamos nuestro sincero agradecimiento a la Sra. Lisa Barnett por su labor de enlace entre nuestras organizaciones.

El STRI desea reconocer al Programa BIO del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), por su apoyo a la Conferencia sobre “El manejo de cuencas hidrográficas para la provisión de servicios ambientales en paisajes modificados del neotrópico” y a la elaboración de este libro (a través de la subvención de Cooperación Técnica ATN/OC-13941-RG). Un especial agradecimiento a Michele Lemay, Coordinadora del Programa BIO y a los demás miembros del equipo de BIO, incluyendo a Enrique Ibarra y a Carmen Del Río, por su orientación durante la aprobación e implementación de la subvención.

Agradecemos a los autores de este libro electrónico por sus valiosas contribuciones y asistencia incansable en la revisión y preparación del documento. Muchos otros han desempeñado un papel esencial en hacer posible esta publicación. Nos gustaría reconocer en particular a Mark Ashton, a Enrique Ibarra y a Kristin Saltonstall por las revisiones técnicas del documento completo. También reconocemos los comentarios brindados por Sheila Murphy, Jonathan Friedman y Keith Lucey del Servicio Geológico de los Estados Unidos por las revisiones completas o de secciones de los capítulos 1, 2 y 4 de este documento. Estamos muy agradecidos con los revisores por sus comentarios y creemos que el documento mejoró mucho gracias a sus esfuerzos. Los editores y autores, sin embargo, son los responsables de la versión final de este informe.

El equipo de la Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI, por sus siglas en inglés) realizó un trabajo extraordinario para ayudar a desarrollar el concepto de la conferencia y organizar y facilitar la conferencia, así como dirigir las giras de campo especiales para los ponentes y participantes de la conferencia en el área de investigación de servicios ecosistémicos de Agua Salud. La conferencia y las giras de campo proporcionaron el marco intelectual que permitió el desarrollo de este documento. Además, agradecemos al equipo de Eventos Especiales de STRI por su ayuda en la organización de la conferencia y las giras de campo.

Por último, reconocemos y agradecemos al Cuerpo de Paz de los Estados Unidos y a la Fundación Nacional de Ciencias de los Estados Unidos por su apoyo en la conferencia y en el informe.

Prefacio

Muchas economías latinoamericanas están experimentando un período de crecimiento emocionante. Sin embargo, sin una planificación cuidadosa, el aumento de la población humana y la demanda de alimentos, energía, agua y suelo pondrán en grave riesgo los recursos naturales. Entender el flujo de bienes y servicios que brindan los ecosistemas y cómo la actividad humana afecta a este proceso se ha vuelto esencial para garantizar un desarrollo sostenible a largo plazo. Las cuencas hidrográficas y los bosques, temas principales de esta publicación, proporcionan un sinnúmero de servicios a las sociedades con enormes beneficios económicos, desde el suministro de agua dulce y el control de inundaciones hasta la purificación del aire y la regulación del clima, haciendo que la gestión sostenible sea fundamental para salvaguardar este flujo continuo de riqueza natural.

La región de América Latina y el Caribe ha sido considerada la superpotencia en biodiversidad, ya que alberga el 40% de la diversidad biológica del mundo en solo un 16% del territorio del planeta, incluyendo siete de los 25 puntos clave (*hotspots*) de biodiversidad y seis de los 17 países megadiversos. El Banco Interamericano de Desarrollo (BID), consciente del capital natural de la región, tiene un largo historial de inversión en esta poderosa ventaja competitiva. Las fortalezas y la experiencia de esta identidad crean una excelente oportunidad para ampliar la conservación de la biodiversidad y promover el mantenimiento de los servicios ecosistémicos en esta región de alta biodiversidad. En particular, el Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (BIO) del BID fue creado en el año 2012 con el objetivo de colocar a América Latina y el Caribe en la vanguardia de la economía ambiental y promover el desarrollo sostenible mediante la incorporación del capital natural en la estrategia general de desarrollo del BID.

El Programa BIO se esfuerza en establecer una red sólida de difusión regional de la información sobre el valor de los servicios ecosistémicos y su relación con el desarrollo sostenible. La colaboración productiva entre el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI), el BID y otras organizaciones resultó en una conferencia regional y en una publicación sobre “Gestión de cuencas hidrográficas para servicios ecosistémicos en las laderas del neotrópico”, que han sido un hito. Este esfuerzo representa la primera de muchas iniciativas del Programa BIO y del STRI para integrar y difundir el conocimiento y la investigación de vanguardia sobre las ventajas de la gestión de las cuencas hidrográficas. Esperamos que esta iniciativa proporcione un foro para debates intersectoriales ricos en experiencias reales y buenas prácticas en la integración de la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la gestión de las cuencas hidrográficas.

Estoy agradecido al STRI, la Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI) y PRORENA por su dedicación, trabajo duro y valiosas aportaciones. Un agradecimiento especial a Jefferson Hall y sus colegas del Proyecto Agua Salud y a Jacob Slusser, cuya investigación innovadora y el esfuerzo de convocar a los profesionales, científicos y encargados de formular políticas llevaron a esta publicación. Quiero reconocer el apoyo brindado por el equipo del Programa BIO al equipo del STRI en la preparación de la conferencia y el libro electrónico, especialmente a Michele Lemay, Enrique Ibarra y a Carmen del Río.



El BID y el Programa BIO están comprometidos con el desarrollo de la capacidad y la creación de conocimiento sobre el papel del capital natural en el desarrollo sostenible de la región.

Néstor H. Roa
Gerente, a.i.
Sector de Infraestructura y Medio Ambiente

Prefacio

El cambio climático mundial y el uso del suelo ocasionado por las actividades de 7.300 millones de seres humanos están afectando directa o indirectamente a todas las partes de nuestro planeta. La pérdida de biodiversidad y la extinción de especies se han documentado bien a medida que los paisajes son convertidos para satisfacer las necesidades humanas. Los cambios climáticos resultantes del aumento en las concentraciones de CO₂ y de otros gases del efecto invernadero en la atmósfera están calentando nuestro planeta, con los glaciares en retroceso, islas y líneas de costa amenazadas por el aumento del nivel del mar, sequías cada vez más intensas y prolongadas, incendios forestales más frecuentes y de mayor tamaño, así como una presión en el suministro de agua dulce debida a la reducción de la nieve acumulada, mayor evaporación y malas prácticas de gestión en todo el mundo.

Nos enfrentamos a retos importantes para abordar estos y otros impactos negativos en el cambio climático y del uso del suelo. La comprensión científica de estos procesos es clave para nuestra respuesta a medida que aprendemos a adaptarnos y mitigar estos cambios globales. Las nuevas herramientas basadas en la ciencia y la buena gobernanza nos permitirán adoptar las medidas necesarias para gestionar las tierras para el beneficio de todos, sin sacrificar la biodiversidad, los bosques, el agua y otros recursos naturales de nuestro planeta.

En el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI) nos esforzamos por comprender y preservar la biodiversidad de nuestro planeta. Los investigadores del STRI estudian los ambientes terrestres y marinos en el presente y el pasado, trabajan desde la escala de las moléculas a los ecosistemas y realizan investigaciones en los reinos teóricos y prácticos. Educamos a los niños y al público en general, damos tutoría a los estudiantes, colaboramos con los académicos y ponemos nuestra ciencia a disposición y relevancia de los tomadores de decisiones. El Proyecto Agua Salud es un esfuerzo dirigido por el STRI para comprender la función de los ecosistemas en la prestación de un variado rango de servicios ecosistémicos producidos por los bosques estacionalmente húmedos y la forma en que estos servicios cambian con el cambio del uso del suelo y climático. Participamos en la Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI), un programa ubicado en la Escuela Forestal y de Estudios Ambientales de la Universidad de Yale (Yale FES) que está diseñado para llevar la mejor ciencia a los tomadores de decisiones en la gestión del paisaje.

En el 2014, el STRI acogió una conferencia de dos días en Panamá, bajo el auspicio de ELTI y el proyecto PRORENA (una colaboración entre el STRI y Yale FES con el objetivo de comprender las barreras para la reforestación con especies nativas) y en colaboración con el Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos del Banco Interamericano de Desarrollo. En la conferencia se destacaron los nuevos desarrollos científicos y de políticas para la gestión de las cuencas hidrográficas en las laderas de los neotrópicos: una zona con un importante patrimonio cultural y biodiversidad que se encuentra sometida a una intensa presión económica y de cambio climático y de uso del suelo.

La conferencia:

- Identificó los avances científicos, en gobernanza y gestión del paisaje que se centran en las necesidades de los residentes de las laderas neotropicales.
- Presentó investigaciones en sitios seleccionados que abordan preguntas fundamentales relacionadas con el suministro de agua dulce y las interacciones con otros servicios ecosistémicos.
- Describió novedosos enfoques para utilizar los incentivos económicos con el objetivo de mejorar la gestión, que ahora están yendo más allá de las fases piloto hacia una implementación a mayor escala.

-
- Proporcionó ejemplos de dónde y cómo está avanzando la buena gobernanza.

Este informe sintetiza los resultados de la conferencia e incluye investigaciones y prácticas recientes relacionadas con la gestión de las cuencas hidrográficas de la región. Proporciona una comprensión biofísica de la función del ecosistema para los usos clave del suelo en el área, resume los servicios ecosistémicos, aborda las consecuencias del cambio climático y del uso del suelo y proporciona las bases socioeconómicas de los servicios ecosistémicos y los avances en la región. El informe presenta un plan de acción para mejorar la gestión de las cuencas hidrográficas y ofrece casos prácticos seleccionados para ilustrar con ejemplos dónde se están realizando avances.

Agradezco a Michele Lemay y a su equipo en el Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos del Banco Interamericano de Desarrollo por sus esfuerzos para promover la gestión y la política y basarlas en la mejor ciencia disponible. Estoy agradecido con PRORENA y ELTI, especialmente con Jefferson Hall, Jacob Slusser y Saskia Santamaría, por sus esfuerzos en la organización de una conferencia informativa e innovadora. Felicito a todos los autores y colaboradores por sus esfuerzos en la redacción del informe, el primero de este tipo que describe los fundamentos y destaca las mejores prácticas en la gestión de las cuencas hidrográficas en la región. Por último, envío un reconocimiento especial a Jefferson Hall, a Vanesa Kim y a Estrella Yanguas-Fernández, por sus esfuerzos en la elaboración de este importante y nuevo libro electrónico.



Matthew C. Larsen
Director
Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales

Índices

Resumen ejecutivo	13
Capítulo 1: Introducción a los servicios ecosistémicos de las cuencas hidrográficas	16
Jefferson S. Hall, Robert F. Stallard y Vanessa Kirn	
Capítulo 2: Comprender el capital natural	
Parte A: Contexto geofísico	22
Robert F. Stallard	
Parte B: Patrones y procesos de los ecosistemas	36
Jefferson S. Hall, Edwin Lebrija-Trejos, Heidi Asbjornsen, Nikolay Aguirre, Michiel van Breugel, Z. Carter Berry y Miguel Martinez-Ramos	
Capítulo 3: La importancia de los servicios ecosistémicos para la sociedad	52
Patricia Balvanera, Jefferson S. Hall, Ciara Raudsepp-Hearne, Sunshine Van Bael, Enrique Murgueitio y Zoraida Calle	
Capítulo 4: Implicaciones del cambio climático y del uso del suelo	63
Jefferson S. Hall, Enrique Murgueitio, Zoraida Calle, Ciara Raudsepp-Hearne, Robert F. Stallard y Patricia Balvanera	
Capítulo 5: La sociedad y los servicios ecosistémicos relacionados con el agua	73
Leander Raes, Daniel Moss, Bernardo Aguilar-González, Vanessa Kirn, Jacob Slusser, Zoraida Calle, Enrique Murgueitio, Jorge Higinio Maldonado y Jefferson S. Hall	
Capítulo 6: Hacia la gestión integrada de las cuencas hidrográficas en los terrenos de ladera del neotrópico	92
Daniel Moss, Jefferson S. Hall, Enrique Murgueitio, Zoraida Calle, Ciara Raudsepp-Hearne, Patricia Balvanera y Leander Raes	
Capítulo 7: Estudios de caso	
La gestión de la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá	100
Jefferson S. Hall, Arturo Cerezo y Alicia Entem	
FORAGUA, el Fondo Regional del Agua del sur de Ecuador	117
Leander Raes y Tatiana Ojeda-Luna	
Fortalecimiento de las capacidades para el manejo de cuencas hidrográficas: mejora de la capacidad de manejo de las cuencas mediante sistemas agrícolas sostenibles en la península de Azuero Panamá	125
Jacob Slusser	

Gestión de cuencas hidrográficas mediante pagos por servicios hidrológicos: experiencia de México en el centro de Veracruz	129
Heidi Asbjornsen y Robert Manson	
La cuenca hidrográfica Cuitzmala en la costa del Pacífico de México	144

Apéndices

Apéndice I: Bibliografía

Apéndice II: Programa de la conferencia

Apéndice III: Herramientas de diagnóstico para evaluar la gobernanza de las cuencas hidrográficas

Apéndice IV: Acrónimos, abreviaciones y símbolos

Resumen ejecutivo

Comprender los vínculos entre los ecosistemas y el bienestar humano

Los seres humanos obtienen un gran número de bienes y servicios de los ecosistemas terrestres (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2003). Algunos de ellos son evidentes, como la madera, los frutos, la carne de animales silvestres y otros alimentos que produce el bosque, pero otros bienes y servicios no son tan obvios. Cada vez más, los tomadores de decisiones se han dado cuenta de la importancia que tienen los bosques y otros ecosistemas en la fijación del carbono. Desde hace tiempo a los científicos y conservacionistas les ha llamado mucho la atención el valor de los paisajes neotropicales para la conservación de la biodiversidad. Además, existe un gran interés en el potencial de los bosques y otros ecosistemas neotropicales para regular los flujos de agua y servir como filtros, garantizando el flujo de agua limpia desde el paisaje. Todos estos bienes y servicios son parte de lo que, colectivamente, se denominan servicios ecosistémicos, o los bienes y servicios que son proporcionados a la humanidad a través de la función natural del ecosistema.

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM) enfatizó la interdependencia entre el bienestar humano y los procesos naturales que impulsan la función de los ecosistemas. Un análisis influyente de Hooper et al. (2005) resumió aún más el vínculo científico de la biodiversidad con la capacidad natural de los ecosistemas para sobrevivir, prosperar y así continuar proporcionando una amplia variedad de bienes y servicios a la humanidad, muchos de los cuales no se han valorado desde hace mucho tiempo. A medida que el pensamiento ha avanzado más allá del marco conceptual de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio en designar los servicios ecosistémicos como: (1) apoyo, (2) aprovisionamiento, (3) regulación y (4) cultural, ha permitido que los tomadores de decisiones y los científicos avancen en su comprensión y gestión de los ecosistemas, con énfasis en los diferentes objetivos en función de las metas de los diferentes grupos de interés.

Una comprensión básica de los procesos biofísicos que impulsan los ecosistemas ayudará a los tomadores de decisiones y gerentes a entender y valorar mejor los beneficios que aportan las áreas naturales, así como entender las compensaciones (*trade-offs*) inherentes a las decisiones difíciles que son necesarias para garantizar el bienestar humano en una era de cambio global. Sin embargo, la gestión del suelo y los ecosistemas es un esfuerzo humano impulsado por fuerzas socioeconómicas y depende de los principios de la buena gobernanza para lograr unos resultados positivos. Es fundamental entender los diferentes impulsores sociales y económicos del cambio, así como las escalas en las que funcionan en una determinada unidad de gestión. Es de igual importancia desenredar la red jurisdiccional que rige la gestión del uso del suelo.

Las cuencas hidrográficas y las laderas neotropicales

Las cuencas son áreas de tierra delimitadas por crestas de colinas o montañas donde toda la precipitación que cae dentro de ellas o bien vuelven al cielo a través de la evapotranspiración, fluye por el suelo hacia una corriente común o entra en la matriz del suelo. Pueden ser extremadamente grandes y cruzar diferentes ecosistemas (p.ej., a través del gradiente altitudinal de páramo, bosque montano y bosque de tierras bajas) o estar limitadas a unas pocas hectáreas. Debido a que forman límites hidrológicos, estas son un atractivo sistema de estudio para los científicos y los gerentes para gestionar el agua dentro de la cuenca. También son una unidad socioeconómica atractiva porque vinculan las comunidades aguas arriba con los usuarios aguas abajo.

Los terrenos de ladera incluyen las áreas de colinas y montañas que se definen como “un terreno con una pendiente promedio mayor del 12%” (Shaxson, 1999). Estas definen las cuencas vertientes por

donde fluye el agua a las ciudades y son el hogar de los agricultores. A causa de sus pendientes no son propicias para la agricultura mecanizada. Aunque los sistemas tradicionales de agricultura aquí han sido de subsistencia y utilizan sistemas tradicionales con tecnologías de impacto relativamente bajo, “*cada vez es más evidente que la sostenibilidad de la agricultura de subsistencia en terrenos de ladera se está deteriorando constantemente como resultado del rápido crecimiento poblacional y la sobreexplotación de la base de los recursos de la tierra*” (Shaxson, 1999). Los principales centros de población del neotrópico obtienen el agua en el interior de las cuencas, así como otros múltiples servicios ecosistémicos de las laderas a su alrededor y por encima de ellos. Debido a que la subsistencia y el bienestar de millones de personas en el neotrópico están vinculados a los ecosistemas de los terrenos de ladera, es fundamental que se gestionen eficientemente para el beneficio de todos.

Una serie de principios para guiar la gestión de las cuencas hidrográficas

La gestión de las cuencas hidrográficas es una tarea humana que no solo debe basarse en la mejor ciencia y prácticas de manejo, sino que también depende de una gobernanza adecuada. La diversidad cultural, política y biogeográfica a través de los terrenos de ladera del neotrópico indica que los sistemas de gobernanza deberán adaptarse a las condiciones locales. Ya sea con la creación de nuevas entidades o con la reforma de las leyes e instituciones existentes, un conjunto de principios (descritos a continuación sin orden de importancia) debería guiar las prácticas de manejo de las cuencas hidrográficas:

Invertir en la educación pública y en el fortalecimiento de capacidades sobre cómo funcionan las cuencas hidrográficas y los bienes y servicios que aportan

- Un aumento de la concienciación acerca de las cuencas hidrográficas es fundamental para que los tomadores de decisiones de todos los niveles del gobierno entiendan las consecuencias de las

políticas y acciones, lo que es particularmente importante debido a la gran expansión del desarrollo de grandes infraestructuras en las cuencas. Es igualmente importante que el público en general, especialmente las comunidades aguas arriba actúen como “ciudadanos del agua” para desempeñar una función de custodia del suelo y agua. Crear esta conciencia es esencial para promover el desarrollo sostenible en las laderas del neotrópico.

- La educación pública y el fortalecimiento de capacidades para explicar las conexiones entre las jurisdicciones políticas en una cuenca y demostrar la variedad de servicios ecosistémicos de esta, son fundamentales para maximizar la cooperación, participación y avanzar hacia una planificación y gobernanza biorregional.
- Capacitación del personal técnico dentro de los municipios y de las agencias de los servicios de agua, manejo de bosques, conservación y agrícolas en la profundización de conocimientos sobre los conceptos básicos de la dinámica de la cuenca (tanto en el plano ecológico como político), incluyendo la recopilación y análisis de datos científicos, la participación en los procesos de gobernanza efectiva y la resolución de conflictos entre los distintos usuarios de la cuenca.

Rigor en la utilización de herramientas de diagnóstico basadas en la ciencia ecológica y el mapeo de la toma de decisiones formales e informales en la cuenca

- Los datos científicos relevantes (p.ej., líneas de base de la cobertura forestal, corrientes de aguas, reservas de aguas subterráneas, etc.) son esenciales para guiar la planificación y la toma de decisiones en las cuencas. Deben estar disponibles públicamente y ser actualizados frecuentemente, siguiendo un programa de monitoreo diseñado adecuadamente.
- Un inventario de las leyes, programas, organismos y organizaciones existentes que ejercen un impacto en el uso de los recursos dentro de una cuenca es una herramienta de diagnóstico

esencial para planear la reforma de la gobernanza de la cuenca.

Rigor en la utilización de herramientas de planificación integrada y participativa y estructuras y procesos de gobernanza innovadores

- La planificación de las cuencas hidrográficas debe combinar la planificación del uso del suelo con la del uso del agua. Debe unir e integrar las jurisdicciones aguas arriba y aguas abajo, tanto urbanas como rurales, para avanzar hacia la gobernanza biorregional de la cuenca. La gobernanza y la gestión deben tener en cuenta las diferentes escalas espaciales y temporales de los procesos biofísicos, sociales y económicos. La participación de múltiples actores interesados, incluyendo la participación significativa de las organizaciones comunitarias y las instituciones públicas es fundamental para la sostenibilidad a largo plazo.
- Las políticas de agua y uso del suelo deben ser concebidas, coordinadas y ejecutadas por una federación de jurisdicciones vecinas, pero deben implementarse de manera descentralizada. Para hacer esto efectivo, deben gozar de adecuada autoridad local y los recursos deberán ser transferidos a nivel local por las instituciones nacionales.
- Las prioridades de uso de recursos dentro de una cuenca deben ser objeto de debate público y ser transparentes para, posteriormente, ser utilizadas para guiar las decisiones de gobierno.
- Los esfuerzos de la sociedad civil pueden potenciar el impacto de la protección pública y los programas de incentivos, que pueden incluir la supervisión para garantizar la responsabilidad pública.

Proporcionar financiamiento e incentivos mientras se cumplen las leyes para la custodia efectiva de la cuenca hidrográfica

- El financiamiento de la protección de las cuencas para garantizar los servicios ecosistémicos es

una prioridad nacional: no puede ser financiado solamente a través de las cuotas de los usuarios locales o fondos de capitalización voluntaria y podría también requerir asignaciones del gobierno central.

- El pago por servicios ecosistémicos (PSE) es una herramienta prometedora, pero no puede ser un sustituto para la creación de un ambiente propicio para una economía rural viable que salvaguarde la salud de las cuencas hidrográficas (p.ej., los servicios de extensión y los programas de crédito para agricultores, silvicultores y otros administradores de tierras rurales sostenibles).
- Los incentivos son solo una parte de la solución; una buena gobernanza requiere la movilización de recursos para el cumplimiento de la ley y la vigilancia de la cuenca.



Capítulo 1

Introducción a los servicios ecosistémicos de las cuencas hidrográficas

1 Introducción a los servicios ecosistémicos de las cuencas hidrográficas

Introducción

Los seres humanos extraen un importante número de bienes y servicios de los ecosistemas terrestres (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2003, 2005). Algunos de ellos son evidentes como la madera, los frutos, la carne de animales silvestres y demás productos comestibles que produce el bosque, pero otros bienes y servicios no son tan evidentes. Cada vez más, los tomadores de decisiones se han dado cuenta de la importancia que tienen los bosques y otros ecosistemas en el secuestro de carbono, porque tanto la desaparición de la vegetación y la disminución de los pantanos ocasionan emisiones de dióxido de carbono (U.S. DOE, 2012) y donde se siembran árboles – particularmente en los trópicos – el dióxido se eleva y sale de la atmósfera (Bala et al., 2007). Desde hace tiempo los científicos y conservacionistas han hecho hincapié en el valor de los paisajes neotropicales para la conservación de la biodiversidad ya que los bosques y demás ecosistemas dan albergue a un gran número de especies. En las últimas décadas, los conservacionistas y formuladores de políticas también han resaltado el potencial de estos para regular el flujo de las corrientes (Ibáñez et al., 2001, Laurance, 2007, pero también véase Calder et al., 2007) y juegan un papel importante garantizando la calidad del agua (Uriarte et al., 2011). Todos estos bienes y servicios son parte de lo que colectivamente se llama servicios ecosistémicos o los bienes y servicios que son proporcionados a la humanidad a través de la función natural del ecosistema.

Los ecosistemas no existen en un vacío, están bien definidos y sus dinámicas están limitadas por el contexto biofísico dentro del cual se encuentran. Como todas las plantas necesitan luz solar, nutrientes y agua para crecer, la disponibilidad de estos recursos sirve para definir la tasa en la cual las plantas pueden crecer y, al mismo tiempo, pueden determinar tanto el tipo de ecosistema, como las especies que existen

dentro del sistema (ter Steege et al., 2006). Por ejemplo, los bosques tropicales húmedos de las tierras bajas requieren de abundante agua durante todo el año, a diferencia de los bosques tropicales secos, los cuales están compuestos en gran medida de especies adaptadas a largos períodos de sequía y poseen una estructura diferente. Los procesos geológicos definen el lecho rocoso de un lugar y ayudan a determinar los suelos donde crece la vegetación (Brady, 1990), a su vez, los suelos ayudan a definir el suministro de nutrientes a las plantas, lo que ayuda a determinar las tasas de crecimiento (p.ej., van Breugel et al., 2011), la composición de las especies (Condit et al., 2013) y la medida en que los nutrientes se reciclan dentro del ecosistema o se diluyen por las precipitaciones. Por consiguiente, el contexto biofísico no sólo determina la vegetación sino que también define la forma en que los nutrientes y el agua son reciclados dentro del ecosistema y salen mediante ríos y arroyos o regresan a la atmósfera en forma de gases.

Las tasas en las que las plantas crecen, mueren o se regeneran determinan las dinámicas del sistema, las cuales a su vez están influenciadas por el tipo de perturbación natural y, cada vez más, antropogénica (U.S. DOE, 2012). La caída de un solo árbol en el bosque da origen a un pequeño claro que será repoblado en pocos años y desaparecerá para casi todos los ojos, menos para los mejor capacitados, mientras que un gran incendio ocasionado por actividades humanas dejará una cicatriz en el paisaje durante décadas o incluso más tiempo. Los procesos mediante los cuales el bosque cierra el claro o se reemplaza a sí mismo casi por completo, en el caso de un incendio u otra perturbación catastrófica, son esenciales para la existencia continua del sistema. Hay una opinión generalizada donde la biodiversidad juega un papel muy importante en la capacidad del ecosistema para reemplazar la vegetación de forma natural (Hooper et al., 2005), así como en los procesos necesarios

para reconstituir las existencias de nutrientes y devolver el potencial del sistema para absorber y reciclar el agua.

La base que afianza un ecosistema y garantiza su existencia continua depende de su contexto biofísico, pero también incluye los procesos y ciclos naturales que le permiten continuar su existencia sin impedimentos y recuperarse de la perturbación, ya sea relativamente benigna o catastrófica. La disponibilidad de todos los bienes y servicios que las personas precisan del ecosistema depende de la capacidad del ecosistema para subsistir. Sin embargo, las fuerzas motrices que afectan la capacidad de la cuenca hidrográfica para proveer y regular de una forma adecuada y sostenible estos bienes y servicios son de naturaleza socioeconómica y política. Por lo tanto, el contexto biofísico de la cuenca es complementado por un contexto humano, originando así un sistema integrado mediante el cual los diversos actores (como pequeños terratenientes, comunidades locales, autoridades locales, organizaciones ambientales y negocios entre otros) toman decisiones que ejercen un impacto en las dimensiones físicas de la cuenca. Es por ello fundamental que quienes formulan las políticas y otros tomadores de decisiones comprendan los principios y conceptos básicos relacionados con la función del ecosistema así como las diferentes necesidades y valores de los grupos de interés de las cuencas para tomar decisiones informadas para un mejor manejo de los servicios ecosistémicos en los paisajes de usos múltiples dominados por el hombre.

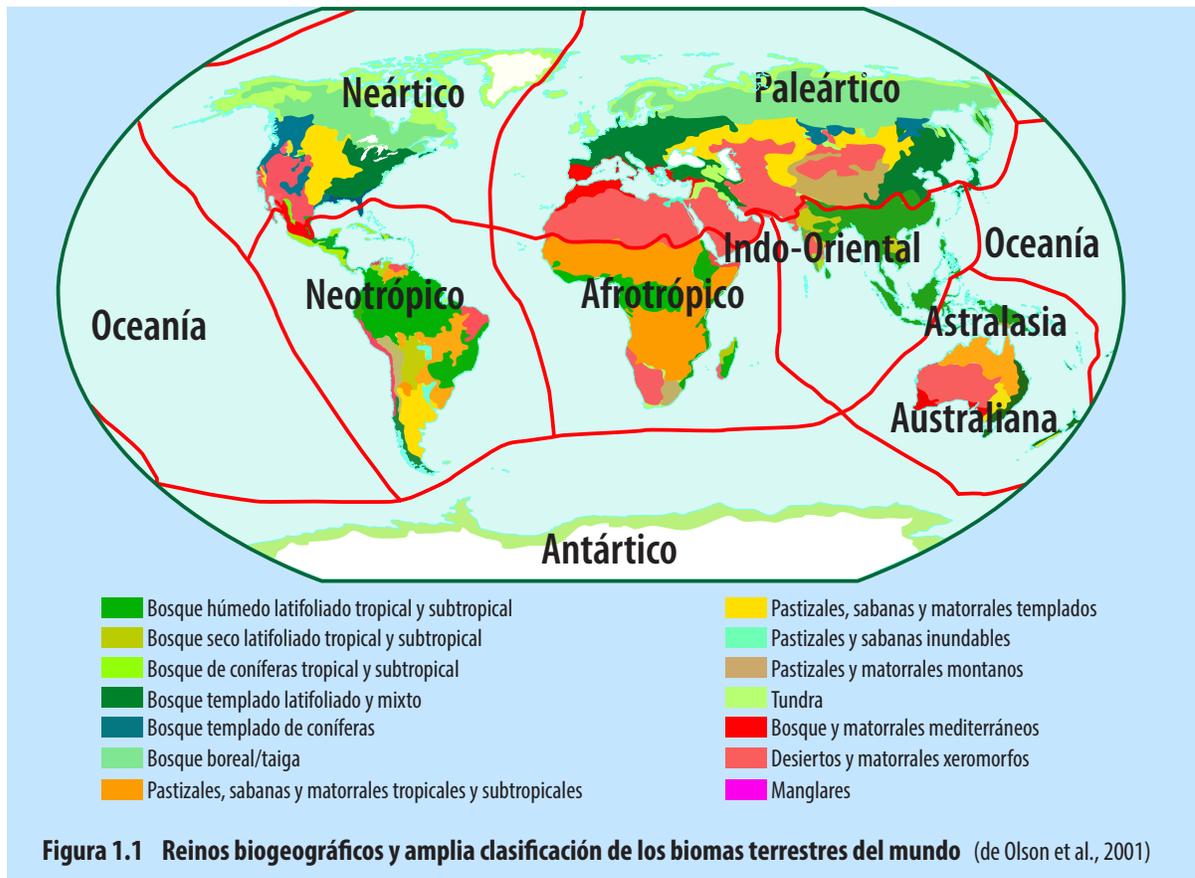
¿Qué son las cuencas hidrográficas?

Las cuencas hidrográficas son áreas de tierra rodeadas por crestas de colinas o montañas donde toda la precipitación que cae dentro de ellas o bien vuelve al cielo mediante la evapotranspiración, fluye sobre el suelo hacia un arroyo común o entra en la matriz del suelo. Pueden ser extremadamente grandes y cubrir diferentes ecosistemas (p.ej., la cuenca del Amazonas) o pueden estar limitadas a unas cuantas hectáreas. Debido a que forman límites hidrológicos, las cuencas son atractivas como estudios de sistemas para los hidrólogos, dentro del manejo del agua para los gestores y, ya que el agua es una fuerza impulsora

para el ciclo de los nutrientes, las cuencas también se han mostrado sumamente útiles como unidades de estudio para los ecólogos (Bormann y Likens, 1979). Son una unidad socioeconómica atractiva porque vinculan las comunidades aguas arriba con los usuarios aguas abajo pero, al mismo tiempo, puede ser difícil manejarlas ya que no corresponden necesariamente a límites políticos o unidades de gobierno. Aunque hay desafíos biofísicos y sociales cuando se utilizan las cuencas como unidades de manejo, éstas proporcionan un contexto ideal dentro del cual se pueden conceptualizar y gestionar los servicios ecosistémicos (Bennett et al., 2013).

¿Qué son terrenos de ladera?

El presente documento se enfoca en las áreas altas tropicales con topografía escarpada y las cuencas hidrográficas claramente definidas. Esto incluye no sólo las regiones montañosas, sino también paisajes de colinas con pendientes pronunciadas (terrenos de ladera). Éstas difieren de los paisajes más llanos no sólo por sus pendientes sino también por sus prácticas agrícolas históricas. Shaxson (1999) señala que la topografía tiene un papel importante para definir los estilos de agricultura y define los “terrenos de ladera” como *“un terreno con una pendiente promedio mayor al 12%, lo cual equivale aproximadamente a 7°”*. De hecho, *“los pequeños agricultores que viven en terrenos de ladera en el trópico constituyen un gran sector de la población mundial y operan sistemas de agricultura de subsistencia utilizando tecnologías tradicionales diseñadas para lograr una producción de cosechas constantes con rendimiento y niveles de ingresos sumamente bajos, por ello, la mayoría de los terrenos de ladera cuentan con sistemas de producción constante relativamente estables. Sin embargo, cada vez es más evidente que la sostenibilidad de la agricultura de subsistencia en terrenos de ladera se está deteriorando constantemente como resultado del rápido crecimiento poblacional y la sobreexplotación de la base de los recursos de la tierra”* Shaxson (1999). Es dentro de este contexto que el presente informe considera a los servicios ecosistémicos.



Alcance del presente informe

En marzo del 2014, la Iniciativa de Capacitación de Liderazgo Ambiental (Environmental Leadership Training Initiative - ELTI) y el Proyecto de Reforestación de Especies Nativas (PRORENA) llevaron a cabo una conferencia, patrocinada por el Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), en el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (Smithsonian Tropical Research Institute - STRI), en la Ciudad de Panamá, Panamá. El propósito de la conferencia era resaltar los recientes avances en la investigación de los servicios ecosistémicos en los terrenos de ladera del neotrópico. La conferencia, titulada “Manejo de cuencas hidrográficas para la provisión de servicios ambientales en paisajes modificados del neotrópico”, pretendía resumir la mejor investigación disponible en un lenguaje accesible para quienes formulan las políticas, gestionan las tierras y demás tomadores de decisiones y, de esta manera, progresar en el manejo de las cuencas hidrográficas de la región.

La premisa principal de la conferencia fue que, en esta era de cambios en el uso del suelo debido a la creciente población y al crecimiento económico, así como el desafío que supone el cambio climático, es esencial tomar las mejores decisiones posibles en cuanto a políticas y prácticas para el bienestar del diverso grupo de actores de interés que existen en las cuencas hidrográficas neotropicales, de hecho, es un requerimiento si se desea mantener el desarrollo económico y el bienestar humano. El presente informe presenta una síntesis de la ciencia, la política y las prácticas de manejo que se hablaron durante la conferencia y, aunque el enfoque es en cuatro grandes ecosistemas, puede utilizarse para enmarcar la gestión de otros ecosistemas en la región.

Los neotrópicos representan uno de los ocho reinos biogeográficos (figura 1.1). Este documento utiliza la clasificación de Olson et al. (2001) para definir 14 biomas dentro del reino del neotrópico. En este documento se presentan mapas y figuras a nivel de país, pero se limitan a países que representan el área

mayoritaria de los terrenos de ladera tropicales del neotrópico. En particular, Brasil se omitió de estas figuras porque el paisaje más llano de la cuenca del Amazonas se diferencia, en términos de manejo, de la cuenca hidrográfica. Sin embargo, el debate del capital natural y el manejo de servicios ecosistémicos sí aplican a los terrenos de ladera de los bosques lluviosos del Atlántico brasileño.

El informe empieza tratando el tema del contexto biofísico y los procesos del ecosistema que son la base de la producción de los servicios ecosistémicos (capítulo 2). Después define y describe los diferentes tipos de servicios ecosistémicos según el marco de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) (capítulo 3). El capítulo 4 trata sobre los impactos que el uso del suelo y el cambio climático ocasionan en la provisión de los servicios ecosistémicos en la región. Le sigue un tratado sobre consideraciones socioeconómicas, incluyendo los retos en la gobernanza por el manejo de las cuencas (capítulo 5). El capítulo 6 describe el estado del conocimiento del manejo de los servicios ecosistémicos en las cuencas en terrenos de ladera neotropicales y termina con una serie de principios básicos para su manejo. Los autores creen firmemente que las complejidades sociales y biofísicas no permiten que se utilice un método universal para el manejo de los servicios ecosistémicos. El informe concluye con una serie de estudios de casos (capítulo 7), diseñados para mostrar el estado de las prácticas utilizando la ciencia para nutrir el manejo. Este último capítulo, de ninguna manera representa la abundancia de ejemplos del progreso en la gestión de las cuencas en la región, sino que tiene la intención de crear consciencia en cuanto a la diversidad de contextos y métodos novedosos que están siendo aplicados para el manejo de las cuencas hidrográficas neotropicales.



Capítulo 2

Comprender el capital natural

2 Comprender el capital natural

En este capítulo se describe el contexto biogeofísico y los procesos ecosistémicos que sustentan la producción de los servicios ecosistémicos. Los servicios ecosistémicos, descritos en el capítulo 3, son el capital natural de la gestión del paisaje en el neotrópico.

Contexto geofísico

Tiempo y clima: lo que define a los trópicos

Los trópicos meteorológicos se encuentran aproximadamente entre los 30° al norte o al sur del ecuador y son definidos por patrones de circulación de aire atmosférico. En términos generales, están compuestos por una banda de sistemas de baja presión obligada a dirigirse hacia el norte y el sur por sistemas paralelos de alta presión. Estas zonas de baja presión cercanas al ecuador producen tormentas convectivas, en su mayoría tormentas eléctricas, donde el creciente aire húmedo se calienta y es impulsado por el calor liberado durante la formación de gotas de agua procedentes del vapor de agua atmosférico. Esta banda de zonas de baja presión y tormentas asociadas se denomina Zona de Convergencia Inter-Tropical (ZCIT) y su localización varía durante el año, moviéndose estacionalmente hacia el hemisferio donde sea verano. Además, la zona está fuertemente modificada por la corriente monzónica en tierra (causada por el calentamiento de los continentes en relación con el océano adyacente) y por las surgencias ecuatoriales y costeras en el mar (Christensen et al., 2013).

Más allá de 10° desde el ecuador, la rotación de la Tierra ejerce una fuerza lateral eficaz para mover el aire; esta fuerza está a la derecha en el hemisferio norte y a la izquierda en el sur (efecto Coriolis o vorticidad) (Strahler, 1969). Este fenómeno ayuda a organizar un flujo fuerte de aire hacia el este en la atmósfera inferior con dirección a la ZCIT (vientos alisios). Los sistemas de baja presión se forman en el flujo de los vientos alisios a medida que estos se mueven sobre el océano; recibiendo el nombre de “ondas tropicales”. Si estos sistemas de baja presión

se desarrollan e intensifican sobre agua caliente fuera de la banda de latitud de 10° alrededor del ecuador, se podría desarrollar una circulación ciclónica (en sentido contrario a las agujas del reloj, al norte; en sentido de las agujas del reloj, al sur). Si hay suficiente agua caliente que sirva como fuente de calor latente, este tipo de circulación puede intensificarse y convertirse en poderosas tormentas ciclónicas (Emanuel, 1988). Si estas aparecen en el hemisferio occidental y con una fuerza cada vez mayor, se las conoce como “depresiones tropicales”, “tormentas tropicales” y luego “huracanes”. Las tormentas ciclónicas afectan a las costas este y oeste de México, así como a las del norte de Panamá en América Central, las costas caribeñas y atlánticas de América del Norte y las islas del Caribe (National Hurricane Center, 2014). El ciclón Catarina ha sido el único registrado desde la costa de Brasil, el 26 de marzo del 2004 (Marcelino et al., 2004).

Los límites norte y sur de los trópicos son definidos por los límites típicos de los frentes fríos de invierno en los respectivos hemisferios, que a menudo están asociados con el clima helado. Sin embargo, los frentes se pueden desplazar adecuadamente hacia los trópicos, casi alcanzando el ecuador (Strahler, 1969; Marengo et al., 1997a,b). Estos frentes están asociados normalmente con lluvias fuertes y prolongadas con notables descensos de temperatura.

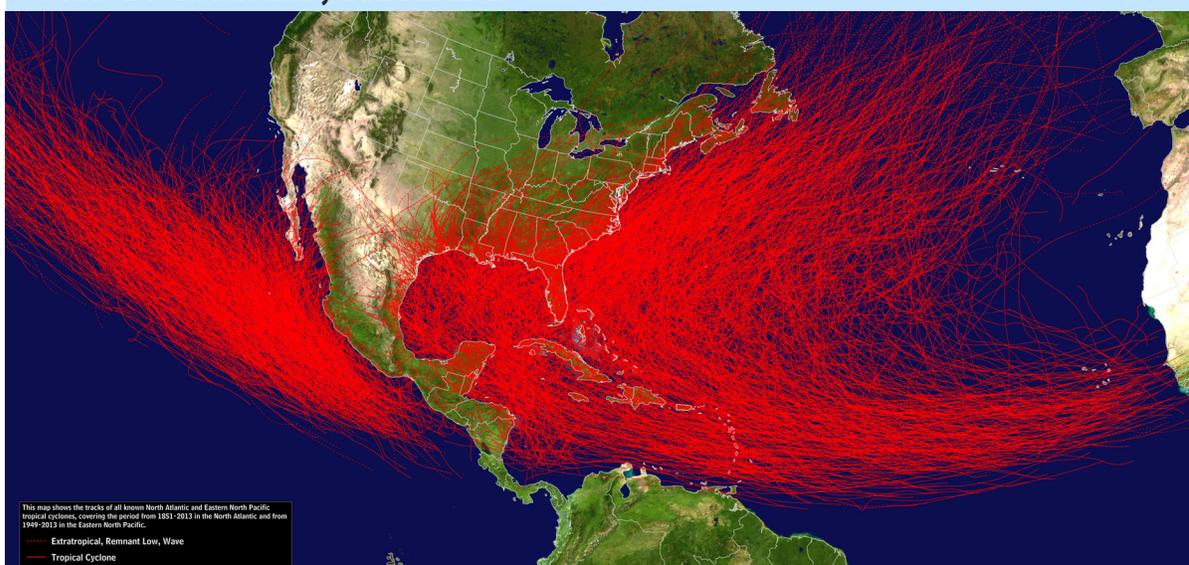
Los tipos generales de circulación del aire tropical mencionados anteriormente establecen las características principales de las precipitaciones tropicales y de la estacionalidad. En la zona ecuatorial, la estacionalidad de las precipitaciones es considerablemente menor en comparación con otros lugares de los trópicos,

así como el débil efecto Coriolis que permite que las precipitaciones caigan tanto sobre el lado este como el oeste de las cordilleras del Norte y Sur. Al norte y sur de la zona ecuatorial, el clima por lo general es seco durante la temporada de vientos alisios (en el hemisferio que se encuentre en invierno) y los flancos orientales de barlovento de las montañas son regados por **precipitación orográfica**, mientras que los flancos orientados hacia el oeste de sotavento son mucho más secos (Strahler, 1969). Conforme aumenta la

distancia desde el ecuador, la precipitación anual disminuye considerablemente y las costas del oeste localizadas lejos del trópico ecuatorial tienen desiertos sumamente áridos.

Las grandes tormentas normalmente conducen a regímenes de perturbación de paisaje relacionados al clima (caídas de árboles, inundaciones, flujos de detritos, deslizamientos) y la naturaleza de estas tormentas también cambia con la distancia que tenga desde el

CUADRO 2.1 Los huracanes y el huracán Mitch



Todos los ciclones tropicales conocidos a través del 2013 del Atlántico Norte y al este del Pacífico Norte

(de http://www.nhc.noaa.gov/climo/imagenes/1851_2013_tc.jpg)

Los huracanes son las tormentas más poderosas que afectan a los trópicos húmedos. El Centro Nacional de Huracanes de Estados Unidos (CNH) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés) monitorea, describe, documenta y elabora modelos de huracanes de los océanos Atlántico Norte y Pacífico Nororiental. El resumen climatológico del CNH <<http://www.nhc.noaa.gov/climo/>> así como su archivo de datos <<http://www.nhc.noaa.gov/data/>> se actualizan periódicamente para reflejar las tormentas de años anteriores. El archivo del CNH <<http://www.nhc.noaa.gov/pastdeadlyapp1.shtml?>> describe tormentas individuales y hay una lista de las tormentas más mortales desde 1492 hasta 1996. Al revisar estos archivos se muestra que, durante las peores tormentas, han muerto miles de personas. El huracán Mitch cabe destacar, que fue una tormenta posterior a esta lista (Guiney y Lawrence, 1999; Molnia y Hallam, 1999). Entre el 27 de octubre y el 1 de noviembre de 1998, América Central fue devastada por este huracán categoría cinco, uno de los más destructivos de la historia del hemisferio occidental (Molnia y Hallam, 1999). Honduras, Nicaragua, El Salvador y Guatemala sufrieron daños importantes; algunas partes de Honduras recibieron más de un metro de lluvia. Muchas áreas fueron sometidas a vientos de más de 290 kilómetros por hora (80 metros por segundo). Más de 9.000 personas perdieron la vida como consecuencia de las graves inundaciones y deslizamientos de tierra ocasionados por la tormenta. Molnia y Hallam (1999) ofrecen una extensa documentación fotográfica aérea de las consecuencias de estas inundaciones y deslizamientos de tierra.

ecuador. Las tormentas más grandes cerca del ecuador son de tipo convectivo. Los ciclones tropicales se vuelven importantes más alejados de los límites de latitudes altas de los trópicos (véase cuadro 2.1), mientras que las tormentas frontales pueden ser importantes cuando se encuentran cerca de estos. En la zona ecuatorial, las tormentas convectivas a menudo causan precipitaciones considerables en períodos muy cortos. La lluvia intensa por sí sola puede causar un conjunto completo de perturbaciones. En ocasiones, las mayores tormentas convectivas están asociadas con grandes corrientes descendientes que irradian desde el centro. Así como se observa en las imágenes satelitales, si los vientos son suficientemente fuertes como para derribar árboles, estas zonas de árboles caídos irradian desde un centro en radios definidos que a menudo son de decenas de kilómetros de largo (Etter y Botero, 1990). Las tormentas convectivas locales pueden ser importantes en los trópicos que se encuentran fuera de la zona ecuatorial, pero ninguna tormenta compite con los vientos destructivos y las lluvias extremas de las tormentas ciclónicas. Los frentes fríos de invierno producen lluvias intensas y vientos fuertes en toda la región, fuera de algunos desiertos de la costa oeste (Marengo et al., 1997a,b; Murphy y Stallard 2012b). Los frentes son más frecuentes en las latitudes altas. Algunas de las tormentas más fuertes en los trópicos ecuatoriales han sido frontales, incluyendo las tormentas costeras destructivas de diciembre de 1999 en Venezuela, durante las cuales murieron al menos 15.000 personas (Larsen et al., 2002; Wieczorek et al., 2002) (véase más detalle aquí) y la tormenta de diciembre del 2010 en Panamá (Espinoza, 2011, ACP, 2014b; cuadro 2.2).

Para estructurar las observaciones sobre el promedio del clima en formas que puedan ser fácilmente mapeadas, los climatólogos y ecólogos han desarrollado una variedad de índices de clasificación del clima. Dos son de uso común: la clasificación climática de Köppen-Geiger (Kottek et al., 2006; Peel et al., 2007) y la clasificación climática de Holdridge (Lugo et al., 1999). La clasificación climática de Köppen-Geiger considera la temperatura y la precipitación anual, así como la estacionalidad de la temperatura y las precipitaciones, pero el rol de la altitud no se considera directamente. El índice climático de Holdridge considera la temperatura, la precipitación, la evapotranspiración y altitud anuales, pero el papel de la estacionalidad no

se considera. El hecho de que la estacionalidad no se incluya es una gran deficiencia, ya que este parece ser uno de los factores más importantes que impulsan la biodiversidad de la vegetación leñosa en bosques tropicales continentales (Ashton et al., 2004). ([Clic aquí para ver los posibles cambios relacionados con el cambio climático](#)).

Variaciones y tendencias del clima

Actualmente en el neotrópico es difícil distinguir entre las variaciones climáticas entre décadas y las tendencias sistemáticas de largo plazo asociadas con el cambio global, ya que la mayoría de las observaciones de series de datos meteorológicos temporales son más cortas que las variaciones climáticas de mayor duración (Christensen et al., 2013). Diversos fenómenos climáticos afectan a la región del Caribe y América Central (CAC) entre los cuales se incluyen la ITCZ, el Sistema Monzónico de América del Norte, El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) y los ciclones tropicales. El ENOS es el principal impulsor de la variabilidad climática, donde los años de El Niño están asociados con condiciones secas y los años en los que actúa La Niña se dan condiciones húmedas. (Véase más detalle aquí). Sudamérica (SA) se ve afectada por fenómenos climáticos similares. El ENOS y los modos del Océano Atlántico (la Oscilación Multidecadal Atlántica, el modo Meridional Atlántico y el modo de oscilación Madden-Julian) juegan un papel en la variabilidad interanual de muchas regiones. (Véase más detalle aquí).

Topografía, geología y suelos

Los índices de la clasificación climática de Köppen-Geiger corresponden generalmente a la distribución a escala global de los diversos tipos de vegetación tropical, pero existen fuertes desacuerdos acerca de los detalles, como la presencia de pastizales donde se esperaría que hubiera bosque basado en la clasificación de zona climática (Walter, 1979). Por lo general, estas diferencias se relacionan con factores edáficos (geología, topografía y suelos) y la historia de uso del suelo, tales como historia de deforestación, quema o abandono y rebrote.

CUADRO 2.2 Deslizamientos de tierras y el registro de inundaciones en la cuenca del Canal de Panamá

Del 7 al 9 de diciembre del 2010, la cuenca del Canal de Panamá se vio afectada por la tormenta más grande de su historia (Autoridad del Canal de Panamá, 2011a, 2014; Espinosa, 2011). La tormenta provocó muertes, daños a la propiedad, fallos en las infraestructuras, interrupción del abastecimiento de agua potable y el cierre del canal por 17 horas. La mitad occidental de la cuenca del Canal recibió la mayor cantidad de lluvia que llegó hasta casi un metro. Veinte pluviómetros de la Autoridad del Canal de Panamá (ACP) recopilaron un promedio de cerca de 400 mm de lluvia en la



Vertedero de Gatún en el Canal de Panamá durante el registro de la inundación del 7-9 de diciembre del 2010 Crédito fotográfico: Erik Nicholiasen

cuenca y la tormenta tiene el mayor récord de escorrentía en 3 días. Se estima que es un evento que se presenta en un intervalo de retorno de entre 150 a 300 años. La tormenta fue nombrada "La Purísima, 2010", nombre que los agricultores rurales suelen dar a cualquier tormenta que ocurra dentro de los cinco días alrededor del 8 de diciembre, el día de la fiesta de la Inmaculada Concepción. Esta suele ser la última tormenta grande que tiene lugar antes del comienzo de la estación seca y del fin de la temporada de cultivo tradicional. El puente Centenario, que es uno de los dos puentes que cruzan el Canal de Panamá, estuvo totalmente cerrado por dos meses y parcialmente cerrado por otros seis, debido a los deslizamientos de tierra. El sedimento (de hasta 10.000 a 15.000 mg/L) asociado con la tremenda erosión presentada en las regiones de cabecera del canal, inundó las instalaciones de tratamiento de agua del lago Alhajuela, al llenar los estanques de sedimentación y obstruir los filtros (ACP, 2011c). Las ciudades de Panamá y Colón se quedaron sin agua potable alrededor de dos meses.

Gran parte de esta erosión fue causada por los deslizamientos de tierra. Para evaluar el impacto de estos deslizamientos, a principios de abril del 2011, Stallard y Hruska (2012) volaron sobre un transecto de fotografía de 42 por 5 km de Norte a Sur, a través de la cuenca del Canal central sobre la mitad occidental de la subcuenca del lago Alhajuela. Este transecto cruzó el paisaje afectado por el gradiente de lluvias de la tormenta La Purísima 2010 y calculó unos 200 mm de precipitación en el sur y hasta casi 1.000 mm en el norte. El transecto incluyó los tres principales medidores de caudal, varios pluviómetros, carreteras, tierras agrícolas y bosques maduros. Una vez mapeado el transecto, los deslizamientos de tierra fueron comparados con un mosaico de clasificaciones de paisajes. Se contabilizaron más de 850 diapositivas, a 4 diapositivas por km², y una cobertura de 4.800 m² de diapositivas por km² (0,48%). La erosión por deslizamientos en el transecto (suponiendo una suspensión completa, con una profundidad de 3 metros y una densidad de 1,32 t/m³) aportaría unos 37.000 mg/L de sedimento suspendido en escurrimiento. El promedio de denudación estimado que fue causado por los deslizamientos en el transecto era de 19.000 toneladas/km² en comparación con las tasas anuales medias de aproximadamente 700 toneladas/km²/año estimado por Stallard y Kinner (2005), un factor de 27. El ochenta y cinco por ciento de las diapositivas se tomó en bosques maduros. Si estos resultados fueran una representación de la erosión causada por los deslizamientos en las cabeceras del drenaje del lago Alajuela, entonces estos resultados son más que suficientes para explicar las máximas concentraciones observadas de 15.000 mg/L de sedimentos suspendidos.

Geología y suelos

En la América tropical hay cuatro agrupaciones de paisajes de tierras altas. El grupo dominante abarca las numerosas y casi paralelas cordilleras que prácticamente forman la totalidad del margen occidental

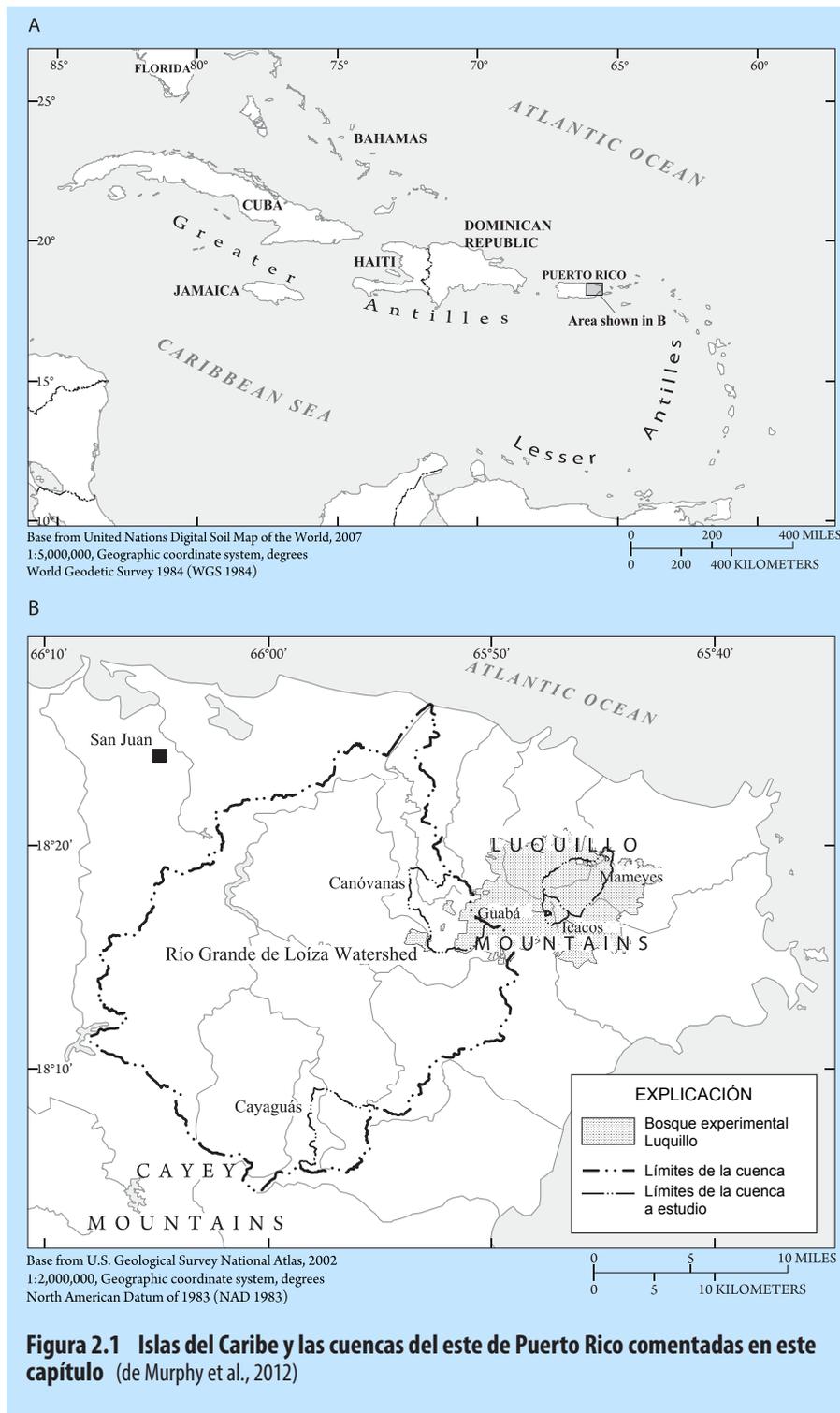
del norte, centro y sur de América. En conjunto, estas son las Montañas Rocosas en el Norte y la Cordillera de Los Andes en el Sur. Estas montañas se han formado a partir de numerosas colisiones de

placas tectónicas oceánicas con placas continentales en los últimos cientos de millones de años. Con cada episodio de levantamiento, se formaron centros volcánicos a lo largo de la cadena montañosa y también profundas cuencas de sedimentación al Este, solo para luego ser incorporadas en levantamientos posteriores. De hecho, quedan pocos espacios de menos de solo 500 m de altitud en este muro de montañas (Broecker y Denton, 1989) y estos son de Norte a Sur, el istmo de Tehuantepec en México, el Lago de Nicaragua, el istmo de Panamá y el Atrato (valle del río San Juan en Colombia). Estos espacios son la principal vía por la cual la humedad se mueve desde el lado Atlántico/Caribe al lado Pacífico de América. Los organismos de tierras bajas pueden migrar a través de estos espacios, mientras que los organismos de tierras altas se ven a menudo bloqueados. En otros lugares, las montañas se elevan miles de metros y muchos países desde México hasta el sur tienen elevaciones que exceden los 5.000 m. Las montañas, en sus laderas orientales, son húmedas y se levantan desde los bosques tropicales de tierras bajas, pasando por bosques montanos, bosques nublados, páramos, tundra y finalmente roca desnuda y, a veces, glaciación. A excepción de algunos grados dentro del Ecuador, las laderas occidentales poseen una tendencia a la sequía y empiezan a partir de desiertos o bosques secos, suben a través de una variedad de ecosistemas dominados por plantas adaptadas a condiciones más áridas, luego páramo seco y finalmente roca desnuda (Walter, 1979). Los Andes se ramifican cerca de la región en la frontera entre Colombia y Venezuela, cerca del inmenso macizo de Santa Marta. La ramificación oriental que está localizada a través de Venezuela recibe humedad en ambos flancos con regiones húmedas y secas, dependiendo de la precipitación orográfica.

Las Antillas Mayores y Menores poseen amplias laderas escarpadas y áreas montañosas (figura 2.1). Todas estas montañas siguen siendo formadas por procesos geológicos activos como falla, plegado y vulcanismo causados por las colisiones de las placas tectónicas oceánicas (arcos insulares). En el sur de Nicaragua y Colombia, la base de los arcos insulares colindó con la base continental; y ahora un arco insular forma la base en Costa Rica, Panamá y el noroeste de Colombia (Coates, 1997).

Las extensas tierras altas del Escudo Guayanés al norte de la depresión del Amazonas, así como el Escudo Brasileño al sur de la depresión, están asociados con un ascenso lento que es impulsado, en parte, por la lenta erosión de la resistente roca madre y por la flotabilidad de la corteza terrestre (Stallard, 1988). El Escudo de Brasil tiene extensas regiones planas, a excepción de las regiones cercanas a la costa sur de Brasil, donde los terrenos de ladera son comunes. A pesar de la naturaleza pasiva y baja de la elevación, el Escudo Guayanés posee grandes zonas de topografía escarpada y algunas cumbres son de casi 3.000 m.

Las montañas continentales, tales como los Andes y muchas cordilleras al norte de Costa Rica, se desarrollaron a partir de la colisión entre las placas continentales y oceánicas (Stallard, 1985, 1988, 1995a,b; Stallard et al., 1991). Aunque a menudo hay un componente de material volcánico fresco y joven de **rocas plutónicas**, gran parte de la roca madre se deriva de sedimentos continentales incluyendo rocas lutitas, esquistos, areniscas, calizas (incluyendo dolomitas) e incluso evaporitas, o ígneas y metamórficas exhumadas por un gran levantamiento (este levantamiento es mucho mayor en las montañas continentales que en los arcos insulares). Cada uno de estos tipos de roca está asociado con suelos característicos. Los suelos más pobres están asociados con areniscas de cuarzo puro y con roca sedimentaria policíclica (formada a partir de partículas sedimentarias que han atravesado muchos ciclos de deposición, levantamiento y erosión) y los sedimentos de tierras bajas derivan de la erosión de estos. Entre las regiones con suelos pobres se incluyen gran parte de las tierras bajas al este de la cordillera de los Andes y las regiones a lo largo del valle del Amazonas. Los suelos más ricos están asociados con rocas volcánicas frescas, volcánicas más maduras, areniscas inmaduras y rocas calizas. Los ríos principales que drenan los Andes arrastran sedimentos derivados de la erosión de estas ricas tierras, por lo que las llanuras aluviales también tienen suelos ricos. El cuarzo, de los minerales formadores de rocas con respecto a la meteorización química y a la erosión física, es el más resistente. Con múltiples ciclos de erosión, deposición y levantamiento, el cuarzo es abundante, por consiguiente a menudo los ríos y suelos son arenosos.



manera lenta y los suelos que se desarrollaron sobre estos sustratos tienden a ser cuarzosos y especialmente empobrecidos en nutrientes y cationes (Herrera et al., 1978; Medina y Cuevas, 1984; Franco y Dezzeo, 1994; Stallard, 1985, 1988; Stallard et al., 1991; Johnsson et al., 1988, 1991).

La meteorización de la roca madre es la fuente dominante de la mayoría de los materiales disueltos en los ríos y de varios nutrientes importantes, en especial el potasio y el fósforo junto con otros muchos oligoelementos. En algunas regiones estos nutrientes poseen fuentes adicionales como polvo de desierto, ceniza volcánica y sal marina que voló a la tierra cerca del océano. En paisajes tropicales montañosos y con colinas, la susceptibilidad del fondo de la roca subyacente a desgastarse, así como su composición química y mineralógica, controlan el suministro de nutrientes y la composición y riqueza de los suelos (Stallard, 1985, 1988).

Como regla general, los paisajes volcánicos más jóvenes forman algunos de los suelos más ricos y

Los levantamientos de los Escudos de Guayana y Brasil han expuesto rocas ígneas antiguas, rocas metamórficas y sedimentos. Estas se erosionan de

los arcos insulares y paisajes derivados de estos también tienden a tener suelos ricos (Stallard, 1995a,b, 2012a). (Véase más detalle aquí).

Los Arcos Insulares se forman en zonas de subducción donde las placas oceánicas chocan; de esta manera se formaron las Antillas Mayores y Menores. Gran parte de América Central y del noroeste de América del Sur es de material de los arcos insulares que ha entrado en contacto con la corteza continental a través del movimiento de las placas. Aunque en los arcos insulares se encuentra material volcánico joven, en muchos casos los volcanes ya llevan extintos mucho tiempo y la erosión ha exhumado las condiciones internas del arco. (Véase más detalle aquí). Los ríos montanos que drenan rocas volcánicas tienden a tener abundantes peñascos negros y poca arena. Solo se encuentran rocas cristalinas plutónicas ásperas y cuarzo en los núcleos más profundos de los arcos exhumados. Los suelos en los plutones son arenosos y los ríos montanos que drenan estas rocas tienen principalmente grandes peñascos y lechos arenosos. En las zonas de tierras bajas, el cambio en la pendiente del río permite la deposición de arena y grava en depósitos localizados que se extraen con frecuencia como un agregado para hacer concreto, aunque esto dañe los ríos asociados. Los sedimentos comunes de los arcos insulares incluyen esquistos (derivadas de depósitos de sedimentos ricos en arcilla) y plataformas de piedra caliza que han sido expuestas a los cambios del nivel del mar y la elevación.

Laderas y erosión

Las laderas se utilizan para caracterizar paisajes. Por ejemplo, tal y como se mencionó en la introducción, las laderas de más de 12 grados definen los terrenos de ladera. En esta sección se explica la función de las laderas a la hora de controlar los procesos a escala de paisajes relacionados con la erosión. La formación de laderas es un tema central en los procesos de meteorización y erosión. Carson y Kirkby (1972) presentaron el concepto de régimen de meteorización, centrándose en la relación del suministro de material suelto y el papel de los procesos de transporte en el control de su transporte eventual ladera abajo. En la meteorización limitada o en la erosión limitada de suministros, la velocidad de erosión está limitada por la habilidad de los procesos de meteorización para generar material suelto o de transporte. Normalmente, estos paisajes son de colinas o montañas, donde las pendientes son por lo general escarpadas y rectas, a menudo cerca del ángulo de reposo

(30°). La condición de contraste es la de erosión de transporte limitada, donde la velocidad de suministro excede la capacidad de los procesos de transporte para eliminar materiales. Los deslizamientos de tierra son poco comunes en las laderas de menos de 12 grados (Larsen y Torres Sánchez, 1998). Tales paisajes tienden a ser mucho más planos con laderas cóncavo-convexas menos empinadas. Las acumulaciones de materiales sueltos y, por lo general, profundamente meteorizados, se desarrollan en el lugar y forman suelos gruesos. Los paisajes con erosión de meteorización limitada, picos, crestas de montaña y fondos de valles suelen comportarse como paisajes limitados en transporte.

Stallard (1985, 1988) examinó el papel de la meteorización química en paisajes de meteorización limitada y en paisajes de transporte limitado. En paisajes de meteorización limitada, la resistencia de la roca madre particular a la meteorización química controla la velocidad de erosión y muchos aspectos del desarrollo general del relieve, con una roca madre susceptible que forma bajos topográficos y una roca madre resistente que forma altos topográficos. Por lo general, la roca madre se localiza cerca de la superficie del suelo y desde una perspectiva agrícola, los suelos son ricos en nutrientes pero difíciles de cultivar. Gran parte de los productos por erosión sólida se componen parcialmente de minerales meteorizados de la roca madre junto con **arcilla rica en cationes**. Durante la erosión de transporte limitada se desarrollan suelos gruesos y el papel de las diferencias de la roca madre se vuelve débil debido al desarrollo de un manto de suelo espeso y profundamente lixiviado. Esta lixiviación se asocia normalmente con **suelos agrícolas pobres**. La vegetación natural interactúa con la topografía y los suelos de diferentes maneras y en diferentes escalas de tiempo. Durante los años normales, las áreas arboladas suelen tener velocidades de erosión menores en comparación con las áreas deforestadas, porque la red de raíces entrelazadas mantiene los suelos en su lugar durante las lluvias. Sin embargo, al anclar el suelo, la vegetación promueve la erosión por deslizamientos porque, una vez que la acumulación del suelo es lo suficientemente gruesa, una gran tormenta o terremoto puede causar fallas de pendientes y deslizamientos de tierra. (Véase más detalle aquí).

Durante las lluvias pueden ocurrir deslizamientos si existe suficiente pendiente (mayor de 12 grados) y sustratos sueltos, pero al mismo tiempo se necesita un umbral mínimo de precipitación para una duración determinada de tormenta (Larsen y Simon, 1993; Larsen y Torres Sánchez, 1998). Una vez que se excede este límite, sobrevienen los deslizamientos de tierra y, cuanto mayor exceso de precipitación, mayor es la probabilidad de que los deslizamientos ocurran (Stallard, 2012a). Algunas tormentas enormes asociadas con grandes focos de deslizamientos incluyen el huracán Hugo en Puerto Rico (Larsen y Torres Sánchez, 1992), el huracán Mitch en Honduras y Nicaragua (Molnia y Hallam, 1999) y las tormentas de gran magnitud en la costa norte de Venezuela en diciembre de 1999 (Larsen et al., 2002; Wiczorek et al., 2002). Los deslizamientos son exacerbados por las actividades humanas como la agricultura, el pastoreo (Larsen Torres Sánchez, 1998; Larsen, 2012) y especialmente la construcción de carreteras (Larsen y Parks, 1997). Los cambios climáticos y la degradación de los bosques debido a la contaminación, invasión de especies y cambio climático pueden también acelerar la aparición de deslizamientos sobre lo que se esperaría que existiera en un rango natural o equilibrado (Stallard, 2012a). Esta erosión agota el suministro de material suelto (suelo) desarrollado en la ladera y después de periodos de tiempo muy largos el suelo volverá a desarrollarse, una vez que se restaure la cobertura vegetal.

Lagos y embalses

Los lagos naturales y artificiales (embalses) son un componente importante de la gestión del paisaje porque proporcionan agua para uso doméstico e industrial, riego, energía hidroeléctrica y hábitat para peces y otros organismos. Los lagos naturales son poco comunes, mientras que los embalses están siendo construidos a gran velocidad. A causa de la erosión en las cabeceras, los lagos naturales presentes en el mundo son por lo general grandes, jóvenes o están ubicados en paisajes con velocidades de erosión muy bajas (Herdendorf, 1982; Stallard, 1998). Existen pocos lagos naturales grandes dentro de los bosques montaños del neotrópico; entre los más grandes se encuentran los lagos de Titicaca y Nicaragua. La mayoría de lagos naturales están asociados con los procesos activos de las fallas, el vulcanismo y la erosión glacial. (Véase más detalle aquí).

Uno de los mayores cambios en el funcionamiento de los ríos es la continua construcción de presas y embalses (Stallard, 1998; Meybeck, 2003; Meybeck y Vörösmarty, 2005; Vörösmarty et al., 2003; Lehner et al., 2011). Muchos de los lagos que se encuentran en las regiones de los terrenos de laderas de América son embalses artificiales construidos para la **hidroelectricidad**, el suministro de agua, la irrigación u otros propósitos (Lehner et al., 2011). Entre las regiones de bosques montaños del neotrópico, México tiene la mayoría de los embalses. Colombia y Venezuela le siguen y numerosos proyectos están planificados a lo largo de los Andes (Finer y Jenkins, 2012; Little, 2014).

La construcción de presas y embalses puede tener consecuencias en ámbitos sociales, ecológicos e incluso económicos que no se contemplan necesariamente durante el desarrollo del proyecto. La construcción de un embalse cambia la forma en que los organismos se mueven a través de los canales, así como también crea y destruye hábitats, altera los regímenes del caudal aguas abajo, atrapa sedimentos y entierra carbono orgánico y otros productos químicos. Más allá de estas generalidades, cada embalse representa un caso individual que debe ser examinado en el contexto del paisaje en el cual se construye. El cuadro 2.3 describe un ejemplo de Puerto Rico. Una vez que se haya propuesto y financiado la construcción de una nueva represa y embalse, tiene un carácter de inevitabilidad. Existen grupos que ahora están trabajando en técnicas y enfoques para mitigar los efectos en la ecología acuática. Por ejemplo, Hartmann et al. (2013) desarrollaron un conjunto de enfoques que están diseñados para mitigar el impacto neto de la construcción de represas al preservar el mayor número posible de hábitats acuáticos.

Efectos de la cobertura del suelo sobre la calidad y cantidad hídrica

Las decisiones sobre el uso del suelo pueden afectar al abastecimiento y la calidad del agua. En el neotrópico, estas decisiones suelen basarse en datos limitados y, sorprendentemente, hay pocos estudios sobre los efectos de la cobertura del suelo sobre el abastecimiento y la calidad del agua en las laderas tropicales que comuniquen conclusiones cuantitativas con errores lo suficientemente pequeños como

CUADRO 2.3 Desafíos del manejo hídrico: El embalse Loíza en la región este de Puerto Rico

Puerto Rico es un ejemplo de algunos de los problemas de gestión y mantenimiento de los embalses. Los valles aluviales en las montañas de Puerto Rico son estrechos y empinados. Por lo tanto, las corrientes responden rápido a la precipitación y además, Puerto Rico tiene la mayor amenaza de inundaciones repentinas de cualquier estado o territorio bajo la jurisdicción del Servicio Meteorológico Nacional de los EE.UU. (Carter y Elsner, 1997). Con el fin de mitigar los niveles máximos de inundación y almacenar el agua para su uso durante todo el año, se han construido numerosos embalses. El embalse Loíza, localizado en la cuenca del Río Grande de Loíza (figura 1), suministra más de la mitad del agua que sirve a San Juan (con una población de 421.958 en el año 2000) (Gellis et al., 2006; Murphy y Stallard, 2012b). Además, las montañas de la región oriental de Puerto Rico proporcionan cerca del 20 por ciento del agua que se utiliza en la isla. En 1999, se estimó que este agua estaba valorada en cerca de 25 millones de dólares por año en términos del costo pagado por los consumidores (Larsen y Stallard, 2000; Scatena, 2001). La escasez de agua es un problema crónico en Puerto Rico. La capacidad de almacenamiento de agua en embalses se pierde a causa de la elevada sedimentación asociada con las tormentas (Webb y Soler-López, 1997). En el siglo XX, grandes sequías afectaron la isla en 1966-1968, 1971-1974, 1976-1977 y 1993-1996 (Larsen, 2000). La sequía de 1993 y 1996 llevó a severos racionamientos de agua para la ciudad de San Juan, en respuesta, los residentes recolectaban agua en recipientes abiertos, lo cual condujo a la aparición de brotes de dengue (Rigau-Pérez et al., 2001).

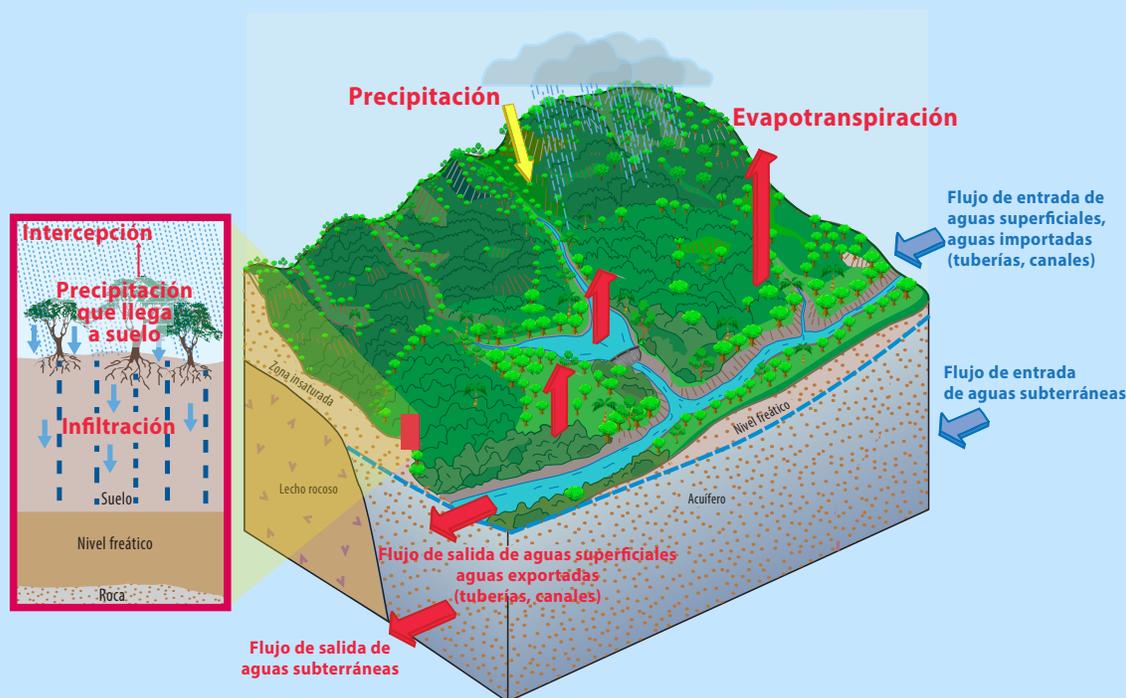
para ser concluyentes. En lugar de esto, las decisiones suelen ser impulsadas por informes anecdóticos, síntesis de metadatos y modelos empíricos generalizados (p.ej., Trabucco et al., 2008). La principal razón es que tales conclusiones cuantitativas generalmente requieren años de trabajo, con mediciones de movimiento de aguas que sean **exactas y precisas** y, en el caso de la calidad hídrica, se necesita un gran número, posiblemente prohibitivamente caro, de muestras y análisis para los resultados cuantitativos. Dos cuadros (cuadro 2.4 y 2.5) describen los componentes y los pasos necesarios para realizar mediciones suficientemente exactas y precisas para obtener datos empíricos para informar a las decisiones de gestión sobre la cantidad y calidad del agua.

Desde la perspectiva de los **servicios ecosistémicos**, las diversas características de la escorrentía tienen un significado diferente. En consecuencia, las alternativas de la cobertura del suelo tienen un impacto económico a través de los efectos hidrológicos e hidroquímicos. Por ejemplo, en cuencas de igual precipitación, que se produzca una mayor escorrentía anual en una cuenca en comparación con otra, indica que alguna característica de la primera es liberar más agua aguas abajo, que es normalmente considerado un servicio debido a sus efectos positivos aguas abajo. Aquí el papel de los bosques es interesante porque la evapotranspiración del bosque es normalmente mucho mayor que la de otras coberturas del suelo, los bosques reducen la escorrentía anual media, a

menudo, entre 150 y 600 mm al año (Brown et al., 2005; Jackson et al., 2005). Esta reducción debe ser considerada en el contexto de los intercambios (*trade off*) (un costo del ecosistema) en el flujo estacional (Bruijnzeel, 1989, 2004; Stallard et al., 2010; Ogden et al., 2013). Una mayor escorrentía en la época seca debido a un **caudal de base** es beneficiosa y es considerada como un servicio. De hecho, mantener el caudal de la época seca puede ser más importante que el caudal anual, especialmente en zonas propensas a la sequía donde el agua potable proviene de los ríos y arroyos. Asimismo, una reducción en el volumen máximo de inundaciones también se considera un servicio, porque los grandes caudales máximos de las inundaciones están asociados con un mayor daño aguas abajo y la erosión del canal. Otra característica que es considerada un servicio es la reducción de la exportación de nutrientes (nitrógeno y fósforo compuestos) y sedimentos de los paisajes arbolados (Stallard y Murphy, 2012b; Stallard, 2012).

Muchos han argumentado que los bosques mitigan los caudales máximos de las inundaciones, tanto los caudales máximos de descarga como los de volumen, donde el caudal máximo de volumen es el total de agua que se vierte rápidamente después de una tormenta. Los detractores del argumento de que los bosques mitigan las inundaciones han argumentado, basados en la teoría y la anécdota y no por observación, que, aunque los bosques pueden reducir en la mayoría de las tormentas los caudales máximos de descarga y volu-

CUADRO 2.4 El equilibrio hídrico y el concepto de cuencas emparejadas en la investigación



El movimiento del agua entrando, moviéndose a través y saliendo de la cuenca

El equilibrio hídrico es una explicación más completa de la precipitación derivada de una tormenta (Healy et al., 2007). Cuando el agua cae sobre la vegetación, una parte queda retenida en el dosel y gran parte del agua se evapora (una pequeña fracción se escurre por el tronco). El agua que finalmente llega a la superficie del suelo se convierte en escorrentía directa, la cual se integra para calcular el volumen de escorrentía máxima, mientras que el resto se infiltra y se convierte en escorrentía tardía y en caudal de base, o es interceptada por las raíces y se devuelve a la atmósfera a través de la transpiración.

Los investigadores utilizan cuencas pequeñas de tamaño similar o “cuencas emparejadas” para comprender cómo afecta la vegetación o el uso del suelo a la hidrología de la cuenca. Idealmente, estas pequeñas cuencas hidrográficas están una al lado de la otra, sobre la misma roca madre, y tienen la misma precipitación y tipo de vegetación original, de tal manera que la única diferencia importante es su historial de uso del suelo. Los investigadores rastrean los diferentes componentes del ciclo hídrico, a medida que el agua se mueve a través del ecosistema y calculan un balance hídrico. A medida que contabilizan toda el agua, pueden entender cómo el cambio en el uso del suelo ha afectado a los diferentes componentes del ciclo hídrico. Esto es, por ejemplo, como los investigadores, en el Proyecto Agua Salud, están estudiando los efectos del cambio en el uso del suelo sobre la regulación de las inundaciones y el caudal en la época seca (véase más adelante).

men, las grandes tormentas sobrepasarían la capacidad de la intersección del dosel e infiltración de los suelos en los bosques para reducir los caudales máximos; básicamente que las grandes tormentas sobrepasan la fontanería del bosque (CIFOR, 2005; van Dijk, 2007). Por otra parte, el bosque puede afectar la escorrentía de las tormentas pequeñas locales, pero no las

grandes tormentas sinópticas (van Dijk, 2007). Alila et al. (2009) señalan que los enfoques estadísticos de la síntesis de los metadatos, en estos y otros estudios similares, son inadecuados porque no comparan adecuadamente los caudales máximos de inundación; y deben revisarse. El CIFOR (2005), cuyo informe se cita como definitivo en muchos artículos posteriores

CUADRO 2.5 Medición del caudal de ríos y arroyos

Para determinar la cantidad de agua que sale de una cuenca hidrográfica, la medición principal es la descarga, Q , que es el volumen de agua que pasa a través de un corte transversal de un canal por unidad de tiempo. Normalmente, Q se da en unidades de metros cúbicos por segundo ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Las mediciones se realizan en secciones transversales calibradas (de acuerdo con USGS) (Sauer y Turnipseed, 2014). En un corte transversal normal, la relación entre la profundidad del agua, S , y Q se desarrolla mediante el uso de la medición directa o a través de calibraciones del vertedero y S se usa entonces para determinar Q . La dificultad que se encuentra normalmente es que durante la mayor parte del tiempo el río no está influenciado por grandes tormentas, pero son normalmente estas tormentas las que mueven la mayoría del agua, sedimentos y algunos productos químicos de una cuenca. La incapacidad para calibrar la relación Q - S a una descarga alta puede ser una fuente importante de error.

Debido a que la descarga aumenta con el área de la cuenca, A , la descarga no se puede utilizar directamente para comparar los procesos del paisaje en las cuencas. Para comparar entre cuencas, es necesario normalizar el área. La medición resultante es la escorrentía instantánea, R , donde $R = Q \cdot a^{-1}$. Las unidades preferidas para R en cuencas pequeñas ($< 1.000 \text{ km}^2$) son (mm h^{-1}), ya que estas suelen ser las unidades utilizadas para la precipitación activa, P . Los ingenieros suelen utilizar una "unidad de descarga" en $\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ en su lugar, pero esta es una unidad poco manejable para establecer comparaciones con otros fenómenos tales como precipitaciones y evaporación. Para facilitar este debate, se utilizan cuatro subíndices: A = total anual, a = media, b = caudal base, (refiriéndose a períodos secos y sin lluvias), p = picos durante las tormentas. En la mayoría de los ríos de las laderas tropicales, R_p suele ser de 10.000 a 100.000 veces R_a , y la medición por encima de este rango es un desafío importante. En la mayoría de las cuencas hidrográficas de laderas, las mayores R_p medidas son ligeramente mayores a 100 mm hr^{-1} (Stallard, 2012b). Además, para llegar a conclusiones sólidas acerca del movimiento de aguas y la cobertura del suelo, las cuencas hidrográficas tienen que coincidir bien en términos de precipitaciones, geología y topografía, con la cobertura del suelo como única diferencia sustancial. El estudio de caso de Panamá es un ejemplo de este par coincidente.

críticos de la idea de que bosques mitigan las inundaciones, presenta una tabla (su tabla 1) de conclusiones basadas en los tamaños de las cuencas que no puede ser atribuida a ninguna referencia primaria que se base en estudios con bases de datos. Por razones similares, los estudios para alcanzar un caudal de base durante la época seca en paisajes boscosos en comparación con otros paisajes son enormemente limitados (Bruijnzeel, 2004).

A continuación se exponen dos ejemplos: uno de Panamá y otro de Puerto Rico, de cómo la cobertura normal del suelo de las laderas neotropicales afecta a la hidrología y la hidroquímica de las cuencas hidrográficas. Estos estudios tienen mediciones suficientemente exactas y precisas sobre una amplia gama de condiciones, para proporcionar resultados cuantitativos. Aunque estos dos estudios abarcan solo dos pequeñas regiones en las laderas neotropicales húmedas, las conclusiones son lo suficientemente determinantes como para servir como una fuente de orientación para otras regiones.

Ejemplo: Comparación de la escorrentía y cobertura del suelo en el Proyecto Agua Salud

El Proyecto Agua Salud está ubicado en la parte central de la cuenca del Canal de Panamá, al lado este del Canal (figura 2.2). En su diseño utiliza los suelos con cobertura boscosa protegidos en el Parque Nacional Soberanía y los suelos agrícolas adyacentes para comparar la dinámica de escorrentía bajo diferentes tipos de tratamientos de la cobertura del suelo. Cada tratamiento tiene al menos una cuenca donde se han instalado medidores precisos de los ríos y pluviómetros (Ogden et al., 2013). El objetivo central es ver si los diversos tipos de reforestación restaurarán los servicios ecosistémicos a escala del paisaje, normalmente demostrada por los bosques, incluidos los relacionados con el agua (Stallard et al., 2010). Los tratamientos de control incluyen un bosque maduro (bosque), un mosaico de pastos, agricultura y sucesión secundaria (mosaico) y pastos ganaderos activos (pastos). Los tratamientos de reforestación incluyen sucesión natural secundaria, plantaciones de especies nativas y plantaciones de teca. Los vertederos de Agua Salud están diseñados para medir la descarga de forma precisa

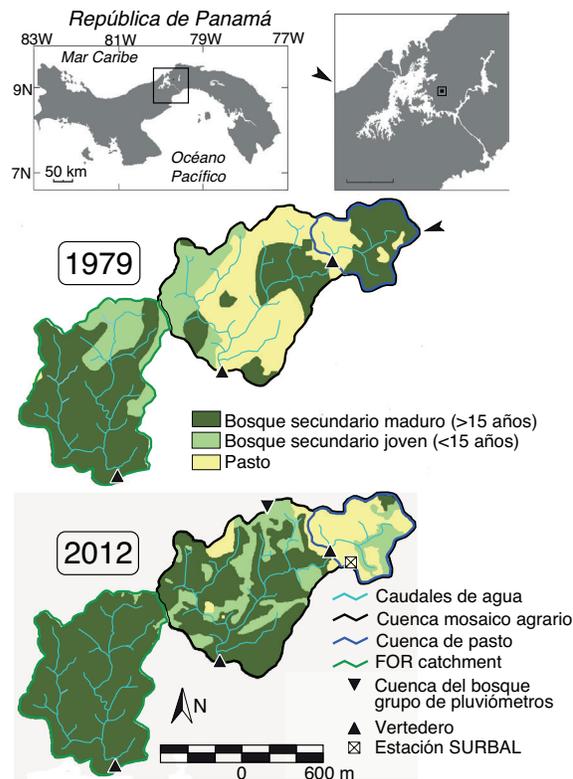


Figura 2.2 Localización del Proyecto Agua Salud y las cuencas emparejadas utilizadas en este ejemplo (De Ogden et al., 2013)

dentro del 2% y se repartieron por triplicado grupos de pluviómetros por todo el paisaje para establecer balances hídricos que son suficientemente exactos y precisos para permitir comparaciones rigurosas de las grandes y pequeñas descargas.

La investigación en Agua Salud, que utiliza tres tratamientos de control de cuencas, aborda con éxito tanto la reducción de los caudales máximos en las inundaciones como el caudal de base mejorado durante la época seca asociados con los bosques. Ogden et al. (2013) completaron una síntesis de más de tres años (2009-2012) de mediciones relacionadas con el agua en las cuencas de control (figura 2.2). Este período comprende uno de los años más húmedos (2010) en el registro (> 100 años) de la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá y la mayor tormenta registrada, que fue del 7 al 9 de

diciembre del 2010 (llamada La Purísima-2010). El muestreo de un año particularmente húmedo es muy significativo. Ogden et al. (2013) demuestran, mediante los datos de precipitación y escorrentía de 435 tormentas, que durante los tres años del registro, las máximas alturas fueron mayores en los pastos, seguidas por el mosaico, siendo el bosque el que obtuvo los picos más bajos. Lo mismo sucedió con los picos de volúmenes, siendo las diferencias entre los tratamientos cada vez más pronunciadas con el aumento del volumen de la tormenta. La última observación contradice completamente el concepto de que las grandes tormentas sobrepasan completamente a la fontanería del bosque.

Los resultados de un balance hídrico para La Purísima-2010 y tres pequeñas tormentas que siguieron posteriormente son especialmente instructivos. Ogden et al. (2013) presentan un procedimiento de balance hídrico que fue usado para años completos, pero que también se pueden aplicar a este grupo concreto de tormentas (tabla 2.1). Utilizando los resultados del bosque como referencia, la tabla es bastante fácil de interpretar: para el grupo de tormentas, el mosaico de la cuenca produjo aproximadamente un 50% más de escorrentía que los bosques, mientras que el de pasto produjo alrededor de 29% más. En comparación con el bosque, el mosaico tuvo un 46% menos de infiltración, mientras que el pasto tuvo alrededor de un 20% menos.

Durante “La Purísima - 2010” el contraste entre los volúmenes de escorrentía del grupo de tormentas, de los distintos tipos de cobertura de suelo, fue tan grande que tuvo consecuencias relativas a los beneficios de la presencia de bosques en las cabecezas del Canal de Panamá. El volumen de escorrentía de La Purísima-2010 era lo bastante grande como para que los dos principales embalses en la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá (Gatún y Madden) se encontraron a capacidad máxima y las medidas de emergencia implicaron cerrar el Canal por 17 horas inclusive. Además, fue necesario utilizar las tuberías de las esclusas como tubos de desagüe para reducir la posibilidad de rotura de la represa (Espinosa, 2011; ACP, 2014b). Actualmente, alrededor del 50% de la cobertura del suelo en la cuenca hidrográfica del Canal es bosque (Unidad de Sensores Remotos, 2006) y gran parte de esta se encuentra protegida.

Tabla 2.1 Presupuesto hídrico de las cuencas de control de Agua Salud para las tormentas del 7-12 de diciembre de 2010 (6 días), incluyendo la mayor tormenta registrada para la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá: “La Purísima - 2010” del 7 al 9 de diciembre

Cuenca Control ¹	Bosque	Mosaico	Pasto ²
Área de cuenca (hectáreas) ^{1,3}	144,2	182,9	42,2
Porcentaje de cobertura ¹	98%	51%	16%
Precipitación total (mm) ^{1,4}	520	520	520
Intercepción del dosel del bosque total (mm) ⁵	45	24	8
Evapotranspiración no-forestal Evapotranspiración (mm) ⁵	0	9	16
Escorrentía total (mm) ⁶	242	362	311
Infiltración (mm) ⁷	233	125	185
Escorrentía relativa al bosque en porcentaje	0%	50%	29%
Infiltración relativa al bosque en porcentaje	0%	-46%	-21%

(Clic aquí para más detalle)

Es razonable sugerir que si este 50% se hubiera convertido en un mosaico agrario, los volúmenes de escorrentía por lo que ahora es el paisaje boscoso habrían sido casi un 50% mayor, o aproximadamente un 20% mayor para toda la cuenca. Dada la precaria situación en la que ambas represas fueron colocadas durante la tormenta, habría sido más probable un gran fallo en la infraestructura con una cobertura del suelo completamente en mosaico agrario.

En contraste con los caudales máximos de inundación, el suministro del caudal de base es especialmente importante durante las épocas secas y las sequías. El caudal de base proporciona agua cuando otras fuentes como el agua de las precipitaciones y embalses pueden ser limitadas o ausentes y proviene de las aguas subterráneas que han penetrado en el suelo y la roca madre fuera del alcance de la mayoría de las raíces de las plantas. Estos caudales mantienen los hábitats de los cursos de agua y los humedales, y proporcionan agua para usos domésticos, de riego, lagos, embalses, hidroelectricidad y transporte. El agua del caudal de base durante la época seca proviene de la infiltración en el suelo durante la estación húmeda y, con mayores tasas de infiltración y mayor penetración, se almacena una mayor cantidad del agua a profundidad. La idea de que este fenómeno (también llamado “efecto Esponja”) se ha alcanzado en algunos o quizá muchos bosques en comparación con otras coberturas de suelo, también

es bastante controversial (Bruijnzeel, 1989, 2004; CIFOR, 2005; van Dijk, 2007; Stallard et al., 2010; Ogden et al., 2013).

En tres años de estudio, Ogden et al. (2013) observaron el “efecto Esponja” en dos épocas secas: 2009 y 2011. Durante el 2010, las condiciones climáticas no fueron lo suficientemente áridas como para ver los efectos de almacenamiento de las aguas subterráneas profundas. Además, en un estudio anterior (Stallard et al., 1999), se compararon los bosques y cuencas de mosaico durante el año más seco registrado (1997) y se comprobó que el “efecto Esponja” en la cuenca boscosa fue especialmente pronunciado.

En resumen, el proyecto Agua Salud muestra una gran altura de los caudales máximos y las reducciones de los máximos de volumen asociadas con los bosques en comparación con el pasto y el mosaico agrícola. También se demuestra “efecto Esponja” con un aumento notable en el caudal de base durante la época seca en los bosques, en comparación con otras coberturas del suelo.

Calidad del agua

El concepto de calidad del agua incorpora tanto los aspectos físicos de los sólidos como de los componentes químicos disueltos (cuadro 2.6).

CUADRO 2.6 Medición de la calidad del agua

Una comparación de la calidad del agua que toma en cuenta la cobertura del suelo añade otro nivel de medición que es la composición del agua. Para cada componente i (las distintas sustancias disueltas o sólidas en el río), se debe medir una concentración C_i a través de una amplia gama de tasas de escorrentía: las numerosas órdenes de magnitud de R . El rendimiento de una cuenca involucra la comparación de los rendimientos instantáneos de los componentes Y_i , donde $Y_i = C_i \cdot R$ (unidades de masa $\text{km}^{-2} \text{h}^{-1}$). La estimación de Y_i requiere la recopilación de muestras individuales o una medición automatizada como la conductividad o turbidez específicas. Para la mayoría de los componentes, sin embargo, se debe recoger una muestra. En numerosos sistemas fluviales sin grandes zonas urbanas o industrias (estas agregan una considerable complejidad que no se puede analizar aquí), hay relaciones bastante simples entre $\log(C_i)$ y $\log(R)$. Para la mayoría de los componentes, $\log(C_i)$ disminuye con el aumento de $\log(R)$ o se mantiene estable (Stallard y Murphy, 2012b, 2014). Debido a que un río pasa la mayor parte de su tiempo con R entre R_B y R_A , se puede utilizar un muestreo ordinario para estimar razonablemente Y_{Ai} para esta clase de componentes. Para algunos componentes, tales como los sólidos en suspensión y las partículas de carbono orgánico (COP), $\log(C_i)$ incrementa radicalmente con $\log(R)$. Para esos últimos componentes, se deben muestrear las tormentas para obtener los rendimientos anuales exactos, Y_{Ai} . El caso de Puerto Rico, a continuación, es el único estudio del paisaje de la región neotropical que ha logrado este objetivo.

Afortunadamente, en las comparaciones en paralelo de las cuencas hidrográficas, no se suele tener que medir Y_{Ai} a través del rango completo de escorrentía para establecer cualitativamente los efectos de la cobertura del suelo sobre la calidad del agua. Normalmente, la comparación es entre los terrenos boscosos y los agrícolas, donde las R_A agrícolas $>$ R_A forestales, o entre dos tipos de tratamientos agrícolas donde las R_A son similares. Comúnmente la relación entre $\log(R)$ - $\log(C_i)$ disminuye con el aumento de la concentración y se compensa de tal manera que C_i en una cuenca es consistentemente mayor que C_i en la otra. Además, los C_i en las cuencas boscosas suelen ser menores que en las cuencas agrícolas en los componentes que son los nutrientes de la planta (en parte debido a la utilización de fertilizantes y algunos residuos domésticos en los paisajes agrícolas) y en partículas tales como los sólidos suspendidos. Cuando se coleccionan muestras de ambas cuencas aproximadamente al mismo tiempo, R coincide razonablemente. La cuenca con C_i constantemente mayor debe tener el Y_{Ai} máximo incluso si no se puede calcular Y_{Ai} con precisión. Además, las normas de calidad del agua se basan normalmente en los niveles en exceso de C_i (Murphy, 2006). Por lo tanto, si C_i en una cuenca excede un estándar constantemente, hay un problema que debe ser abordado.

Los sólidos importantes en suspensión (partículas constituyentes) incluyen arena, limo y componentes arcillosos del suelo, mientras que los componentes químicos disueltos incluyen tanto los bioactivos (p.ej., carbono orgánico disuelto, nitrato, sulfato, calcio y potasio) como aquellos que no son sustancialmente bioactivos (p.ej., alcalinidad, sílice, calcio, magnesio, sodio y cloruro). La erosión ocasiona el aumento de la carga de sedimentos en los ríos y cursos de agua, lo que afecta a la calidad del agua. Como se señaló anteriormente, la erosión tiene tanto aspectos físicos como químicos, y la cantidad de sedimentos que llega a un curso de agua en un momento dado puede depender de la geología, la topografía, el ángulo de la pendiente, la intensidad de la tormenta de lluvia y la cobertura de vegetación. La química del agua depende en parte de la geología, los suelos y las precipitaciones, pero también de las actividades de gestión de los suelos y de la industria aguas arriba dentro de la cuenca.

Ejemplo: Comparación de la calidad del agua y la cobertura del suelo: el Proyecto WEBB en la región oriental de Puerto Rico

En la región oriental de Puerto Rico, el Servicio Geológico de los EE.UU. (USGS, por sus siglas en inglés) inició un estudio de balances hídricos, energéticos y biogeoquímicos (WEBB, por sus siglas en inglés) en cuatro cuencas elegidas para dar una comparación geológica y de cobertura de suelos en cuatro direcciones (figura 2.1, tabla 2.2). Dos cuencas estaban ubicadas en rocas volcánicas (lavas y volcanoclásticas) y dos estaban sobre rocas plutónicas (rocas parecidas al granito con abundante cuarzo grueso cristalino). A su vez, en cada tipo de roca madre hay una cuenca boscosa y otra de mosaico de pastos, tierras de cultivo y bosques secundarios, con algo de urbanización. Sin embargo, un factor de confusión en la interpretación de los resultados fue que las cuencas de mosaico tenían menos precipitaciones que las cuencas boscosas, lo que impide el tipo de comparación hidrológica como en Agua Salud.

Murphy y Stallard (2012a) establecieron recientemente un registro de 15 años de procesos de paisajes, incluyendo el caudal de escorrentía y la química. El componente hidrológico integró varios millones de mediciones de descargas de medidores de caudal del USGS, en lapsos de tiempo de 5 a 15 minutos, con miles de mediciones de pluviómetros automáticos operados por el USGS y la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los EE.UU. (NOAA, por sus siglas en inglés). (Véase más detalle aquí).

Debido al amplio rango de tasas de escorrentía instantánea que fueron muestreadas, este estudio aporta una descripción excepcional, que probablemente se aplica a numerosos ríos tropicales, de cómo se relaciona la calidad del agua con la descarga. En las cuatro cuencas existe un patrón consistente de respuestas (Stallard y Murphy, 2014). Para los solutos, que no son sustancialmente bioactivos (alcalinidad, sílice, calcio, magnesio, sodio y cloruro), la relación es casi **log-lineal** y se puede describir como un promedio ponderado de dos fuentes: la erosión de la roca madre y la deposición atmosférica. Godsey et al. (2009) presentan un marco de modelo sólido que explica por qué esto debe aplicarse, en general, a los ríos mínimamente contaminados. Los componentes bioactivos (carbono orgánico disuelto, nitrato, sulfato, calcio y potasio), que son reciclados por plantas y se concentran en los suelos poco profundos, demuestran relaciones casi planas o **arqueadas**. Cuando son arqueadas, el pico del arco representa presumiblemente una transición del caudal de la matriz del suelo predominante, al caudal de los macroporos cerca de la superficie y, finalmente, al caudal superficial. (Véase más detalle aquí).

Para examinar los efectos de la cobertura del suelo, se debe corregir la diferencia sustancial en el promedio de precipitaciones entre las cuatro cuencas. (Véase más detalle aquí). La corrección para las cuencas en el este de Puerto Rico demuestra que, tanto las concentraciones promedio anuales como los rendimientos netos anuales, son mayores en constituyentes bioactivos y partículas en el mosaico de cuencas que en las cuencas boscosas (tabla 2.2). Las mejoras relativas para los componentes utilizados en los fertilizantes o en los residuos domésticos (potasio, fósforo y nitrógeno) y las partículas son considerables. La mayor cantidad de cloruro en las cuencas desarrolla-

das podría ser de origen antropogénico, pero es más probable que una mayor deposición seca, relativa a la deposición húmeda de sal marina, aumente de forma efectiva la deposición aparente de agua de lluvia con cloruro.

Conclusiones de comparación de casos

Estos dos estudios de caso representan ejemplos de investigación de cuencas que demuestran la diferencia entre la respuesta hidrológica de los paisajes boscosos y no boscosos, pero se necesitan más estudios. Por ejemplo, Bruijnzeel (1989, 2004) ha señalado en varias ocasiones que el efecto esponja no tiene por qué ocurrir en todas las cuencas tropicales, ya que depende de la geología, los procesos de los suelos, la vegetación, los tipos de erosión y la historia del paisaje. Es razonable decir que el estudio de control de cuencas de Agua Salud demuestra claramente que, cuando se compara con los mosaicos o pastos agrícolas, la cuenca boscosa tiene en general menor escorrentía (*trade-off*), caudales máximos de escorrentía menores (servicio) y, en general, un mayor caudal de base (servicio), especialmente en los años más secos. Se necesita mucho trabajo y muchos años en el proyecto Agua Salud para establecer si la reforestación de los pastos y tierras de cultivo puede restaurar estos paisajes a un estado que se asemeje al bosque. El trabajo en Puerto Rico demuestra que las tierras cubiertas de pastos y las tierras de cultivo en el mosaico agrícola generan mayores rendimientos de sedimentos y otras partículas, así como componentes relacionados con los fertilizantes. Las cuencas hidrográficas emparejadas pueden compararse mediante muestreo simultáneo, como se ha explicado aquí, para demostrar cualitativamente la presencia de rendimientos mejorados en las comparaciones entre los bosques y otros paisajes.

Patrones y procesos de los ecosistemas

Los ecosistemas neotropicales

La zona neotropical es uno de los ocho reinos biogeográficos del planeta (figura 1.1) y contiene un amplio rango de ecosistemas forestales (Kricher, 1999). En ella se reconocen ocho grandes regiones (el Amazonas, el Caribe, América Central, Andes

Tabla 2.2 Rendimientos de la cuenca para las propiedades seleccionadas como se observaron y ajustaron para una escorrentía intermedia común (1.860 mm/año), basados en la relación entre la escorrentía y el rendimiento anual. (Los dos valores mayores de cada componente para cada tipo de cálculo están en negrita)

CID: carbono inorgánico disuelto | COD: carbono orgánico disuelto | COP: carbono orgánico particulado | NIT: nitrógeno inorgánico total | SolS: sólido suspendido | mm año⁻¹: milímetros al año | T km² año⁻¹: Toneladas por kilómetro cuadrado al año

Cuenca	Roca madre	Cobertura del suelo	Escorrentía mm año ⁻¹	Nonbioactivo			Bioactivo				Partícula	
				Geológico		Atmosférico	Geológico		Atmosférico		Geológico	Atmosférico
				CID	Si-Si(OH) ₄	Cl ⁻	K ⁺	P-PO ₄ ³⁻	NIT	COD	SolS	COP
Rendimientos netos anuales, T km² año⁻¹												
Canóvanas	Volcánica	Mosaico	970	11,1	10,0	11,5	1,24	0,024	0,66	3,8	355	7,5
Cayaguás	Granítica	Mosaico	1.620	11,0	18,6	14,6	3,45	0,057	1,20	4,7	1.981	19,2
Mameyes	Volcánica	Bosque	2.750	14,1	20,8	19,2	1,98	0,025	0,40	6,9	270	6,0
Icacos	Granítica	Bosque	3.760	10,4	24,0	20,7	2,27	0,011	0,68	10,1	1.985	21,5
Rendimientos netos anuales, ajustados a una escorrentía común T km² año⁻¹												
Canóvanas	Volcánica	Mosaico	1.860	17,1	17,1	20,5	2,45	0,028	1,44	7,3	955	20,8
Cayaguás	Granítica	Mosaico	1.860	11,6	21,0	16,9	4,16	0,062	1,44	5,7	2.370	27,6
Mameyes	Volcánica	Bosque	1.860	12,3	15,5	13,9	1,36	0,021	0,22	4,6	73	2,2
Icacos	Granítica	Bosque	1.860	8,0	18,3	12,1	1,25	0,005	0,30	3,9	158	3,7
Concentración media en 15 años, mg L⁻¹												
Canóvanas	Volcánica	Mosaico	970	11,5	10,3	11,8	1,28	0,024	0,68	3,9	366	7,8
Cayaguás	Granítica	Mosaico	1.620	6,8	11,5	9,0	2,13	0,035	0,74	2,9	1.223	11,8
Mameyes	Volcánica	Bosque	2.750	5,1	7,6	7,0	0,72	0,009	0,14	2,5	98	2,2
Icacos	Granítica	Bosque	3.760	2,8	6,4	5,5	0,60	0,003	0,18	2,7	528	5,7
Concentración media ajustada, mg L⁻¹												
Canóvanas	Volcánica	Mosaico	1.860	9,2	9,2	11,0	1,32	0,015	0,77	3,9	514	11,2
Cayaguás	Granítica	Mosaico	1.860	6,2	11,3	9,1	2,23	0,033	0,77	3,1	1.274	14,8
Mameyes	Volcánica	Bosque	1.860	6,6	8,3	7,5	0,73	0,011	0,12	2,5	39	1,2
Icacos	Granítica	Bosque	1.860	4,3	9,8	6,5	0,67	0,003	0,16	2,1	85	2,0

Central, el este de Sudamérica, el norte de los Andes, el sur de Sudamérica y el Orinoco) que comparten muchas especies de animales y plantas. Estas regiones son el resultado de una historia biogeográfica, clima, geología, tipos de suelo e hidrología diferentes y a su vez, dentro de cada una de ellas se encuentran numerosos ecosistemas diferentes. Para efectos de este documento, los ecosistemas se han dividido y restringido al análisis de los cuatro grandes tipos

de vegetación de las tierras altas: bosque latifoliado húmedo tropical y subtropical, bosque latifoliado seco tropical y subtropical, bosque montano y el páramo (un subconjunto de pastizales y matorrales de montaña) (figura 2.3).

Estos ecosistemas varían en sus características ecológicas (estructura y función de los ecosistemas), de biodiversidad y, sobre todo, en su capacidad de



Figura 2.3 Los biomas y las clases generales de tipos de vegetación en las laderas neotropicales y las áreas adyacentes del bioma neotropical terrestre (de Olson et al., 2001)

recuperación (véase más adelante) de las alteraciones naturales y antropogénicas. Aunque se considera de manera independiente, la yuxtaposición espacial de los tipos y formaciones de vegetación es importante para los diferentes aspectos de los servicios ecosistémicos (Noss y Harris, 1986). La conectividad, donde los diferentes tipos de vegetación y hábitats se apoyan unos a otros a través del paisaje, es particularmente preocupante ya que garantiza el movimiento de especies entre los sistemas para las especies de gran alcance y/o de diversos hábitats y permite las migraciones de especies debido a cambios en el hábitat asociados con el cambio climático (Saura et al., 2014). Las decisiones políticas y de gestión, así como las evaluaciones, deben basarse en un entendimiento sólido de las características del sistema (Heller y Zavaleta, 2009; Hodgson et al., 2009).

Los principales gradientes ambientales que definen la distribución de los ecosistemas neotropicales considerados aquí son las precipitaciones y otras variables ambientales asociadas con la elevación (Gentry, 1988). Otros causantes de las propiedades de los ecosistemas son los suelos, la hidrología y los regímenes de alteraciones naturales y antropogénicas. Las especies individuales se adaptan a diferentes intervalos de gradientes de recursos que constituyen su **nicho**. Como no hay dos especies que sean exactamente iguales, las especies tienen diferentes nichos y utilizan los recursos de diferentes maneras. Estas adaptaciones diferentes pueden ayudar a las especies a coexistir en un ecosistema o hábitat determinado y pueden conducir a un uso general más eficiente de los recursos (Kinzig et al., 2003).

Precipitaciones

Las plantas necesitan agua como elemento constitutivo para los azúcares producidos por la fotosíntesis y para el transporte de los nutrientes en la planta. El agua se libera debido a la transpiración cuando los **estomas** se abren para la absorción de dióxido de carbono. Al perder sus hojas durante los períodos secos, la eficiencia con la que las plantas “gestionan” este intercambio entre la absorción de dióxido de carbono, la pérdida de agua y su capacidad para evitar el estrés hídrico, ayuda a determinar las especies que pueden prosperar y sobrevivir a lo largo de un gradiente de precipitaciones y, por tanto, ayuda a determinar la distribución de los tipos de vegetación (Condit, 1998; Maharjan et al. 2011). En escalas regional y continental, la sequía estacional determina la distribución de especies arbóreas; y la diversidad de especies arbóreas tiende a disminuir con el aumento de la duración e intensidad de la estación seca (Gentry, 1988; Brenes-Arguedas et al., 2009; Engelbrecht et al., 2007; Condit et al., 2013).

Elevación

Varias variables del clima cambian con la elevación a medida que se pasa de las tierras bajas hasta las cimas de las montañas, incluyendo la temperatura, la radiación solar y las precipitaciones. La temperatura disminuye y la precipitación aumenta con la elevación, mientras que la cobertura de nubes aumenta con la elevación y normalmente tiende a disminuir en radiación solar y **déficit de presión de vapor**. Estos cambios en las condiciones climáticas, con el aumento de la elevación, están asociados normalmente con los cambios en la función y estructura del bosque. Por ejemplo, la productividad primaria neta (véase más adelante), la altura de los árboles y el índice de área foliar generalmente disminuyen con el aumento de la elevación (p.ej., Unger et al., 2012). (Véase más detalle aquí).

Suelos e hidrología

El tipo de suelo y las características hidrológicas también ayudan a determinar la productividad, la distribución de los tipos de vegetación dentro de las ecorregiones y los cambios en la composición de las especies dentro de los tipos de vegetación. Por ejemplo, los suelos delgados y la roca madre permeable pueden dar lugar a la presencia de tipos de bosque seco en regiones que reciben abundantes

precipitaciones, en las que podría esperarse que por el contrario alberguen un bosque tropical húmedo. Se ha determinado que las propiedades del suelo, incluyendo la fertilidad, ayudan a determinar las distribuciones de las especies (p.ej., Condit et al., 2013; Clark et al., 1995), el tipo de bosque y la productividad a través de los paisajes (Unger et al., 2012; figura 2.4). Debido a que existe una gran diversidad de tipos de suelo dentro de los trópicos, como la de las regiones templadas, debe considerarse a la hora de evaluar los servicios ecosistémicos en un área determinada. (Véase más detalle aquí).

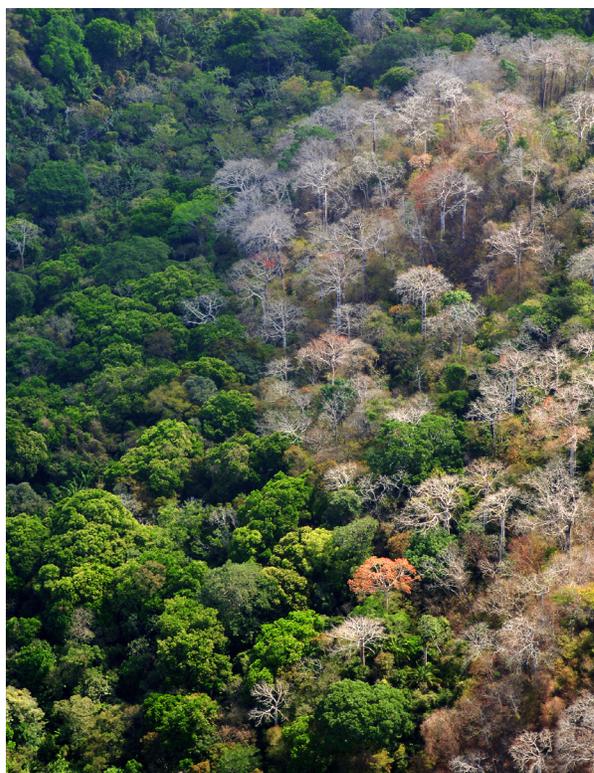


Figura 2.4 El tipo de suelo y los factores edáficos ayudan a determinar la distribución de las especies y de los tipos de bosque

Panamá tiene una gran diversidad de suelos debido a su historia geológica. Aquí se puede observar dos tipos de bosques colindantes dentro de la cuenca del Canal de Panamá, donde el que está dominado por especies caducifolias, *Cuipo-Cavanillesia plantanifolia*, se encuentra sobre suelos sedimentarios marinos con elevado fósforo y el bosque diverso con hojas está sobre basalto. Crédito fotográfico: Archivo de STRI

Perturbación

Otro factor que influye considerablemente en los bosques es el **régimen de perturbación** predominante. La capacidad de un bosque para recuperarse de una alteración se rige por dos propiedades relacionadas de los ecosistemas: resiliencia y redundancia (cuadro 2.7; Naeem, 1998; Gunderson, 2000).

La dinámica de numerosos bosques se caracteriza por un ciclo de regeneración del bosque en donde los claros del dosel están formados por la caída de árboles individuales o múltiples (Hartshorne, 1980). En estos claros se regeneran nuevos árboles, a partir de bancos y lluvia de semillas, así como de plántulas sobrevivientes, plántulas y árboles pequeños que se establecieron y sobrevivieron en el sotobosque antes de que se formara el claro (también llamada regeneración avanzada) (Uhl et al. 1988; Martínez-Ramos y Soto-Castro, 1993; Dalling et al., 2002). La colonización de los pequeños claros normalmente es dominada por la regeneración avanzada de especies que pueden sobrevivir en la sombra, pero a menudo necesitan más luz para crecer en el dosel. En contraste, los claros grandes son normalmente colonizados por especies pioneras que necesitan luz a partir de semillas. Debido a que estas últimas no se pueden regenerar por debajo de la sombra del dosel, serán reemplazadas por especies tolerantes a la sombra después de morir. Estos bosques pueden describirse como un mosaico de parches que cambian a pequeña escala y representan las diferentes etapas sucesionales dentro del bosque (Lieberman et al., 1985; Whitmore, 1989).

En numerosos ecosistemas tropicales se producen periódicamente perturbaciones de mayor escala y alteraciones más severas. Por ejemplo, los bosques que están situados a lo largo de las trayectorias de los ciclones tropicales, en los océanos Atlántico y Pacífico, pueden ser golpeados varias veces por siglo por un gran huracán (cuadro 2.1). Los deslizamientos pueden ser comunes y causar una destrucción periódica de áreas más grandes de bosques en zonas montañosas con pendientes escarpadas, suelos inestables, fuertes lluvias y/o terremotos (cuadro 2.2). Recientemente, la importancia de las sequías periódicas, que causan mortalidad a gran escala y ayudan a determinar la composición de las especies, ha ganado atención (p.ej., Lewis et al., 2011). Los incendios de origen antropogénico y natural (p.ej., los rayos) son un motivo de creciente preocupación tanto en bosques húmedos como secos, especialmente si los eventos de sequía severa se vuelven cada vez más comunes debido al cambio climático (p.ej., Cochrane, 2003).

La estructura, composición y funcionamiento de la vegetación reflejarán estos regímenes de perturbación, con bosques que se caracterizan por un mosaico de etapas sucesionales a escala gruesa. Las grandes masas dominadas por árboles y especies pioneras de crecimiento rápido, bien dispersas y con otros rasgos de historia de vida adaptativa, tales como capacidad de rebrote, serán comunes y de amplia difusión (p.ej., Whitmore, 1998).

CUADRO 2.7 Conceptos de resiliencia y redundancia

La **resiliencia** abarca la idea de la capacidad de un ecosistema de rebotar y retornar a un estado relativamente estable después de una perturbación. Por ejemplo, los bosques que experimentan constantes huracanes pueden incluir especies e individuos que son capaces de rebrotar y así recuperar la cobertura forestal de manera relativamente rápida. También pueden incluir un mayor número de especies de palmeras que son capaces de doblarse y no romperse bajo los fuertes vientos.

La **redundancia** abarca la noción de la cantidad de diferentes especies que están presentes dentro del bosque, que son funcionalmente equivalentes y por lo tanto se pueden reemplazar una a otra, si sucediera que una de las especies desapareciera del sistema por algún motivo (p.ej., enfermedad o quizás, la tala selectiva o cosecha). Así, por ejemplo, un bosque con una sola especie con habilidad de rebrotar que fuera sometido a un huracán severo y, tras el cual, perdiera dicha especie, en ese caso el bosque podría no ser capaz de recuperar la cubierta forestal tan rápidamente como un bosque que tiene otras especies que pueden rebrotar. Otros ejemplos serían la presencia de múltiples especies adaptadas a incendios en bosques sometidos a incendios constantes o aquellos capaces de captar el nitrógeno atmosférico a través de la fijación de N_2 y devolverlo al ecosistema, que ha demostrado ser particularmente importante en las primeras etapas de la recuperación de los bosques secundarios, al menos en algunas áreas (Batterman et al., 2013).

Propiedades de los ecosistemas

La productividad y el ciclo del carbono

El crecimiento de las plantas depende del suministro de luz solar, nutrientes y agua. En los bosques y pastizales, los árboles, arbustos y pastos capturan la energía de la luz del sol con las hojas y, en algunos casos, con otros tejidos. El dióxido de carbono penetra en las plantas a través de los estomas o aberturas en las hojas y cuando se combina con el agua y la energía, mediante el proceso de la fotosíntesis, se convierte en azúcares. La capacidad de una planta para producir estos azúcares, convertirlos en otros productos a base de carbono y realizar el ciclo de estos productos, determina el crecimiento y productividad de una planta (Landsberg y Waring, 1997). El secuestro de carbono se refiere a la cantidad de carbono que una planta o ecosistema adquiere a través del tiempo por el crecimiento y se mide como un sumidero o reservorio.

El carbono realiza un ciclo a través del ecosistema a medida que las plantas, como parte de su ciclo de crecimiento normal, producen hojas, raíces y otros tejidos que se desprenden durante el año. Las hojas, las raíces finas y otros tejidos vegetales se descomponen y liberan dióxido de carbono en el suelo y hacia la atmósfera (figura 2.5). La velocidad a la que una planta realiza el ciclo de carbono de este modo se mide usualmente como un índice o componente de la productividad y puede dar una indicación en cuanto a su respuesta a los diferentes factores de estrés del ecosistema, incluyendo el cambio climático. Estos reservorios transitorios de carbono, usualmente se denominan flujos (Lambers et al., 1998).

Ciclo de nutrientes

Todas las plantas necesitan una serie de nutrientes básicos para crecer. Algunos se requieren en cantidades relativamente grandes (macronutrientes) y otros son esenciales pero en pequeñas cantidades, por ejemplo los componentes esenciales de los catalizadores en diferentes reacciones químicas (Lambers et al., 1998). Los nutrientes se originan a partir del suelo y también de aportes externos, tales como la deposición atmosférica y la fijación de nitrógeno (N_2). A medida que las plantas desprenden tejidos como parte de su ciclo natural de crecimiento o

mueren, estos nutrientes realizan un ciclo de regreso al suelo a través de la descomposición (figura 2.6).

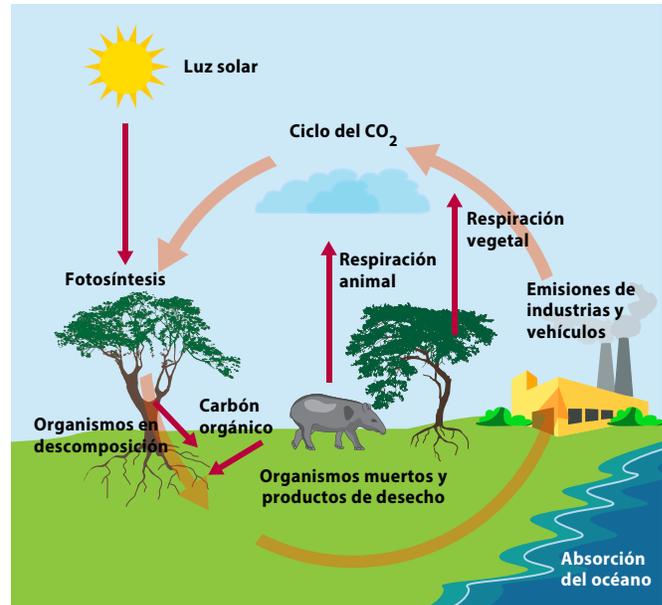


Figura 2.5 El ciclo del carbono

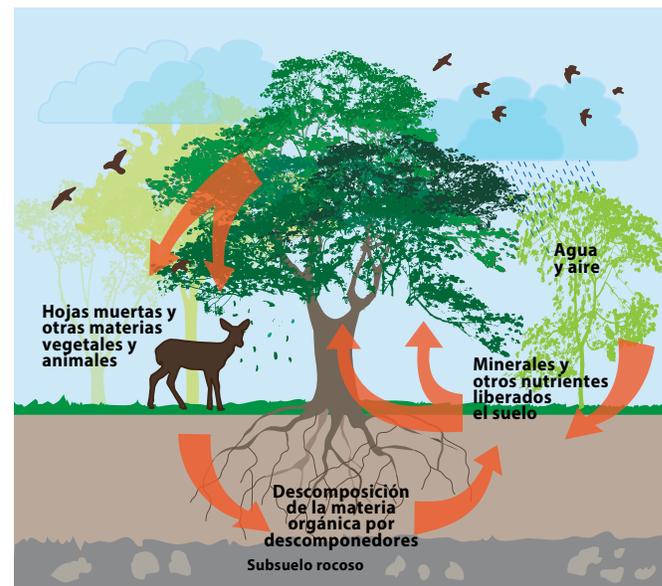


Figura 2.6 El ciclo de nutrientes

También dejan el sistema a través de la volatilización, como gases, y con el movimiento dentro de un curso de agua. Debido a que el crecimiento de las plantas requiere cantidades relativamente constantes de nutrientes, el crecimiento de los árboles y otras plantas, así como la productividad de muchos ecosistemas, puede tener una limitación de nutrientes. Se cree que los bosques tropicales en los suelos infértiles, generalmente tienen un ciclo de nutrientes ajustado en el que la mayoría de los nutrientes son absorbidos por las plantas antes de salir del sistema. Los animales son componentes clave del ciclo de nutrientes de un ecosistema ya que consumen hojas, frutos y otros tejidos de la planta (y consumen otros animales) y devuelven los nutrientes al sistema como subproductos de consumo (heces y orina) o por su descomposición después de la muerte. Los microbios pueden servir como descomponedores que provocan la rápida conversión de la materia orgánica en moléculas de componentes.

El agua

Las plantas dependen del agua para su crecimiento, absorbiéndola a través de sus raíces y transformando

las moléculas de agua en productos basados en carbono durante la fotosíntesis o perdiéndola a través de sus estomas. A nivel del ecosistema, el agua es esencial para el transporte de nutrientes y otros productos químicos, así como de partículas sólidas (Aber y Melillo, 2001; véase también la discusión anterior).

Bosques latifoliados húmedos tropicales y subtropicales

Características generales y biodiversidad

Los bosques latifoliados húmedos tropicales y subtropicales (figura 2.7) normalmente suelen recibir una precipitación de aproximadamente 2.000 mm o más, que puede ser distribuida relativamente de manera uniforme o pueden exhibir algún grado de estacionalidad con una o dos estaciones secas durante todo el año (Richards et al., 1996; Whitmore, 1998). En igualdad de condiciones, los bosques estacionales más cercanos al ecuador tienen dos temporadas secas breves, y los más alejados tienen una estación seca larga y más pronunciada. El mayor

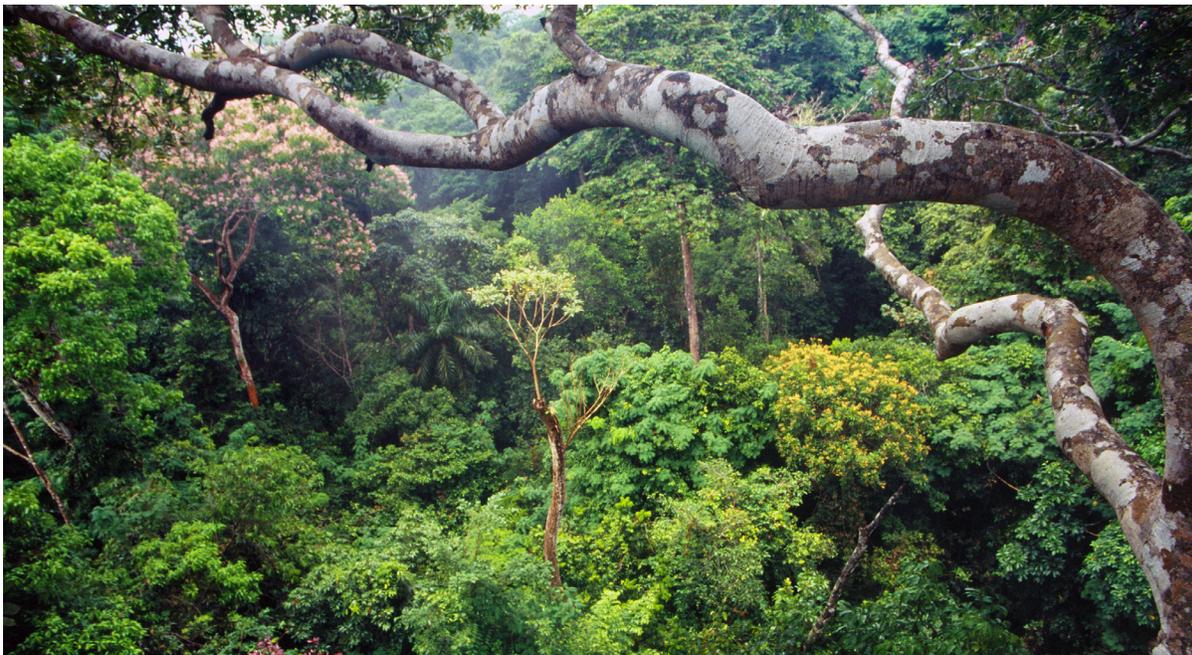


Figura 2.7 Bosque latifoliado húmedo tropical Crédito fotográfico: Archivo de STRI

bloque de bosque latifoliado húmedo tropical en el neotrópico se encuentra en las cuencas del Orinoco y del Amazonas, un segundo bloque se extiende desde las costas del Pacífico de Ecuador y Colombia hasta Veracruz en México. Estos bosques tienen una diversidad muy alta de especies arbóreas, con varios cientos de especies de árboles por hectárea o más, siendo la mayoría de las especies raras (p.ej., < 1 árbol ha⁻¹) y, en general, ninguna especie o grupo de especies domina grandes áreas del bosque (Gentry, 1982; Hubbell y Foster, 1986; Wright, 2002). Como las especies arbóreas no están distribuidas generalmente de manera uniforme en todo el bosque, el número real de especies dentro de un bosque puede superar con creces el número de especies en una sola parcela. Además, distintos tipos de bosque se relacionan con condiciones especiales del suelo e hidrológicas (p.ej., bosques pantanosos y de turba, páramos en suelos pobres, ácidos, secos y arenosos con una flora muy distinta y los bosques pantanosos ribereños y de agua dulce). Las lianas y las epífitas son elementos comunes de los bosques tropicales.

Estructura de la vegetación, biomasa y productividad

Los bosques tropicales de tierras bajas más húmedos se caracterizan por un dosel cerrado de perennifolias de hasta 45 m de altura y una compleja estructura de dosel con diferentes estratos. Los árboles emergentes propagan sus copas por encima del dosel y son una característica habitual de los bosques latifoliados tropicales y subtropicales. Debido al predominio de especies perennifolias y la presencia de varios estratos diferenciados, relativamente muy poca luz llega al suelo o al sotobosque con plantones y arbustos persistentes, que se han adaptado a los bajos niveles de luz y aprovechan los reflejos de los **rayos del sol** (Chazdon y Pearcy, 1991).

En general, los bosques se benefician de una estación de crecimiento prácticamente durante todo el año, con la excepción de aquellos bosques con estaciones secas marcadas. La productividad es entonces uniformemente alta en comparación con los bosques del norte en las zonas templadas, pero puede verse limitada por la disponibilidad de agua y nutrientes. Se cree que los bosques maduros generalmente se encuentran en un estado casi estacionario y

que los aumentos en la tasa de crecimiento son compensados por la mortalidad. No obstante, hay cierta preocupación de que el cambio climático conduce a un aumento en la frecuencia de la sequía y esto llevará a una pérdida de carbono en la cuenca del Amazonas (Phillips et al., 2009), algo que podría ocurrir también en otros bosques neotropicales. Los bosques latifoliados tropicales son conocidos por su gran biomasa y suelen mantener (secuestrar) más de 200 toneladas de biomasa por hectárea (p.ej., Saatchi et al., 2011; Asner et al., 2013).

Perturbación y recuperación

A menudo se cree que el régimen de perturbación predominante en los bosques latifoliados húmedos tropicales y subtropicales consiste en uno o dos árboles que caen y causan un claro, que luego ocupan especies ya presentes en el sotobosque o en el banco de semillas. Sin embargo, en los bosques de tierras bajas también ocurren grandes derribos debidos al viento causados por tormentas localizadas (Chambers et al., 2009). Los huracanes son comunes en los bosques de América Central y del Caribe al norte de Panamá (véase el cuadro 2.1). Los desprendimientos de tierras y los incendios (ambos tanto naturales como antropogénicos) son perturbaciones adicionales de pequeña a gran escala. El desbroce de tierras para la agricultura y pastos, que a menudo se asocia con los incendios, es una mayor forma de alteración y conversión de los bosques (Chazdon, 2003; Chazdon et al., 2007). La caza puede también dejar un bosque, aparentemente prístino, “vacío” de grandes mamíferos (Redford, 1992; Stoner et al., 2007).

Las áreas perturbadas que son adyacentes o están anidadas dentro de una matriz de bosque pueden recuperarse de las alteraciones naturales muy rápidamente en términos de diversidad y volver a ser bosques similares estructuralmente a los bosques no alterados en 100 años o menos (Chazdon, 2014). Sin embargo, los parches de bosques que son talados y sometidos a la agricultura o pastoreo pueden no volver a ser bosques debido a algún nivel de degradación severa (Aide y Cavalier, 1994) o una forma de sucesión detenida resultante de la competencia con pastos o helechos (véase, por ejemplo, Holl y Cairns, 2002). Estas áreas pueden requerir de una intervención activa para restablecer los bosques.

Bosque seco tropical y subtropical

Características generales y biodiversidad

Los bosques tropicales secos (BTS; figura 2.8) están definidos por sus fuertes lluvias estacionales. En el mundo, abarcan el 42% de los ecosistemas tropicales. En el neotrópico, se encuentran desde el noroeste de México y el Caribe hasta el norte de Argentina y suroeste de Brasil. Su época seca característica dura de cuatro a siete meses y su precipitación anual fluctúa desde 500 mm hasta 2.000 mm y en los meses secos reciben menos de 100 mm de lluvia o nada en absoluto. En los extremos seco y húmedo del gradiente de estrés por sequía, la transición de los bosques secos a sabanas tropicales y bosques húmedos, respectivamente, está lejos de ser clara la distinción entre tipos de vegetación (p.ej., algunos autores incluirían las sabanas dominadas por árboles como bosques secos, mientras que otros definirían los bosques secos al final del gradiente húmedo como bosques lluviosos estacionales). Los BTS son muy variables, pero en general son más bajos en estatura, menos estructurados verticalmente, tienen menor riqueza de especies y menor biomasa que los bosques tropicales lluviosos. Por el contrario, **la rotación espacial de las especies**, la diversidad de las formas de vida y el endemismo de especies son mayores (Medina, 1995; Trejo y Dirzo, 2002). Los BTS son reconocidos por alojar a un conjunto distintivo de especies vegetales con muy poca superposición con los bosques tropicales (Murphy y Lugo, 1986). **(Véase más detalle aquí)**. Debido a la fortaleza y la estacionalidad del estrés hídrico, los BTS tienen, generalmente, una mayor limitación de agua que de nutrientes o de luz y, por tanto, el ecosistema y sus especies constituyentes tienen respuestas fenológicas, fisiológicas y funcionales muy sincrónicas, que están perfectamente acopladas a la disponibilidad temporal del curso de agua.

Estructura de la vegetación, biomasa y productividad

Los doses de los bosques tropicales secos van desde los 10 hasta los 40 metros de altura y suelen tener una estructura vertical con uno o dos estratos que están parcial o prácticamente deshojados durante la temporada seca. Por consiguiente, la luz que alcanza el sotobosque durante todo el año es alta comparada



Figura 2.8 Bosque tropical seco en Oaxaca, México

Crédito fotográfico: Edwin Lebrija-Trejos

con la de los bosques más húmedos (Lebrija-Trejos et al., 2011). Esto se traduce en una cobertura de vegetación del suelo de baja a alta que contrasta con los niveles muy bajos en los bosques lluviosos tropicales (normalmente <10%). La biomasa total de plantas oscila entre 78 y 320 Mg ha⁻¹ con algunos bosques en las planicies que pueden llegar hasta 452 Mg ha⁻¹ (Murphy y Lugo, 1986; Jaramillo et al., 2011). Como consecuencia del estrés hídrico, hasta el 50% del total de la biomasa viva puede ser representada por las raíces (intervalo = 8 - 50%). El crecimiento de los árboles en el BTS durante la temporada de crecimiento puede compararse con el crecimiento de los bosques lluviosos, pero la temporada de crecimiento más corta en los BTS reduce su productividad primaria neta anual (PPN), que varía de 8 a 21 Mg ha⁻¹ año⁻¹ con 6 a 16 Mg ha⁻¹ año⁻¹ sobre la superficie. Sin embargo, la distribución de la PPN en las raíces puede ser alta: 44% en promedio en un bosque seco mexicano (Martínez-Yrizar et al., 1996). Hay pocos estudios del ciclo del carbono disponibles para los BTS, sin embargo, sugieren que los procesos subterráneos pueden ser tanto o más importantes que los de la superficie para el ciclo del carbono y otros nutrientes. **(Véase más detalle aquí)**.

Perturbación y recuperación

Al igual que otros bosques tropicales, los BTS experimentan perturbaciones a gran escala debido a los ciclones, deslizamientos de tierras e incendios naturales (Velázquez y Gómez-Sal, 2007), sin embargo, ninguno de ellos es predominante. Los ciclones son raros o no ocurren en el sur de Costa Rica, América Central, donde se encuentra la mayoría del BTS. En contraste con los bosques secos de Asia, el fuego no es parte del ambiente natural de la mayor parte de los bosques secos neotropicales (Sanchez-Azofeifa y Portillo-Quintero, 2011). Las alteraciones por los claros en el dosel, muy significativas para la dinámica del bosque tropical lluvioso, son mucho menos importantes para los BTS, ya que la mayoría de los árboles muertos quedan en pie y las tasas y tamaños de formación de los claros son bajos (Dickinson et al., 2001; Durán et al., 2002). En contraste con las perturbaciones naturales, la explotación, deforestación e incendios antropogénicos son mayores e impactan a los bosques secos neotropicales más que cualquier otro factor de alteración. Los ecosistemas de bosques secos están también más amenazados por estas perturbaciones que cualquier otro tipo de bosque tropical (Janzen, 1988; Miles, 2006). Se estima que solo permanece el 44% de los bosques secos neotropicales (Dirzo et al., 2011), con estimaciones regionales tan bajas como 27% en México, 15% en Venezuela y sólo el 2% para los países de Centroamérica (Trejo y Dirzo, 2000; Janzen, 1988; Rodríguez et al., 2008). Esto es en gran parte debido al resultado de un clima confortable, incluyendo una incidencia comparativamente baja de enfermedades, que las zonas de bosque seco representan para la habitabilidad humana (Murphy y Lugo, 1986).

A causa de su alta fertilidad de suelos, riqueza reducida de especies, estructura vertical simple y su predominante dispersión por el viento y capacidad de germinación, se espera que los BTS sean especialmente resistentes. Los BTS se regeneran naturalmente de una variedad de tipos de uso del suelo e intensidades de perturbación, pero no son intrínsecamente más resistentes que los bosques lluviosos (Lebrija-Trejos et al., 2008; Martin et al., 2013). Al igual que en los bosques lluviosos, los índices de recuperación dependen en gran medida de la magnitud y la intensidad de la alteración y del estado de conservación de los bosques circundantes (p.ej., Molina-Colón y Lugo,

2006). Cuando las áreas perturbadas tienen lugar dentro de una matriz de bosques maduros preservados, la riqueza de especies y composición, ciertamente, pueden recuperarse rápido (Lebrija-Trejos et al., 2008; Chazdon et al., 2011), sin embargo, raramente se dan esas condiciones y, como en los bosques lluviosos, la composición de especies no podrá volver a su estado previo a la alteración (Murphy y Lugo, 1995; Molina-Colón y Lugo, 2006). Los índices de recuperación de las perturbaciones son también en función de la característica del ecosistema. Por ejemplo, se ha documentado una alta tasa de recuperación para la cobertura vegetal, densidad de tallos, riqueza de especies de aves, interacciones entre plantas e insectos y reservas de carbono en el suelo, pero no para la abundancia de especies de aves, riqueza o abundancia de especies de murciélagos, área basal de árboles o reservas de carbono en la superficie (Vargas et al., 2008; Lebrija-Trejos et al., 2008; Chazdon et al., 2011; Villa-Galavitz et al., 2012).

Hidrología

Los bosques tropicales secos, que constituyen alrededor del 42 por ciento de los trópicos del mundo, han sido mucho menos estudiados que los bosques tropicales húmedos (Farrick y Branfireun, 2014a,b). Las características que los definen incluyen una época seca de 3 a 7 meses y una mayor evapotranspiración potencial que precipitación sobre una base anual. En el norte del neotrópico estos bosques son predominantemente mixtos caducifolios y de pino-encino. Farrick y Branfireun (2014a) demuestran que, a diferencia de los suelos áridos templados donde la infiltración de aguas pluviales está a menudo limitada por las bajas conductividades hidráulicas y la repelencia al agua, en los suelos del bosque tropical seco se pierde la repelencia al agua una vez iniciada la época de lluvias y las tasas de infiltración son suficientemente altas para que el caudal sub-superficial sea el principal mecanismo de escorrentía. Farrick y Branfireun (2014a) demuestran que en el transcurso de la época lluviosa en los bosques tropicales secos, los controles dominantes en la generación de escorrentía cambian del almacenamiento de agua en el suelo antecedente a la profundidad de pluviosidad. Básicamente los suelos de bosque tropical seco se comportan hidrológicamente más como suelos tropicales húmedos que como suelos áridos templados.

Bosques montanos tropicales

Características generales y biodiversidad

Los bosques montanos tropicales (figura 2.9) pueden ser ampliamente caracterizados como bosques que tienen lugar en las regiones montañosas del trópico y que generalmente están afectados por algún grado de nubosidad o niebla, debido al aire relativamente frío, la alta humedad relativa y, a menudo, asociados con mayores elevaciones. Un subconjunto de BTM, conocido como bosques nublados o nubosos tropicales montanos (BNTM), se encuentra normalmente en las regiones ladera arriba y de cabecera de las montañas tropicales y se caracteriza por la presencia de nubosidad o niebla frecuente y persistente, que se traduce en un conjunto de especies y procesos biogeoquímicos e hidrológicos únicos (p.ej., Bruijnzeel et al., 2010) (véase más detalle aquí). Debido a sus características únicas y a su importancia ecológica e hidrológica, los BNTM han sido el foco de amplias investigaciones y, por tanto, reciben especial atención en esta sección. Los bosques tropicales montanos son más comunes a partir de los 1.000-3.500 m de altitud del neotrópico y el sureste de Asia, desde la zona central de México hasta el norte de Argentina y desde Nepal hasta el norte de Australia. Los BNTM en particular, aunque solo cubren aproximadamente el 0,26% de la superficie terrestre (Bubb et al., 2004), son considerados unos de los “puntos críticos de biodiversidad” más importantes del mundo (Barthlott et al., 2005) y albergan un número desproporcionadamente alto de especies de plantas, aves, mamíferos, anfibios y reptiles. Además, los BNTM son esenciales para la conservación ya que tienen niveles de endemismo extremadamente altos y con frecuencia se descubren nuevas especies. Por ejemplo, tan solo en Perú, el 32% de los invertebrados están confinados a los BTM (Leo, 1995).

Estructura de la vegetación, biomasa y productividad

Si se comparan con los bosques húmedos de tierras bajas y los bosques lluviosos, los bosques montanos tienden a tener una estatura menor, una capa orgánica del suelo más rica, un tamaño y área de hoja menores y, a su vez, niveles de productividad más bajos. A menor altitud dentro de la zona del BTM, los árboles puede alcanzar más de 30 m de altura



Figura 2.9 Bosque tropical montano en Panamá

Crédito fotográfico: Archivo de STRI

(Richter, 2008) y disminuyen con la altitud a ~5 m de altura en el límite superior del BTM. Las especies de árboles a menudo son combinaciones de linajes holárticos y tropicales debido a los microclimas únicos que históricamente permitían que las especies templadas permanecieran en estos bosques de gran elevación. A menor altitud, los BTM están dominados por árboles perennifolios latifoliados, con una transición a un mayor número de árboles deciduos, semideciduos y de coníferas en elevaciones mayores. Los bosques nublados tropicales montanos tienen la distinción de albergar un número considerable de especies de epífitas, que puede representar hasta el 35% de la flora vascular y superan la biomasa de hierbas y arbustos (Nadkarni, 1984; Gentry y Dodson, 1987). Estos ambientes húmedos también mantienen gran abundancia de musgos, líquenes y helechos que, combinados, producen una vegetación de sotobosque muy diversa y densa. En particular, los bosques montanos tropicales nublados contribuyen significativamente a los balances globales de carbono, almacenando hasta 195 Mg C ha⁻¹, igual a las cantidades almacenadas por algunos de los bosques lluviosos de las tierras bajas tropicales y mayor que los ecosistemas de praderas alpinas y de páramo (Gibbon et al., 2010; Girardin et al., 2010). Este gran almacenamiento se debe principalmente a los cambios en la distribución del

carbono por debajo del suelo, con la mayoría del carbono almacenado en las biomásas de la raíz fina y los suelos (p.ej., Girardin et al., 2010; Malhi et al., 2011). Aunque los BNTM son importantes sumideros de carbono, su productividad primaria neta (PPN) es significativamente inferior a la de los bosques de tierras bajas, que captan $5,68 \pm 0,44 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, menos de la mitad de la cifra estimada de $12,6 \pm 2,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en los bosques tropicales de tierras bajas (Aragão et al., 2009; Girardin et al., 2010). Los científicos no han podido identificar ninguna causa única de la baja productividad y poco crecimiento de la estructura normal de los bosques nublados, pero es probable que sea una combinación de varios factores, entre ellos la escasez periódica de agua, la saturación crónica del suelo y la deficiencia de oxígeno, la radiación y temperaturas bajas debido a las condiciones de niebla, la absorción limitada de nutrientes (debido a tasas bajas de absorción de agua del suelo, acidez extrema del suelo o baja fertilidad y/o toxicidad del suelo), la exposición a vientos fuertes y las altas intensidades de radiación UV-B (Bruijnzeel et al., 2011). A pesar de su nivel de productividad relativamente bajo, los BNTM todavía son importantes en términos de capacidad de secuestrar y almacenar carbono en el suelo y vegetación durante largos periodos de tiempo.

Perturbación y recuperación

La alteración predominante en los BTM viene de la conversión antropogénica del uso del suelo para la agricultura y pastos y del rápido cambio climático. Aunque no existe un número global de pérdida del BTM, los análisis en el norte de Colombia y este de México han mostrado pérdidas respectivas del 90% y del 86% para la conversión a la agricultura y los pastizales (Bruijnzeel y Hamilton, 2000; Muñoz-Villers y López-Blanco, 2008). Como en otras regiones tropicales, existe una combinación de factores que contribuye a la conversión de los suelos que incluyen la necesidad de que las tierras mantengan los medios de vida y la falta de infraestructura política para mantener las áreas de conservación. Una evidencia concreta de los BTM en México mostró que la tala dentro de los BTM era común y había provocado cambios sustanciales en la estructura de la vegetación a largo plazo (Doumenge et al., 1995). También son comunes las alteraciones naturales en los BTM. En los mismos BTM de México mencionados anterior-

mente, la mortalidad de árboles fue alta, con 130 árboles/ha muertos, debido a la rotura o arranque causado por perturbaciones naturales severas (p.ej., huracanes, vientos fuertes; Lawton y Putz, 1988; Williams-Linera, 2002). A pesar de la percepción de los BTM como ecosistemas siempre húmedos, la sequía severa y los incendios pueden causar una alteración y mortalidad importante, a menudo asociada con los años de El Niño (Asbjornsen et al., 2005; Román-Cuesta et al., 2011). Los bosques nublados montanos tropicales no parecen ser resistentes a la recuperación de perturbaciones a nivel de paisaje. Se ha demostrado que la distribución y composición de especies, la densidad de permanencia y el área basal están correlacionados negativamente con la intensidad de la perturbación (Ramirez-Marcial et al., 2001). Las alteraciones frecuentes conducen a desplazamientos de la comunidad hacia especies de sucesión tempranas como *Pinus* spp. y a la pérdida de especies endémicas de los BMT (Cayuela et al., 2006). Los estudios de recuperación después de una perturbación en los BNTM sugieren que, aunque los procesos de recuperación varían ampliamente dependiendo de la composición de las especies, la gravedad de las alteraciones y el clima, los BNTM generalmente se recuperan lentamente y, por lo tanto, no parecen estar particularmente adaptados a una alta frecuencia de las perturbaciones o al cambio climático y se enfrentarán a una presión creciente en el futuro cercano. La evidencia de las elevadas tasas de mortalidad en los BNTM que siguen a perturbaciones, tanto naturales como antropogénicas, combinadas con sus procesos de recuperación relativamente lentos, sugiere que los BNTM pueden ser especialmente vulnerables al aumento de la frecuencia o gravedad de la perturbación, así como al cambio climático futuro (p.ej., Williamson et al., 2000).

Hidrología

Los bosques montanos tropicales nublados han recibido la mayor atención con respecto a sus importantes funciones hidrológicas, en gran parte debido a su ubicación en las cabeceras de los cursos de agua donde influyen considerablemente tanto en la calidad como en la cantidad del agua dentro de una cuenca. En particular, los BNTM proporcionan servicios hidrológicos esenciales a las regiones de menor altitud aguas abajo, manteniendo un

suministro de agua abundante y confiable debido a una combinación de elevada precipitación anual, una entrada de agua adicional por la intercepción del agua de las nubes por el dosel y bajas tasas de evapotranspiración. En los bosques nublados montañosos tropicales, la intercepción de las precipitaciones aumenta a menudo con las alturas del 1% al 37% del total de las precipitaciones, con grandes cantidades que llegan durante la época seca (Holder, 2004; Holwerda et al., 2010). El caudal de base en los arroyos que fluyen desde las cuencas y mantiene los BNTM suele demostrar el carácter estacional, con máximos a finales de la época lluviosa y con niveles relativamente más bajos (con una mayor dependencia de la niebla) durante la época seca. Cuando se convierten los BNTM a otros usos del suelo (agricultura o desarrollo), pueden ocurrir mayores caudales máximos y menores caudales de base estacionales debido a una disminución en la infiltración del suelo, un aumento de la escorrentía y una menor capacidad de almacenamiento y recarga de agua en el suelo (Zadroga, 1981; Bruijnzeel, 2004). En un estudio de los impactos del cambio de uso del suelo en la hidrología del BNTM en México, la conversión de BTM para pastos se tradujo en un estimado del 12% de aumento en el rendimiento total de agua anual, en comparación con BNTM maduros (Muñoz-Villers y McDonnell, 2013). Esta conversión también tiene un contraste de efectos a través de las épocas, dado que las cuencas dominadas por pastos en comparación con las cuencas dominadas por BNTM maduros, tenían un caudal base de 35% menor en la estación seca y un 17% mayor de descarga pluvial en la época húmeda. También los BNTM interceptan y almacenan cantidades considerables de agua dentro de los doseles, hasta 17% de las precipitaciones en la época seca, de acuerdo con un estudio (Holwerda et al., 2010), lo cual reduce las tasas de transpiración y proporciona un subsidio de humedad directa a los doseles y a las epífitas. Dentro de las regiones tropicales, muchas comunidades rurales dependen directamente de los servicios hidrológicos que brindan los BNTM y, por tanto, su gestión y conservación son fundamentales. Por ejemplo, las políticas que promueven los “Pagos por Servicios Hidrológicos” están cada vez más enfocadas a los BNTM como un medio de protección y mejora del rendimiento y la calidad del agua para los usuarios aguas abajo (Muñoz-Piña et al., 2008; Toledo-Aceves et al., 2011).

Páramos

Características generales y biodiversidad

Los páramos son ecosistemas tropicales de altura que forman la zona entre los árboles y las líneas de nieve (figura 2.10). La vegetación es de baja estatura, con una gran diversidad de pastizales y arbustos adaptados a la radiación ultravioleta, las temperaturas y los **efectos secantes de los vientos** intensos. Las temperaturas suelen estar por debajo del punto de congelación durante la noche, pero pueden llegar hasta 25 grados centígrados durante el día (Hofstede et al., 2003, Llambí et al., 2012). Los páramos se concentran en las montañas de los Andes en Venezuela, Colombia, Ecuador y el norte de Perú, pero también en Costa Rica y Panamá (p.ej., Llambí et al., 2012). Aunque su diversidad de especies es inferior a la de los bosques tropicales, estos albergan miles de especies de plantas y mantienen particularmente altos niveles de endemismo. Por ejemplo, el número total de plantas vasculares encontradas en el páramo Sudamericano es aproximadamente de 4.000, 60% de las cuales son endémicas (Llambí et al., 2012; véase también Hofstede et al., 2003). Aunque no son necesariamente residentes, muchos mamíferos y aves usan los páramos como corredores biológicos para el tránsito entre las zonas de hábitat óptimos. Los páramos son “puntos críticos de biodiversidad” (ver Myers et al., 2000) para América Central y Sudamérica.

Estructura de la vegetación, biomasa y productividad

Como se señaló anteriormente, la vegetación de corta estatura contenida en el páramo está adaptada a las condiciones locales del ambiente. Aunque las precipitaciones son abundantes, los vientos frecuentes y el sol intenso pueden desecar rápidamente las plantas conforme pierden agua a través de los estomas durante la absorción de CO₂, como parte de la fotosíntesis. Las plantas que viven en los páramos están, por lo tanto, adaptadas a condiciones áridas. Las temperaturas inferiores a las de los bosques de las tierras bajas y las condiciones anaeróbicas creadas por la alta retención de agua dan como resultado el descenso de las tasas de descomposición de los materiales orgánicos que se producen a medida que las plantas se desprenden de las hojas, raíces finas y mueren como parte natural del ciclo de vida. Este material orgánico se incorpora



Figura 2.10 Páramo, Parque Nacional de Podocarpus en Ecuador Crédito fotográfico: Nikolay Aguirre

en el suelo de tal manera que los suelos del páramo contienen significativamente más carbono que el suelo de los bosques tropicales. De hecho, combinando ambos almacenamientos de carbono de superficie y subterráneo, el páramo almacena más carbono por hectárea que los bosques tropicales, a pesar de la baja estatura de su vegetación (Hofstede et al., 2003). Por lo tanto, desempeñan un papel importante en la lucha contra el cambio climático (Cuesta et al., 2014, Vargas et al., 2010).

Perturbación y recuperación

Los páramos están sometidos a una serie de alteraciones naturales y antropogénicas que retornan a frecuencias muy diferentes. Los glaciares tienen lugar a escalas de tiempo geológico, mientras que las erupciones volcánicas pueden retornar con mayor frecuencia. Los incendios son parte del régimen de la perturbación natural, pero también es una herramienta utilizada por los seres humanos para borrar o convertir el páramo en otros usos. La agricultura, ganadería, minería y la reconversión a plantaciones son otras perturbaciones antropogénicas (Vargas y Velasco, 2011). La naturaleza (intensidad y magnitud) y extensión (en tiempo -frecuencia- y espacio) de la alteración determinarán la capacidad del ecosistema para recuperarse de un determinado tipo

de perturbación. (Véase más detalle aquí). Debido a que los páramos contienen una vegetación adaptada a las alteraciones, son inherentemente resistentes, pero todavía requieren por lo menos de 10 a 15 años de sucesión ininterrumpida para recuperarse de las alteraciones (Sarmiento et al., 2003; Aguirre et al., 2014). Sin embargo, los sistemas que cruzan los límites biofísicos en resiliencia y/o redundancia hacia un estado alterado permanentemente requieren ayuda y son los más difíciles de restaurar (Vargas et al., 2010; Van Andel y Aronson, 2010).

Además de las amenazas de la conversión y las debidas al cambio climático, están ocurriendo dos procesos divergentes con respecto al páramo: la degradación del páramo y la “paramización” (figura 2.11). El primero se refiere a los cambios en la composición de las especies de la vegetación, así como a las propiedades físicas debido a un estrés natural o antropogénico. El segundo se refiere a la conversión de los bosques, seguida por la colonización de especies del páramo. Esto puede llevar a una expansión del páramo por debajo de la línea de los árboles ya que la naturaleza altamente competitiva de los pastos asociados con el páramo dificulta que las plántulas de árboles se establezcan (Gonzales et al., 2011; Llambí et al., 2012).



Figura 2.11 Los caminos del desarrollo del ecosistema, paramización de los bosques y degradación de los páramos debido a perturbaciones antropogénicas (m.s.n.m. - metros sobre el nivel del mar)

Hidrología

Los páramos normalmente reciben abundantes precipitaciones, a menudo en el orden de 4.000 mm por año (Hofstede et al., 2003; Buytaert et al., 2006). Las lluvias son frecuentes pero de baja intensidad y el agua también entra en el sistema a través de la intercepción horizontal de la lluvia y la nieve. La evapotranspiración es baja ya que las plantas están adaptadas a condiciones desecantes (Bièvre et al., 2006; Llambí et al., 2012). El elevado nivel de materia orgánica almacenada en el suelo ofrece la posibilidad de almacenar grandes cantidades de agua. De hecho, las cuencas del páramo tienen rendimientos de 60 a 70% más de agua que las cuencas hidrográficas sin páramo (De Bièvre et al., 2006), de tal manera que el páramo desempeña una función importante en la provisión y la filtración de agua (Celleri y Feyen, 2009). Los páramos son considerados de importancia estratégica por sus beneficios hidrológicos (Hofstede et al., 2003), ya que ofrecen hasta un 80% del agua para el consumo

humano en las ciudades de Quito (Ecuador) y Bogotá (Colombia) (Mena, 2010; Cuesta et al., 2014).



Capítulo 3

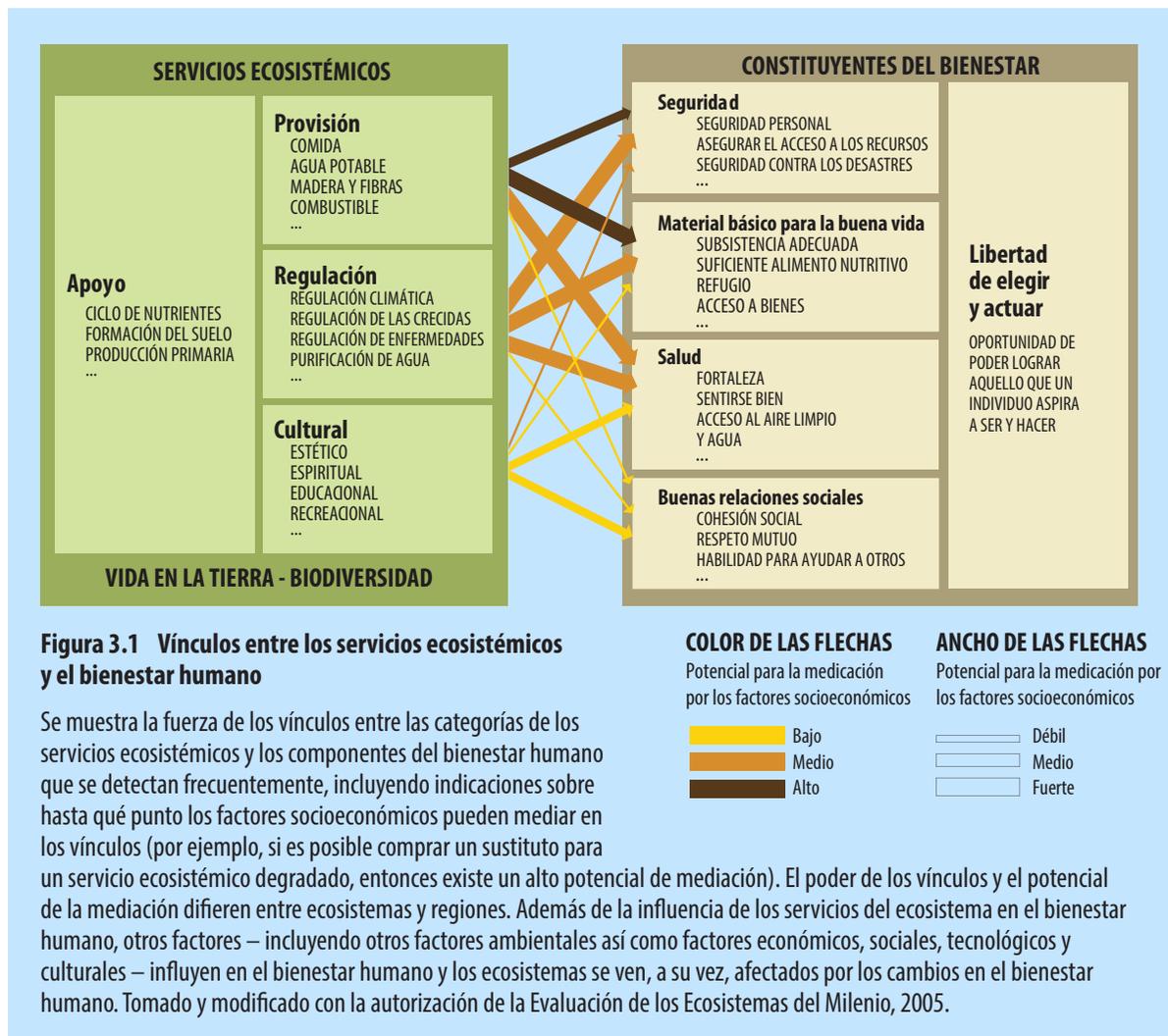
La importancia de los servicios ecosistémicos para la sociedad

3 La importancia de los servicios ecosistémicos para la sociedad

Los servicios ecosistémicos y la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM)

Los ecosistemas y sus procesos proporcionan beneficios a todas las especies, pero el concepto de **servicios ecosistémicos** sobre todo centra la atención en la dependencia de la especie humana de los procesos naturales, e incluye múltiples dimensiones de esta relación, desde el uso de los recursos más tangible, hasta la regulación de la

salud y los beneficios intangibles que proporciona la naturaleza a las personas. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2001) normalizó el concepto y sentó la base de la ciencia de los servicios ecosistémicos, la cual desde entonces se ha expandido ampliamente. Los “servicios ecosistémicos” son por tanto un concepto antropocéntrico con un propósito



particular y un desarrollo de la investigación enfocado en medir los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. Por lo general, esta investigación pretende informar sobre la planificación, la política y las decisiones que podrían ocasionar cambios en la disponibilidad natural de dichos beneficios.

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) desarrolló un marco conceptual sumamente útil para comprender, de la mejor manera, cómo interactúan las sociedades y los ecosistemas. Los impulsores del cambio que emergen de las sociedades (p.ej., demográfico, económico, cultural y de gobernanza) influyen en las decisiones que toman las personas en el manejo de los ecosistemas. Estos motivadores del cambio asociado con estas decisiones de gestión (p.ej., uso de insumos, tecnologías e introducción de especies) tienen consecuencias intencionadas y no intencionadas en el ecosistema, fomentando algunos servicios ecosistémicos en detrimento de otros. La serie resultante de los servicios ecosistémicos contribuye entonces a los diferentes componentes del bienestar humano (p.ej., materiales necesarios para el bienestar, la salud, la seguridad y las buenas relaciones sociales).

La generación y el flujo de los beneficios de los ecosistemas hacia las sociedades dependen en gran medida de que los ecosistemas funcionen de forma adecuada. La biodiversidad, que es toda la variabilidad encontrada en los organismos vivos, interactúa con el componente no-vivo de los ecosistemas terrestre y acuático para contribuir al funcionamiento del ecosistema. Los servicios ecosistémicos no sólo son proporcionados por ecosistemas relativamente inalterados o “naturales” sino también por algunos agrosistemas o paisajes agrícolas que conservan la heterogeneidad del hábitat. Los procesos clave del ecosistema, como la transformación de la energía solar en biomasa mediante la fotosíntesis, el ciclo hidrológico y el ciclo de los nutrientes, dependen del número y tipo de especies presentes en el ecosistema, así como de la cantidad de agua, energía y nutrientes disponibles (Quijas y Balvanera, 2013; Chapin et al., 2011).

La EM identificó cuatro tipos de servicios ecosistémicos: aprovisionamiento, regulación, cultural y de soporte o apoyo (figura 3.1). Los servicios de

apoyo abarcan los procesos del ecosistema clave antes descritos y estos son los que permiten que la biodiversidad se mantenga. Dado que los servicios de apoyo no tienen vínculos directos con el bienestar humano, por lo general son considerados procesos del ecosistema y no servicios (IPBES, 2013). El mensaje clave, independientemente de la terminología, es extremadamente importante: para que los servicios fluyan hacia las sociedades, deben mantenerse la biodiversidad y los procesos dentro de los ecosistemas.

Tipología de los servicios ecosistémicos

El nivel de organización ecológico de las cuencas es muy importante para comprender y analizar los servicios fundamentales que preservan la vida y de los cuales dependen las sociedades humanas. El reciclaje de nutrientes, el hábitat para las plantas y animales, la neutralización de contaminantes, la protección de los desastres naturales, el control de plagas y enfermedades y el suministro de agua están entre los numerosos servicios beneficiosos proporcionados por los ecosistemas y que pueden conceptualizarse a nivel de cuenca. Para tomar decisiones sobre actividades humanas, como drenar un páramo para la ganadería o deforestar una parcela para la agricultura o el desarrollo, es esencial considerar tanto el valor del desarrollo como el valor de los servicios ecosistémicos que podrían perderse (Summers et al., 2012). Muchas personas creen que la naturaleza proporciona estos servicios de manera gratuita y por lo tanto, tienen muy poco o ningún valor, sin embargo, las decisiones que se toman a diario casi siempre tienen algún efecto en la magnitud y la calidad de los servicios ecosistémicos proporcionados. Las sociedades “pagan un alto precio por la pérdida”, en términos de instalaciones de tratamiento de agua, la demora en la extracción de recursos, las enfermedades, la reducción de la fertilidad del suelo y la pérdida de paisajes estéticos que contribuyen a nuestra felicidad básica (Summers et al., 2012). El considerar el rango total de los servicios ecosistémicos, relevantes cuando se toman decisiones, podría ayudar a mitigar la pérdida de servicios que son importantes para las personas, elevando así el bienestar humano. A continuación se proporciona un resumen general de las diferentes

categorías de los servicios de los ecosistemas y algunos ejemplos seleccionados.

Servicios de apoyo o soporte

Los servicios de apoyo que describe la EM también se les llaman procesos ecosistémicos. La conversión de energía luminosa a energía química, en forma de azúcares y carbohidratos mediante la fotosíntesis, es uno de estos procesos y determina la productividad de un ecosistema (véase el capítulo 2). Éste y otros procesos tales como el reciclaje de los nutrientes y del agua están vinculados y son vitales para dar apoyo a la capacidad de un ecosistema para proporcionar otros servicios. La capacidad de un ecosistema para mantener estos procesos está vinculada con la capacidad que tiene el sistema de recuperarse de una perturbación y, por consiguiente, está vinculada con la biodiversidad mediante los conceptos de redundancia y resiliencia (cuadro 2.7).

Dispersión de semillas

En los bosques tropicales, numerosas especies animales están involucradas en la dispersión de semillas de las plantas. Los taxones más comunes, como aves, monos, roedores y, en algunos casos, hasta los insectos (como las hormigas) participan en esta dispersión. La dispersión implica que las semillas sean desplazadas lejos del árbol madre. Este servicio puede ser vital para las plantas, ya que cuando se les dispersa lejos de su procedencia, las semillas tienen una menor probabilidad de enfrentarse a los patógenos y a los herbívoros específicos de la especie que atacan a los árboles semilleros (Janzen, 1970; Connell, 1971). En áreas tropicales deforestadas o degradadas, la dispersión de semillas por animales puede ayudar a la repoblación de la vegetación nativa. Así, los gestores de las tierras pueden aumentar el atractivo de los lugares para los animales que dispersan las semillas, incrementando la disponibilidad de lugares donde posarse, fomentando la complejidad estructural de la vegetación y manteniendo los árboles frutales para atraer a los dispersores (Wunderle, 1997).

Corredores biológicos

Numerosas aves y mamíferos dependen de la continua yuxtaposición de los hábitats ideales, con suficientes áreas para alimentarse y/o dar el soporte

mínimo a las poblaciones viables de determinadas especies. Con un paisaje cada vez más fragmentado, es más importante que nunca, el mantener la conectividad del hábitat (figura 3.2). Como ejemplos de la importancia de la conectividad se puede citar el rol de proporcionar acceso a mamíferos de gran tamaño y de amplio espectro de acción, como el jaguar, con áreas lo suficientemente amplias para alimentarse y mantener la diversidad genética, y también, por ejemplo, el proporcionar a aves migratorias neotropicales, como los parúlidos (reinitas, chipes o bijiritas), con corredores de migración dentro del bosque para poder realizar su travesía anual del norte al sur de América.

Servicios de aprovisionamiento o de provisión

Los servicios de aprovisionamiento son los recursos tangibles que se obtienen de los ecosistemas. Estos productos son finitos, pueden ser renovables y son consumidos, apropiados o intercambiados directamente. Todos los recursos naturales son servicios de aprovisionamiento.

Comida

Nuestros alimentos (por mencionar algunos: frutos, granos, carnes y aves), ya sean producidos localmente a pequeña escala cerca de los mercados o en grandes industrias agrícolas ubicadas a cientos de kilómetros de los mismos, dependen del suministro de luz, nutrientes y agua. Algunas prácticas agrícolas conllevan una conversión a gran escala del ecosistema, mientras que otras preservan o incluso dependen de los remanentes o de alguna porción grande del ecosistema original. La producción de alimentos es un servicio esencial del ecosistema.

Agua

El acceso abundante al agua dulce es quizás uno de los desafíos de desarrollo más importantes del siglo XXI, no sólo en términos de agua potable para los seres humanos, sino también para la producción agrícola (ver Schiermeier, 2008). La capacidad del ecosistema para proporcionar agua vincula tanto los servicios de aprovisionamiento como los de regulación, de manera que difumina los límites de estos conceptos, y también está vinculada con los servicios de apoyo. Los páramos acumulan y almacenan grandes cantidades de agua en sus tierras y en su materia orgánica.



Figura 3.2 Corredores biológicos existentes conectando las cuencas en los terrenos de ladera de los neotrópicos

La Iniciativa del Corredor del Jaguar es un plan de conservación para el jaguar de amplia extensión. El mapa del corredor fue creado a través de información detallada con poblaciones clave de jaguar, seguido de un análisis de costos mínimos para el mapeo del corredor. Las acciones de conservación están enfocadas en corredores prioritarios y poblaciones clave para mantener la conectividad. Crédito fotográfico: Panthera Colombia

El agua que se libera con el tiempo ayuda a garantizar un suministro sostenible de agua para millones de personas en Ecuador, Colombia, Venezuela y el norte de Perú (Buytaert et al., 2006). Los árboles de los bosques nubosos o nublados pueden ayudar a absorber la humedad de la atmósfera y así aportar una importante cantidad de agua a la cuenca. La capacidad que tienen los bosques tropicales, montano y de tierras bajas para proporcionar un mayor caudal durante la estación seca mediante una mayor infiltración del agua de lluvia (véase los estudios de caso de la cuenca del Canal de Panamá y Veracruz, capítulo 7) es particularmente importante dada la creciente necesidad de agua debido al crecimiento poblacional y al incremento de la actividad humana. Finalmente, como se comentó anteriormente, el ciclo del agua de lluvia, mediante la convección de tormentas eléctricas debido a la alta evapotranspiración en bosques lluviosos, puede contribuir a la agricultura en áreas

adyacentes (siempre y cuando la proporción de estos usos del suelo no se inclinen demasiado hacia el lado de la agricultura a gran escala).

Fuerza hidroeléctrica

Las cuencas hidrográficas proporcionan abundante agua potable limpia, pero también cada vez más se construyen diques en las cuencas tropicales para obtener energía hidroeléctrica, para la protección de inundaciones y para garantizar el agua a los usos agrícolas y de consumo humano. Las represas pueden ocasionar consecuencias sociales y ecológicas no previstas, aun así, numerosos países siguen construyendo grandes diques. Por ejemplo: Panamá obtiene el 50% de su energía mediante la fuerza hidroeléctrica, Costa Rica obtiene el 80% y en Nicaragua están siendo diseñadas alrededor de 40 plantas hidroeléctricas (Locatelli et al., 2010).



Figura 3.3 Plantación de *Dipteryx oleifera*, un árbol maderable nativo de gran valor (conocido en centroamérica como almendro de montaña) en las plantaciones de Forest Finance, Las Lajas, Panamá

Crédito fotográfico: Andrés Hernandez, STRI

Madera – bosque natural

Los bosques de América Latina y el Caribe (bosque neotropical) han sido, durante más de un siglo, una fuente de madera de gran valor. Desde hace tiempo fue reconocido el gran valor de docenas de maderas duras tropicales (véase p.ej., Ashton y Hall, 2011) y fueron extraídas con tanta intensidad y de una manera tan constante en el tiempo, que varias de estas especies se enfrentan hoy en día a la extinción comercial en su totalidad. De hecho, varias de las especies de mayor valor como *Swietenia* spp. (caobas), *Dalbergia* spp. (palo rosa brasileño, cocobolo, etc.), *Cedrela* spp. (cedro español, etc.) y *Dipteryx panamensis* (almendro de montaña) se benefician, en alguna medida, de la protección bajo la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por sus siglas en inglés; USDA, 2010). Los mercados europeo y estadounidense han sido reemplazados por las exportaciones a Asia y, tanto la exportación de madera como la extracción para consumo local y para el beneficio de las comunidades y culturas locales, sigue siendo un componente importante de la economía en numerosos países (UNECE/FAO, 2014).

Madera - plantaciones

En las últimas décadas, las plantaciones forestales para la producción maderable, tanto para consumo

local como para su exportación, se han multiplicado de forma constante en los neotrópicos. A nivel mundial, hay cuatro géneros o especies que dominan las plantaciones forestales y se sabe mucho sobre su crecimiento y cómo gestionar estas especies: acacias, pinos, eucaliptos y teca. Sin embargo, recientemente los conservacionistas, los formuladores de políticas e investigadores han enfocado sus esfuerzos en el potencial que tienen las especies nativas (figura 3.3) en producir múltiples beneficios además del valor maderable (Hall et al., 2011). Por lo tanto, varios grupos han estado trabajando en el avance de la ciencia que permitirá superar las barreras que supone sembrar con especies nativas (véase, p.ej., Montagnini y Finney, 2011; van Breugel et al., 2011).

Madera - leña

La leña se extrae de los bosques tropicales para satisfacer las necesidades de energía de las poblaciones rurales. La recolección de leña para el consumo individual del hogar depende en gran medida de materiales muertos y ramas pequeñas, por lo que casi nunca plantea una amenaza para los bosques tropicales. Sin embargo, el carbón vegetal que se produce al cosechar las especies de crecimiento lento y se transforma en carbón de combustión lento mediante un proceso altamente ineficiente puede, por lo general, llevar a la sobreexplotación (Mwampamba, 2007).

Productos forestales no-maderables (PFNMs)

Una amplia gama de artículos comestibles, materiales de construcción, medicinas, mascotas y plantas ornamentales son extraídos de los bosques tropicales. Generalmente se les suele incluir bajo el nombre de “productos forestales no-maderables” para separarlos de los maderables y de los biocombustibles. Una sola especie puede tener muchos usos; por lo general se utilizan diferentes partes de los individuos. Insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos han sido una importante fuente de carne silvestre en los neotrópicos desde que llegaron los primeros seres humanos, pero el consumo se ha incrementado en gran medida y las densidades de población animal han mermado alarmantemente durante las últimas décadas (Milner-Gulland y Bennett, 2003; Redford, 1992). Las poblaciones rurales de los trópicos también usan hierbas, lianas, árboles, arbustos y helechos para satisfacer sus necesidades diarias. Aunque puede lograrse una gestión sostenible (Peters, 1994), las cosechas no-sostenibles han ocasionado extinciones locales, en gran medida impulsados por los mercados regionales y globales (Arnold y Ruiz Perez, 2001).

Servicios de regulación

Los servicios de regulación son aquellos beneficios que se obtienen mediante la regulación de los procesos ecosistémicos. Estos servicios regulan específicamente las condiciones donde los humanos viven y se ganan la vida, y determinan tanto el promedio como la varianza de dichas condiciones. Los servicios reguladores resultan de la contribución de múltiples procesos ecosistémicos que operan a escalas espaciales, que van desde algunos cuantos metros hasta el planeta entero, y a escalas temporales, que van desde unos cuantos segundos hasta millones de años (Kremen, 2005). Los científicos han resaltado que los servicios de regulación sustentan la vida, aunque por lo general la población humana no los valora y, debido a que la información y el conocimiento sobre los servicios de regulación es escasa, la toma de decisiones no los ha tenido en cuenta; sin embargo, desde que se publicó la EM, parece haber surgido un reconocimiento de éstos.

Servicios de regulación hídrica

La sociedad ha tendido a dar por hecho la capacidad que tienen los bosques tropicales y demás ecosiste-

mas de regular la recarga de aguas subterráneas y proporcionar un flujo de agua constante durante la época seca y a la vez reducir los caudales máximos. Dada la necesidad de gestionar la tierra de una forma eficiente, es esencial comprender mejor el potencial regulador de los bosques. Estudios recientes, los cuales se basan en un cuidadoso monitoreo de las cuencas experimentales, tanto en el bosque estacional de las tierras bajas de Panamá como en los bosques montanos de México, han demostrado que los bosques pueden funcionar como una “esponja”, proporcionando un mayor caudal durante la época seca en bosques que en áreas convertidas a pastizal para el ganado (Ogden et al., 2013; Muñoz-Villers y McDonnell, 2013). Los mismos estudios también han demostrado que los bosques tienen la capacidad de reducir los caudales punta, un servicio que ayudó a evitar una catástrofe potencial en la cuenca del Canal de Panamá en diciembre del 2013. (Véase más información aquí).

Regulación de la erosión y de los desprendimientos de tierras

Los bosques contribuyen a retener el suelo y reducir el impacto de las precipitaciones, aunque no pueden detener la erosión (p.ej., Zimmermann et al., 2012), sí pueden reducirla en gran medida en años normales. Por ejemplo, un registro de 15 años de Puerto Rico, comparó un área boscosa con un mosaico agrícola en dos geologías diferentes y se encontró un volumen sumamente elevado de sedimento suspendido en los ríos que drenaban del mosaico agrícola en comparación con el de las cuencas boscosas, con diferencias a nivel de una orden de magnitud (tabla 2.2). Además, Stallard y Kinner (2005) descubrieron en un registro de varios años de las cuencas boscosas y deforestadas en la cuenca del Canal de Panamá, volúmenes notablemente superiores de sedimentos suspendidos en áreas deforestadas que en las cuencas boscosas. Esto, sin lugar a dudas, redujo los costos de filtración de la planta de agua del lago Alhajuela ya que la mayor parte de la cuenca alta está protegida por el Parque Nacional Chagres. Sin embargo, la probabilidad de desprendimientos de tierras durante acontecimientos extremos tiene una mayor relación con el ángulo de la pendiente, la profundidad del suelo y la intensidad pluvial que con la cobertura vegetal. Así, en el 2010 aproximadamente el 0,5% del Parque Nacional Chagres cedió a los desprendimientos provocados por una sola tormenta constante

(Stallard y Hurska, 2012; también véase ejemplos en el capítulo 2).

Regulación del carbono

Durante la década pasada se ha dado una considerable atención a la importancia de la ayuda de los bosques tropicales en la regulación del ciclo global del carbono. De hecho, se calcula que los bosques de Latinoamérica almacenan alrededor de 1.000 gigatoneladas (Gt) de carbono que, si fueran liberadas mediante la tala del bosque, agravaría enormemente el cambio climático (Saatchi et al., 2011). Aunque se da mucha atención a la biomasa de la superficie de los bosques (véase p.ej., Asner et al., 2013), la pérdida de carbono en el suelo puede ser también importante (p.ej., Lugo y Brown, 1993; Lal, 2004). Por ejemplo, Neumann-Cosel et al. (2011) descubrieron, en el área de estudio del proyecto Agua Salud situado en el centro de Panamá, que décadas de conversión del bosque a pastos para el ganado, resultaron en la pérdida de 10 toneladas de carbono por hectárea de los 10 cm superiores de la capa mineral. Sin embargo, Powers et al. (2011) señalaron que la distribución geográfica limitada de los estudios existentes sobre el efecto que causa el cambio de uso del suelo en el carbono en las regiones tropicales, dificulta la capacidad de extraer conclusiones generales. Aunque son escasos los datos que existen sobre la cuantificación del carbono en los suelos a través de amplias regiones, no obstante, la pérdida asociada con el cambio del uso es preocupante. Aunque la distribución geográfica es limitada y la vegetación es de poca estatura, los bosques de páramo y montanos también albergan importantes suministros de carbono debido a la gran cantidad de material orgánico en el suelo y el humus (véase el capítulo 2).

Sombra y mejora del bienestar animal

Las altas temperaturas anuales en los trópicos y durante los meses de verano en los subtrópicos, pueden ocasionar un estrés térmico al ganado y a otros animales, lo que tiene un impacto negativo en el **bienestar** y en la **productividad** de estos (Chará et al., 2014; Nardone et al., 2010). Las estrategias para mitigar el impacto que ocasiona el estrés térmico son, por lo tanto, importantes para mejorar el bienestar de los animales y generalmente incluye la combinación de árboles de sombra, acceso a agua potable y selección de animales resistentes a las altas temperaturas. Los **Sistemas Silvopastorales Intensivos**

mejoran las condiciones del ganado proporcionando sombra durante los meses de verano y abrigo durante los meses lluviosos, así como acceso a forraje verde y agua potable durante todo el año (Murgueitio et al., 2011). Por ejemplo, en las condiciones ecuatoriales caribeñas de Colombia, la presencia de árboles y arbustos reduce de 2° a 3° la temperatura promedio del aire en los pastizales, en comparación con los sistemas tradicionales sin árboles (Calle et al., 2013). Esta diferencia en el microclima, se ve acentuada durante los momentos más calurosos del día, donde un pastizal sin árboles puede alcanzar hasta 42°C y un sistema silvopastoral cercano registrar 34°C (Chará et al., 2014). Esto es importante porque la **sombra ayuda al ganado a mantener su temperatura corporal de forma más eficiente**, lo cual se traduce en una menor pérdida de energía y un mayor forrajeo de los animales. (Véase más información aquí).

Polinización

La polinización por animales silvestres (incluyen insectos, aves, roedores y murciélagos) es un servicio ecosistémico clave. En la mayoría de los casos, estos organismos requieren un cierto hábitat forestal para sobrevivir y, por lo tanto, la polinización probablemente se incrementará en áreas agrícolas cerca de los bosques. Se desarrolló un listado de 1.330 especies de plantas cultivadas en áreas tropicales y un 70% de las especies de cultivo mostraron una mejor producción cuando fueron polinizadas por animales (Roubik, 1995). En las cuencas centroamericanas, la polinización por insectos del café y del cacao es un servicio ecosistémico importante. Por ejemplo, un experimento en Costa Rica mostró que tener bosques cerca de las plantaciones de café aumentaba el número de polinizadores visitantes y la cosecha del café aumentó en un 20% y, además, se mejoró la calidad del café al reducir un 27% los granos pequeños y contrahechos. Los autores calcularon un valor total de 60.000 dólares/año en servicios de polinización de dos fragmentos boscosos (46 y 111 hectáreas) (Ricketts et al., 2004). En otras regiones tropicales se han encontrado resultados similares del valor del bosque para la polinización de la cosecha (Klein et al., 2003).

En algunos lugares de agroforestería tropical, los murciélagos desempeñan un papel importante como polinizadores, por lo cual impactan de forma directa en las cosechas. Por ejemplo, en el sureste de Asia,

Los murciélagos nectarívoros y frugívoros polinizan el petai (*Parkia* spp.), el durian y el *Oroxylum indicum*, que son comunes en las plantaciones agroforestales. La polinización por murciélagos representa un 80-100% de los frutos de las cosechas (Bumrungsri et al., 2008, 2009; Srithongchuay et al., 2008). Tan solo en el sur de Tailandia, tales servicios de polinización de durian y petai se calcularon en 13 millones dólares/año (Bumrungsri et al., 2009). En los neotrópicos, los murciélagos polinizan *Agave* spp., de donde se deriva el tequila y otros productos, así como el cedro espino (*Pachira quinata*), el cual es un árbol maderable importante (Tschapka, 2009; figura 3.4).

Control de plagas

Algunos vertebrados, como las aves, los murciélagos y las lagartijas, desempeñan un papel importante como depredadores de insectos (figura 3.5). En los bosques

y en las plantaciones tropicales, este papel es indirectamente importante para la salud de los árboles y otras plantas ya que los insectos herbívoros pueden ocasionar la mortalidad de las plántulas, perturbar la reproducción de las plantas adultas o reducir la productividad (Plath et al., 2011; Riedel et al., 2013). En marcos agrícolas, la depredación por vertebrados constituye un servicio ecosistémico cuando reduce la cantidad de insectos herbívoros en las cosechas, a esto se le llama control biológico. Además, los insectos herbívoros pueden fomentar las enfermedades en las cosechas (Campbell, 1983; Evans, 2007; Wielgoss et al., 2012; Wielgoss et al., 2014), así que limitar las poblaciones herbívoras por medio de vertebrados puede tener efectos directos y positivos en las plantas cosechadas.

Para decidir si los vertebrados prestan un servicio ecosistémico, una pregunta clave es si al depredar artrópodos, reducen el daño en las plantas y las cosechas son más abundantes. En siete estudios en plantaciones de café y de cacao, la depredación por aves y murciélagos redujo de forma importante el daño en las hojas (Van Bael et al., 2008). Un estudio midió directamente los cambios en la cosecha de cacao y detectó que, si se impedía que las aves y los murciélagos de forma combinada se alimentaran de los árboles de cacao, se mostraba una reducción del 31% en las cosechas, lo cual se reflejaba en una pérdida estimada de 730 dólares/ha (Maas et al., 2013). Que los vertebrados limiten o no las plagas podría depender de la proximidad del bosque a los campos agrícolas. Por ejemplo, la plaga de la broca del café invadió recientemente Costa Rica, y un estudio descubrió que los vertebrados de los bosques cercanos contribuyen al control de esta plaga, ahorrando así, entre 75-300 dólares/ha/año en protección de daños (Karp et al., 2013). Cuidar la conservación de las áreas boscosas dentro de la matriz agrícola probablemente ayude al control de plagas y refuerza las situaciones positivas para la conservación de la biodiversidad y de los agricultores.



Figura 3.4 Murciélagos, insectos y otros animales desempeñan un servicio ecosistémico al polinizar árboles, arbustos y cosechas

Aquí, *Glossophaga* sp. visita una flor de *Pseudobombax* sp. Los murciélagos polinizan varias especies de importancia económica, incluyendo *Pachira quinata*, pariente cercana de *Pseudobombax* sp.

Crédito fotográfico y derecho de autor: Christian Ziegler



Figura 3.5 Aves y otros animales desempeñan un servicio ecosistémico al controlar las plagas en árboles y en las cosechas

Aquí, un trogón consume un gusano en *Ochroma pyramidale*, árbol de madera de balsa. *Ochroma pyramidale* también fue usado por los mayas para agilizar la recuperación del barbecho del bosque (Diemont et al., 2006). Crédito fotográfico y derecho de autor: Christian Ziegler

Servicios culturales

Los servicios culturales son las contribuciones del ecosistema a los beneficios no-materiales que surgen de la interacción entre las personas y los ecosistemas, los beneficios incluyen una gama de capacidades y experiencias (Chan et al., 2011). Esta categoría de servicios ha sido más difícil de definir a grandes escalas porque los beneficios dependen en gran medida del contexto y estos abarcan varias dimensiones de las interacciones no-tangibles entre las personas y la naturaleza y también entre la recreación y la educación. Sin embargo, a escala local los servicios culturales son de gran valor y generalmente son fáciles de definir. Dado que el valor de los servicios culturales no es fácil de ampliar, pocas veces se les ha incorporado de forma explícita en la toma de decisiones (Chan et al., 2012), quizás porque quienes toman las decisiones a

gran escala no comparten los valores, los cuales dependen del contexto.

Sentido de pertenencia

Entre los servicios culturales del ecosistema se pueden incluir oportunidades para que las personas desarrollen un sentido de pertenencia, de compromiso, de identidad y de comunidad. Todos los sentidos juntos contribuyen a un beneficio cuasi-intangible que puede llamarse “sentido de pertenencia”. A los beneficios intangibles o inmateriales como estos se les representa comúnmente de forma errónea en las evaluaciones y en las decisiones del ecosistema, pero son más importantes de lo que se les considera (Daniel et al., 2012). Sentirnos como en casa, en nuestro propio “lugar”, nos da la oportunidad de autoexpresión y fortalecimiento, así como un sentimiento de administración del lugar, que proviene de un sentido de compromiso y responsabilidad. Una variedad de otros componentes, servicios y funciones del ecosistema pueden contribuir al sentido de pertenencia de un individuo (p.ej., la configuración del paisaje, el agua, la vegetación, las especies singulares, etc.), así como diferentes características socioeconómicas (p.ej., el tiempo de vivir en un área, las relaciones personales, la posición socioeconómica, etc.). Se ha descubierto que el sentido de pertenencia es un generador primario de la felicidad subjetiva, el cual es uno de los elementos principales del bienestar humano (Summers et al., 2012).

Valores espirituales

Entre los servicios culturales se incluye la presencia y el valor de un sitio o especie como legado para futuras generaciones. Además se considera un servicio cultural al sentido de asombro e inspiración espiritual o ascética que despierta un lugar o una especie. Los servicios culturales pueden relacionarse con diferentes tipos de valores (p.ej., morales, espirituales o estéticos), que varían según el contexto social e institucional y según los grupos de interés (Chan et al., 2011). El desarrollo de importantes culturas, como los mayas en el sureste mexicano, los kayapo del este

del Amazonas o los quechuas en los Andes, dependió de estas conexiones espirituales con los bosques tropicales que los rodean.

Las sociedades han asignado valores culturales a partes específicas de especies, tipos de especies o tipos de paisaje que son de particular valor debido a su apariencia. Los efectos positivos de la naturaleza en la salud mental y física se han demostrado de forma rigurosa: conocer (pensar sobre un ecosistema en ausencia de aportes sensoriales inmediatos) y experimentar (interacciones físicas, activas, directas, multisensoriales con los componentes del ecosistema) la naturaleza, generalmente proporciona una mayor felicidad y salud en las personas (Russell et al., 2013).

Recreación y ecoturismo

Como se dijo antes, la biodiversidad puede ejercer un impacto en la función del ecosistema dando apoyo a los procesos del mismo (el ciclo de nutrientes, la productividad, el ciclo hidrológico) mediante una eficiencia mejorada gracias a los nichos adicionales, la resistencia y la redundancia o mediante servicios reguladores como el control de las plagas y la polinización. La biodiversidad también cuenta con un aspecto cultural, en el sentido que numerosas personas creen que su vida es enriquecida sabiendo que persiste y a través de aspectos recreativos del ecoturismo. Cada año los visitantes gastan billones de dólares (Chardonnet et al., 2002) para visitar áreas remotas de bosque con el fin de avistar aves y



Figura 3.6 Ganaderos observan el paisaje en Colombia Crédito fotográfico: CIPAV

mamíferos raros o/y también para practicar la pesca deportiva. Además de promover oportunidades para la conservación local, el ecoturismo también puede incrementar oportunidades, como la creación de capacidades y la generación de ingresos para las comunidades locales.



Capítulo 4

Implicaciones del cambio climático y del uso del suelo

4 Implicaciones del cambio climático y del uso del suelo

Cambio climático en los terrenos de ladera del neotrópico

Es evidente que el clima en la Tierra está cambiando de tal forma que incluso las decisiones a corto o medio plazo que pueden influir en la gestión de los servicios ecosistémicos (capital natural de los neotrópicos) necesitan tener el cambio climático en consideración. De acuerdo con Christensen et al. (2013), a finales del siglo XXI, los modelos de cambio climático prevén un gran calentamiento global en la región de América Central y el Caribe durante los meses de junio, julio y agosto. Se prevé, además, que el calentamiento será mayor sobre América Central que en el Caribe, durante los meses de verano y en invierno. Modelos diferentes sugieren que la precipitación en la época cálida de la región del Caribe probablemente disminuirá a lo largo del próximo siglo. Sin embargo, solo existe una confianza media de que América Central experimente una disminución en la precipitación. En Sudamérica es muy probable que las temperaturas aumenten en todo el continente, con un mayor calentamiento en la parte sur de Amazonia. En la mayoría de las regiones, probablemente el calentamiento va a estar acompañado de un incremento en la frecuencia de las noches calientes.

La precipitación es muy probable que se incremente en el noroeste de Sudamérica y disminuya en el extremo norte del continente. También es muy probable que, durante la época seca, se produzca una menor precipitación en el este del Amazonas (noreste y este de Brasil), pero en estas mismas regiones y durante la época de lluvia, las proyecciones del cambio en las precipitaciones tienen una confianza media. Sí que existe una gran confianza en el aumento de las precipitaciones extremas.

Partiendo de las evaluaciones del modelo de cambio en la precipitación y la temperatura, es difícil extraer una descripción de los impactos en la vegetación

natural y en la agricultura. Las propiedades que se han incluido en la clasificación climática de Köppen-Geiger (véase capítulo 2) pueden ser extraídas de los modelos climáticos (Rubel y Kottek, 2010) y es posible especular sobre el futuro de las zonas climáticas tropicales. Sin embargo, donde se ha intentado esto, los cambios en las zonas climáticas de Köppen-Geiger parecen ser menores, mucho menos que en las regiones boreales y polares.

La gestión del paisaje normalmente está adaptada a las condiciones climáticas normales en lugar de a la variabilidad climática interanual o interdecadal. Aun así, los extremos son una gran preocupación para los gestores de tierras, particularmente en los trópicos, esto incluye las sequías y periodos muy húmedos, sobre todo las tormentas largas y los efectos asociados a estas. Dos factores afectan el pensamiento sobre la variabilidad climática y el cambio climático global. En primer lugar, las variaciones interanuales o interdecadales dominan sobre las tendencias climáticas seculares, tanto que, actualmente, los efectos inequívocos del cambio climático no son tan evidentes en los trópicos. En segundo lugar, estas variaciones climáticas, en particular ENOS (El Niño-Oscilación del Sur), también pueden mediar en los efectos del cambio climático relacionados con la intensificación de los fenómenos climáticos extremos de años más lluviosos, tormentas mayores y sequías más graves. Por lo menos, los gestores del paisaje deben pensar sobre el rango de variabilidad en el que nos encontramos debido a las variaciones climáticas y construir así con unos márgenes de error y resiliencia basados en la suposición de que los extremos pueden aumentar con el tiempo (figura 4.1).



Figura 4.1 Inundación en Panamá debido a la fuerte precipitación

Los modelos de cambio climático para los terrenos de ladera del neotrópico predicen, con un alto grado de confianza, un incremento en las precipitaciones. Crédito fotográfico: Jacob Slusser

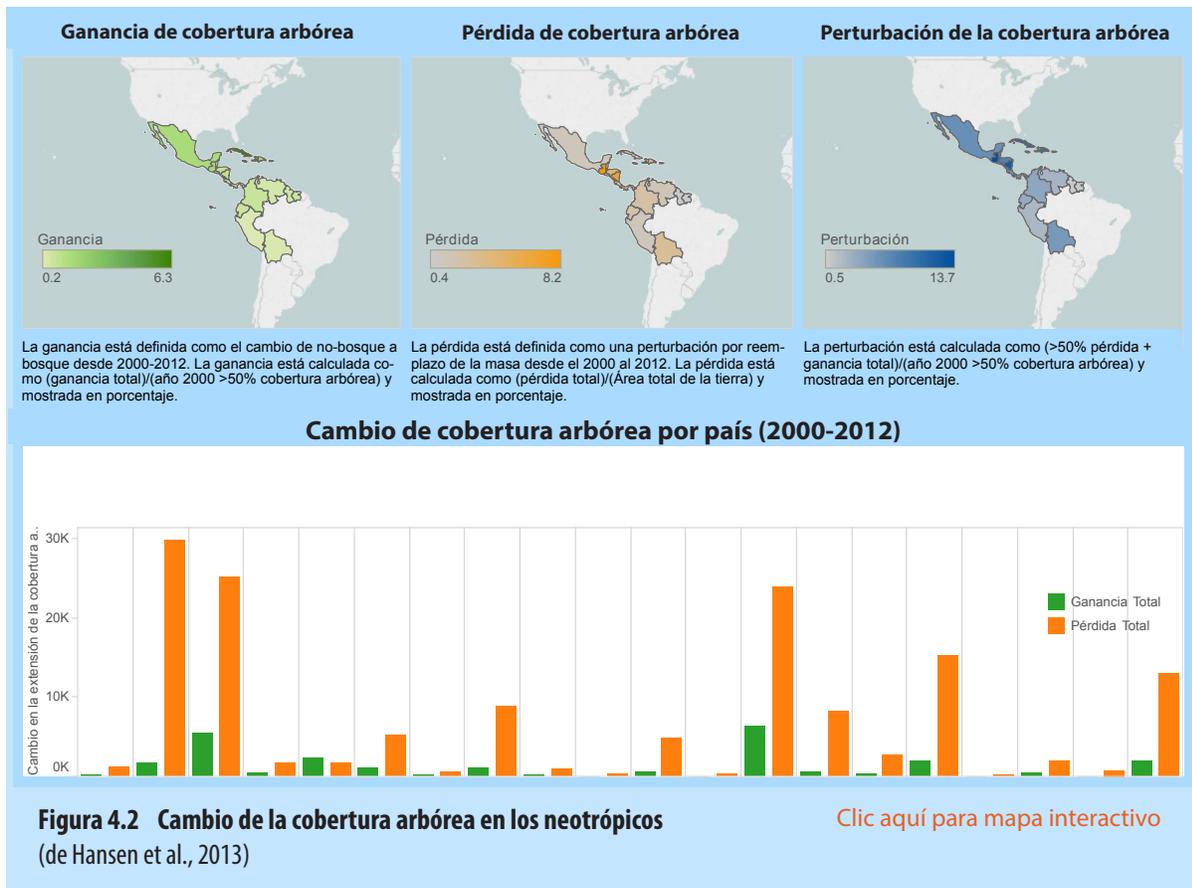
Cambio en el uso del suelo y la provisión de servicios ecosistémicos

Las sociedades han transformado extensivamente los ecosistemas para obtener bienes que se ajusten a las necesidades de alimento, agua, combustibles y otros recursos para mantener los ingresos y medios de subsistencia. El uso del suelo y la cobertura pueden cambiar debido a una variedad de fuerzas socio-ecológicas internas y a factores socio-económicos externos (Lambin y Meyfroidt, 2010). La transición del bosque (donde al suelo, una vez desmontado para la agricultura, se le ha estado permitiendo regresar al bosque) reconocida en países desarrollados (Mather, 1992) también ha sido documentada en varios países de Centro América (Costa Rica, Mather y Needle, 1998; El Salvador, Hecht y Saatchi, 2007; Panamá, Wright y Samaniego, 2008) y América del sur (Ecuador, Rudel et al., 2002). Es de gran importancia para los tomadores de decisiones, planificadores y gestores, el poder entender las fuerzas que generan el cambio de uso del suelo en las cuencas, pero un análisis detallado de estas fuerzas está más allá del alcance del presente documento. Sin embargo, hay alguna evidencia, previamente observada en países de los neotrópicos, donde pueden haberse estancado o revertido las ganan-

cias en la recuperación del bosque. A excepción de Cuba, cada uno de los países (incluido Puerto Rico) contenidos en los terrenos de ladera del neotrópico de este informe, tuvieron una pérdida neta de cobertura del bosque entre el 2000 y 2012 (Hansen et al., 2013; figura 4.2). Todos los países, exceptuando Cuba, tuvieron más del doble de pérdida del bosque que la parte recuperada. Aunque estas estadísticas a nivel de país enmascaran la ganancia (o pérdida) neta del bosque en cuencas específicas, representan potencialmente una tendencia preocupante en la provisión de los servicios ecosistémicos de las cuencas incluidas en el alcance de este documento. De hecho, incluso las áreas que uno asumiría como de bajo riesgo, siguen esta tendencia. Un estudio recientemente terminado por Leisher et al. (2013) encontró que la degradación del suelo y el bosque en las áreas protegidas de Latinoamérica se ha doblado entre los años 2004 y 2009.

Hoy en día más del 40% de la superficie de la Tierra está cubierta por cultivos y pastizales (Foley et al., 2005) con algunas áreas de reserva en los terrenos de ladera del neotrópico (figura 4.3). Las actividades de extracción como las talas y minería, la construcción de carreteras y un gran número de proyectos de desarrollo de infraestructuras son ejemplos de las intervenciones humanas en las cuencas que generan cambios en el uso del suelo y la cobertura, causando, en general, una degradación ecológica (Aide et al., 2012; Foley et al., 2005).

La transformación de los ecosistemas ha llevado a cambios drásticos de sus condiciones y de la capacidad para proveer servicios a las sociedades. Las emisiones de los gases invernadero han aumentado, la disponibilidad hídrica de los ecosistemas ha decrecido, las cantidades de nutrientes como el nitrógeno y fósforo han aumentado a través del suplemento de fertilizante y la biodiversidad ha decrecido; muchos de estos cambios van más allá de los umbrales que permiten el funcionamiento de los ecosistemas de la manera en que han estado operando en los últimos 10.000 años (Rockstrom et al., 2009). En general, servicios como los cultivos, la ganadería y la acuicultura han aumentado, mientras que otros como la provisión de productos silvestres, agua dulce y polinización; la regulación de la calidad del aire, erosión, calidad del agua y plagas; y la mitigación de los fenómenos naturales, han decrecido (MA, 2005).



En términos generales se aplica esta amplia perspectiva global pero se vuelve más compleja cuando se reduce la escala a nivel de cuencas y paisajes. La proporción de terrenos transformados en cultivos y pastos varía entre y dentro de las cuencas. Los cultivos y los pastizales pueden ser gestionados con una mayor o menor intensidad. Los sistemas forestales y de agua dulce pueden estar más o menos degradados con respecto a sus condiciones bióticas (p.ej., tipo y cantidad de biodiversidad) y abióticas (p.ej., cantidad hídrica o de nutrientes). Como resultado, de cada parte de la cuenca surgen combinaciones muy diferentes de servicios ecosistémicos. Por ejemplo, un monocultivo intensivo alcanza la producción de un tipo de cosecha a costa de reducir la erosión, la regulación de plagas, las reservas de carbono y el mantenimiento de la biodiversidad. Por el contrario, un sistema agroforestal diverso muestra rendimientos relativamente bajos de cualquier cultivo solo único, mayores rendimientos de otras cosechas y ganado y una mayor erosión y regulación de las plagas, reservas de carbono, sombra,

polinización y mantenimiento de la biodiversidad (Jose, 2009; cuadro 4.1).

Los impactos del cambio de uso del suelo en los servicios ecosistémicos tienen implicaciones en la salud humana. Aunque normalmente es difícil desenredar los efectos de la biodiversidad en la emergencia y transmisión de las enfermedades contagiosas debido a factores de confusión (p.ej. potencial del aumento en la densidad de portadores con la disminución de la diversidad), cada vez hay más evidencias que sugieren que, normalmente, tiene un efecto de amortiguación, reduciéndose las enfermedades infecciosas de transmisión (Keesing et al., 2010). Debido al aumento del desmonte del bosque, se ha puesto a la gente y a la fauna silvestre en mayor contacto con los patógenos potenciales (Keesing et al., 2010) y Jones et al. (2008) recomiendan identificar los puntos de conflicto de enfermedades emergentes. Esta recomendación es apoyada por Keesing et al. (2010), al igual que proteger y preservar los hábitats en estos lugares potenciales de enferme-



Figura 4.3 Uso del suelo en los terrenos de ladera del neotrópico y áreas colindantes (modificado de Nachtergaele y Petri, 2011)

dades como una manera de reducir la sustentabilidad de la emergencia de los nuevos patógenos. Aunque el control de las enfermedades contagiosas no debería ser necesariamente el objetivo que dirige la gestión de las cuencas en las laderas del neotrópico, dados los costes económicos asociados a la lucha contra las enfermedades contagiosas, es un beneficio potencial adicional a tener en cuenta en la conservación del bosque.

Dimensión temporal y espacial de los servicios ecosistémicos

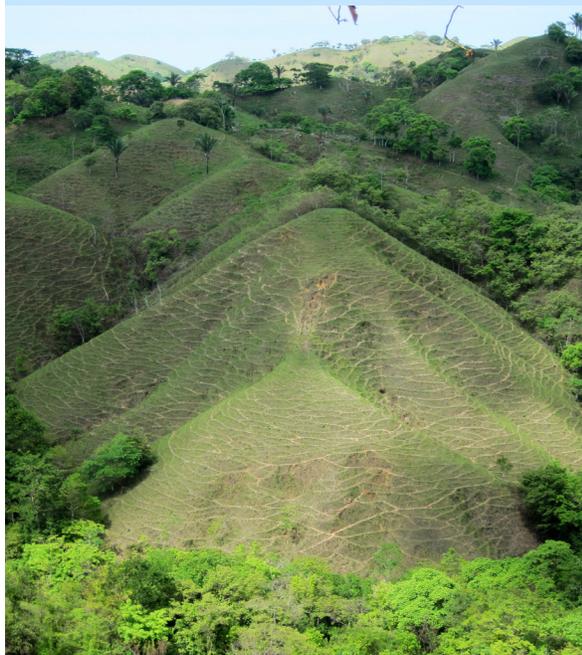
Cuando se evalúan los servicios ecosistémicos, un problema importante y difícil es determinar a qué escala se deben observar, medir y gestionar. Las respuestas a las preguntas acerca de la producción (ren-

dimiento) y la calidad de los servicios ecosistémicos que fluyen de un sistema dado son a menudo sensibles a la escala: la respuesta que se obtiene depende de la escala (tanto espacial como temporal) a la que se hace la pregunta y a la que se observa el fenómeno de interés. Varios factores impactan en nuestra capacidad de evaluar estos servicios, incluyendo problemas de muestras, escala no lineal y fenómenos emergentes (Scholes et al., 2013). Los problemas de muestreo están relacionados con los *trade-offs* entre costo, esfuerzo y metodologías empleadas. (Véase más detalle aquí). Algunos servicios se agregan a través de la proporcionalidad de un área simple o la proporcionalidad-tiempo (“escala lineal”). Para realizarlo, deben estar o distribuidos equitativamente a través del espacio y tiempo o distribuidos al azar con una escala precisa. Con mayor frecuencia, los servicios ecosistémicos (como otros fenómenos naturales) no

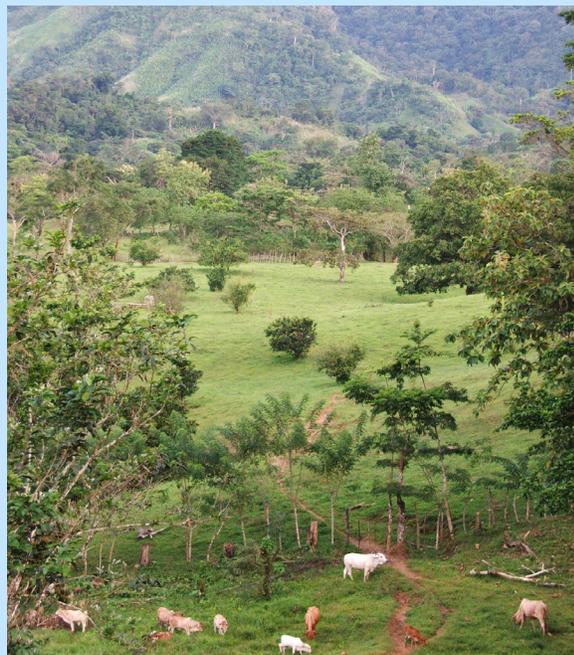
CUADRO 4.1 Terrenos con ganado

En Latinoamérica y el Caribe más de un cuarto del territorio se utiliza para el pastoreo del ganado, caballos, ovejas, cabras y búfalos (FAO, 2011), por lo tanto, esta actividad tiene una estrecha relación con la provisión y demanda de los servicios ecosistémicos. La producción de los recursos de forraje, que son las bases de la ganadería como los pastos, legumbres, frutas y hojas obtenidas de arbustos, árboles y palmas, necesitan preservar la fertilidad natural del suelo. La biodiversidad y los servicios que esta proporciona son esenciales para la alimentación, reproducción y crecimiento del ganado. Aunque la demanda de agua para el sector del ganado en la región no ha sido todavía cuantificada adecuadamente, está claro que sin los recursos hídricos proporcionados por las cuencas, las actividades ganaderas serían inviables y los valores que generan a la sociedad no estarían disponibles.

Los métodos tradicionales de pastoreo del ganado generan paisajes homogéneos mediante el establecimiento de pastos en monocultivos, provocan impactos negativos obvios en el bosque (deforestación por el cambio de uso del suelo), en los suelos (compactación y erosión), en el agua (agotamiento y contaminación) y en la biodiversidad (Murgueitio et al., 2011). Sin embargo, un estudio reciente ha mostrado los beneficios ambientales y productivos de la producción ganadera amigable con la vida silvestre en comparación con los modelos tradicionales. La producción ganadera amigable está basada en los principios de agroecología que combinan el buen manejo de los pastos con la protección del suelo, mediante la incorporación de árboles en diferentes tipos de sistemas silvopastoriles y una planificación eficiente del agua (Calle et al., 2013; Murgueitio et al., 2011; Nair et al., 2009; Pagiola et al., 2007; Harvey et al., 2011). Los sistemas ganaderos que aplican estos principios actúan en sinergia con la conservación del bosque y la restauración de los corredores que conectan el bosque fragmentado. Por lo tanto, el manejo de la ganadería sostenible puede convertirse en un aliado poderoso para la restauración ecológica y la provisión de servicios ecosistémicos (Calle et al., 2013).



Fincas ganaderas tradicionales en Los Santos, Panamá Crédito fotográfico: Jacob Slusser



Sistemas silvopastoriles en San Juan de Pequení, Colón, Panamá Crédito fotográfico: Jacob Slusser

son distribuidos homogéneamente o al azar en el espacio y en el tiempo: son bastos, por lo que los patrones se verán diferentes dependiendo de la escala a la que los estés observando. Finalmente, los fenómenos emergentes son patrones que “emergen” y pueden ser descritos a una escala determinada, pero sin pronosticar con observaciones a escalas menores. Un ejemplo temporal de esto es cuando los cambios en algunos servicios reguladores (p.ej. el ciclo de nutrientes) ocurren a una velocidad muy lenta, llevando a un colapso inesperado y abrupto en servicios asociados una vez que se atraviesa el **umbral** (p.ej., la agricultura que no maneja adecuada-

mente las reservas de nutrientes en el suelo y degrada el suelo hasta el punto donde nada más crecerá sin una intervención intensiva).

Además de entender cómo puede afectar la escala de observación a los patrones que se hayan observado, es importante entender las escalas a las que los servicios ecosistémicos son producidos, consumidos y manejados. Los servicios ecosistémicos individuales o en colección son generados por una variedad de procesos y estructuras socio-ecológicas a distinta escala espacial. Los gestores necesitan saber a qué escalas se produ-

CUADRO 4.2 Centro de información de la reforestación de especies nativas tropicales (TRIC)

Environmental Leadership & Training Initiative (ELTI)

Tropical Native Species Reforestation Information Clearinghouse (TRIC)

Welcome to the **Tropical Native Species Reforestation Information Clearinghouse**, a resource hosted by the **Environmental Leadership and Training Initiative (ELTI)** to support capacity-building in the field of tropical forest restoration and reforestation.

Haz clic aquí para recursos [“en Español”](#) o [“em Português.”](#)

Getting Started!

Search for **Projects** and **Literature**:
Select the following **categories** found below and on the sidebar

[Resource Types](#) [Subjects](#) [Countries](#) [Regions](#) [Ecosystems](#)

Enter a keyword into the **search function**:
(keywords can include topics, authors, species names, and locations)

El **centro de información de la reforestación de especies nativas tropicales** es una herramienta educativa gestionada por la Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI) la cual atiende a investigadores, estudiantes y gestores de proyectos, permitiéndoles aprender sobre los esfuerzos de restauración y reforestación en los trópicos y compartir su propio trabajo con una audiencia global. El sitio contiene descripciones de proyectos y literatura en reforestación y restauración en Latinoamérica, Asia y África tropical y presenta información sobre documentos escritos en inglés, portugués y español. El centro de información se puede buscar tanto por una búsqueda por palabras como por las siguientes categorías: tipos de recurso, temas, países, regiones y ecosistemas. Hasta la fecha, el sitio web contiene más de 880 reseñas de proyectos y bibliografías.

cen estos y a qué escala(s) los beneficios asociados son distribuidos y accesibles para determinar cómo manejar los factores fundamentales en la producción de servicios ecosistémicos y para identificar los valores de la sociedad e incentivos de manejo asociados con estos (Brauman et al., 2007). Los desajustes de escala pueden ocurrir cuando los gestores de los servicios ecosistémicos operan a escalas inapropiadas o la producción o consumo de los servicios suceden a diferentes escalas (otra vez, ambas en tiempo y espacio).

Restaurando los servicios ecosistémicos

Los métodos y enfoques tomados para la restauración del ecosistema dependen de equilibrar el nivel de degradación con el objetivo fundamental del manejo. El restaurar hasta cierto nivel un servicio ecosistémico específico, puede implicar una intervención en el manejo que no devuelva el ecosistema a su estado natural. Ciertamente, en los últimos años ha habido algunos debates sobre si esto es viable o incluso si es deseable dada la fuerza del cambio global (p.ej., cambio climático, especies invasoras y el crecimiento poblacional humano; Hobbs et al., 2014; Lugo, 2009, Stanturf et al., 2014).

Un primer paso en la restauración será evaluar el nivel de degradación del ecosistema. Si un ecosistema tiene todavía los procesos básicos intactos o no, como el ciclo hídrico y de nutrientes, ayudará a definir el punto de partida para la restauración. Por ejemplo, un área boscosa que ha sido desmontada y sometida durante décadas al pastoreo de ganado, donde la erosión ha removido la capa superficial, la compactación ha reducido la capacidad del suelo de absorber rápidamente el agua (Hassler et al., 2011) y hay una distancia de diez a cientos de kilómetros del bosque natural más cercano, de manera tal que las semillas del bosque no alcanzan el área mediante el viento o los animales (Griscom y Ashton, 2011), se requerirá de un importante esfuerzo y de recursos para reiniciar la función del ecosistema y un esfuerzo aún mayor para restaurar parte de su biodiversidad original. Por el contrario, un bosque gravemente dañado por un huracán, pero que está

cerca de áreas que se han escapado del fenómeno, quizás simplemente requiera de un tiempo para recuperar su estado boscoso (p.ej., Zimmermann et al., 1994). De hecho, el huracán será parte del régimen de perturbación natural del bosque, tal que siempre que parte de las especies naturales se hayan mantenido para preservar la redundancia y resiliencia (cuadro 2.7), el sistema vuelve a su estado anterior con el tiempo.

Es importante entender si un sistema ha sufrido o no una perturbación grave que, aunque destructiva, puede no volver a producirse en una escala de tiempo que influya en las decisiones de gestión; o si se trata de una serie de perturbaciones crónicas que mermen algunos aspectos de la función del ecosistema y la provisión de los servicios en el tiempo. Un ejemplo puede ser un incendio forestal debido a la combinación de un periodo seco especialmente severo y las prácticas de manejo, como las que se vieron durante los años 1997 y 1998 en El Niño en Centro América (p.ej., Cochrane, 2003). Un ejemplo de la segunda podría ser un bosque sujeto a la tala selectiva continua, tal que la estructura del bosque y la composición de especies han sido mermadas con el tiempo (Ashton y Peters, 1999; Ashton y Hall, 2011). El evaluar el tipo de perturbación y decidir si una gestión pasiva o activa está justificada, son los primeros pasos esenciales para restaurar la provisión de los servicios ecosistémicos (Ashton et al., 2001; Ashton y Griscom, 2011; Holl y Aide, 2011).

También es crucial el definir el objetivo y costo de la gestión para determinar la intervención del manejo. La restauración, que tiene como objetivo volver en la mayor medida posible a su estado natural, se enfocará en los servicios relacionados con la biodiversidad que exigen regresar parte de las especies nativas naturales. Esto probablemente debería ir en paralelo con preservar ciertas especies objetivo, la función del ecosistema o los servicios culturales. Por ejemplo, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) hace tiempo propuso una jerarquía de áreas protegidas (IUCN 1994; Dudley, 2008) que van desde reservas estrictas de la naturaleza a otras donde se permiten los usos múltiples significativos y la intervención humana. Si el objetivo de una reserva es la conservación de parte de las especies y de su diversidad genética en el sistema natural, la restaura-

ción de la sección degradada dentro de la reserva para alcanzar este objetivo requerirá del conocimiento de las especies y la diversidad genética encontrada dentro del área y de que mejor manera se puede favorecer el regreso a su estado natural. Si el objetivo es crear un corredor biológico que permita el paso seguro de las especies **generalistas** de amplio rango de hábitats entre hábitats óptimos, entonces restaurar los fragmentos de hábitats objetivo y trabajar con los propietarios de terrenos para minimizar los efectos negativos y garantizar el paso seguro puede que sea todo lo que se requiera. Un ejemplo de esto puede ser el mantener las cercas vivas con una densidad de copa suficiente para permitir el paso de primates o aves entre los bosques fragmentados (figura 4.4; p.ej., Harvey et al., 2008).

La restauración de la función del ecosistema en la provisión de los servicios ecosistémicos puede no necesitar devolver el ecosistema a su estado natural. Por ejemplo, un proceso clave en la capacidad del bosque de absorber y almacenar agua es la **infiltración**. Puede ser que una plantación forestal restaure la infiltración a un ritmo comparable con el del bosque secundario, mientras que al mismo tiempo proporciona el servicio de provisión de la producción maderera. En este caso, la función del ecosistema puede ser restaurada, pero la producción de madera es valorada por encima de la biodiversidad como un objetivo de gestión.



Figura 4.4 La matriz del paisaje puede tener una importancia fundamental en mantener la biodiversidad relacionada con los servicios ecosistémicos

Este paisaje en el área de estudio del proyecto Agua Salud, dentro de la Cuenca del Canal de Panamá, incluye pastos ganaderos (marcados en rojo), diferentes edades del bosque secundario (en naranja), cercas vivas, orillas de caudales y otros parches boscosos. Las cercas vivas y el bosque de galería pueden servir como corredores y hábitats para aves y otros animales, permitiéndoles pasar entre los fragmentos de bosque de mayor calidad en su hábitat.

Avances en la restauración de servicios

Una revisión reciente de Balvanera et al. (2012) ha mostrado un creciente interés en la investigación del servicio del ecosistema en los neotrópicos con la restauración de estos servicios como interés principal. Un factor motivador para considerar la gestión de las cuencas es mantener una elevada calidad del agua o mejorar la gestión del agua para el beneficio de todos. Por lo tanto, es deseable gestionar la abundancia y limpieza de agua dulce a lo largo de los años. Por lo general, los bosques pueden usar más agua que los pastizales (Zhang et al., 2001), pueden ser retos específicos a considerar en la restauración el manejar la suficiente agua durante la época seca y el exceso de esta durante la época de lluvias (capítulo 2). Cada vez hay una mayor evidencia de que las cuencas en los terrenos de ladera de los neotrópicos pueden, en efecto, regular la escorrentía y también distribuir la calidad de agua mejorada, en términos de contaminantes y material de partículas sobre las cuencas deforestadas (capítulo 2 y referencias allí). Puede no ser trivial el mantener los bosques en áreas con una creciente población humana, pero proteger los bosques existentes y sus servicios es un componente importante de la gestión sostenible de las cuencas.

Se están realizando avances en la restauración de los servicios hidrológicos. La evidencia sugiere que la infiltración del agua en el suelo se puede recuperar en un corto intervalo de tiempo razonable (años o décadas, no siglos), a través del proceso natural de la recuperación del bosque secundario (p.ej., bosque tropical montano, Zimmermann y Elsenbeer, 2008; bosque tropical estacional de tierras bajas, Hassler et al., 2011). Esto es importante ya que puede reducir las inundaciones y el riesgo de contaminar los mantos freáticos (Zimmermann et al., 2009). En los terrenos de ladera de los neotrópicos se han completado algunos estudios sobre hasta qué punto los cursos de agua se pueden recuperar después de una perturbación con una restauración pasiva o activa (Locatelli and Vignola, 2009). Por la parte centro-este de México, Muñoz-Villers et al. (2012) encontraron que, en un bosque nublado, 20 años de regeneración natural después de una perturbación puede ser tiempo suficiente para producir un comportamiento hidrológico parecido al original.

En Panamá el **proyecto Agua Salud** está monitoreando la escorrentía en las cuencas con diferentes regímenes de manejo (p.ej., plantaciones de especies nativas de árboles, plantaciones de especies exóticas, bosque secundario, sistemas sivopastoriles, etc.) donde el bosque y los pastos son usos extremos del suelo para la comparación. En las **plantaciones** de especies nativas de Agua Salud están siendo llevados a cabo, como parte de la Reforestación Inteligente®, estudios detallados para desenredar las interacciones entre los árboles en un diseño cuidadoso de mezcla de especies en la producción de servicios hidrológicos y otros servicios ecosistémicos (véase también Kunert et al., 2010).

Existe un mayor conocimiento en cuanto a la reforestación para restaurar la biodiversidad (p.ej., Holl et al., 2010; Rodrigues et al., 2011) y hay un aumento en el interés en la restauración tropical para mitigar el cambio climático a través del secuestro de carbono (p.ej., Marin-Spiotta et al., 2007; Potvin et al., 2011). Está más allá del alcance de este documento el describir los diferentes métodos de restauración y metodologías, pero numerosas instituciones y laboratorios están comprometidos con esta investigación. Una red recientemente establecida llamada Gente y Reforestación en los Trópicos (**PARTNERS- People and Reforestation in the Tropics: a Network for Education, Research, and Synthesis**), reúne a científicos, tomadores de decisiones y otros actores comprometidos en la región y más allá para avanzar en el estudio del entendimiento y la práctica de la reforestación y restauración. Este es un lugar útil para aquellos interesados en empezar a aprender más del tema.



Capítulo 5

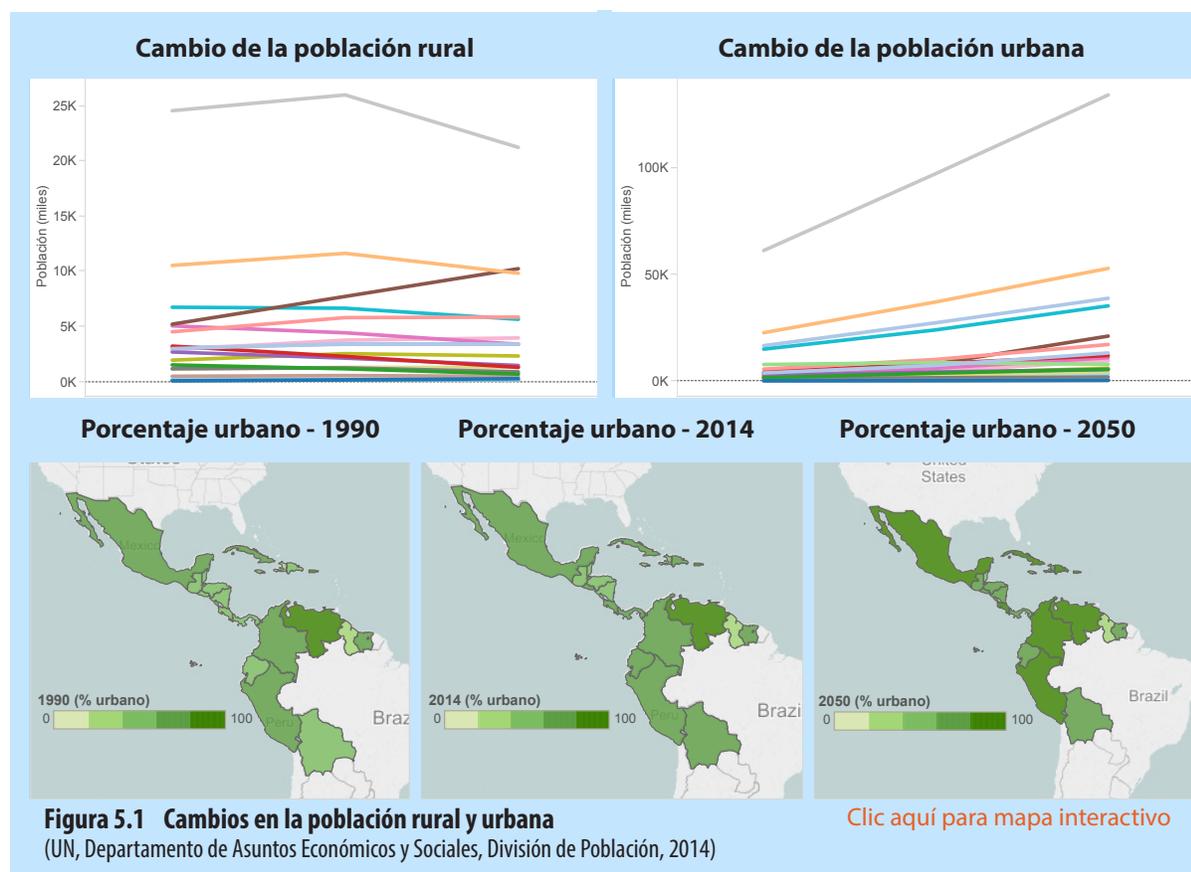
**La sociedad y los servicios ecosistémicos
relacionados con el agua**

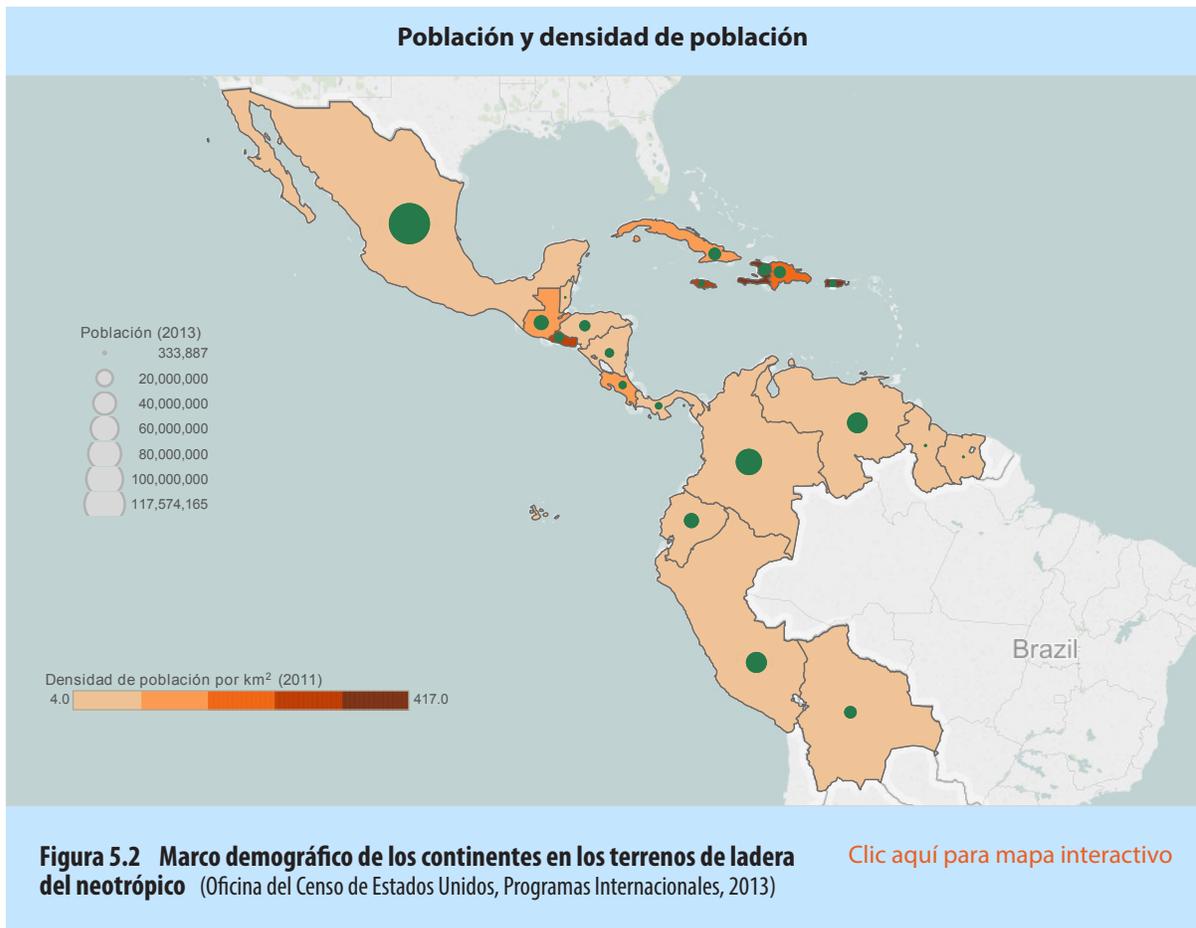
5 La sociedad y los servicios ecosistémicos relacionados con el agua

Los servicios ecosistémicos y las actividades humanas

A lo largo de los neotrópicos, el bienestar y estilo de vida de las personas dependen en gran medida de los bienes y servicios que proporcionan las cuencas locales y regionales. Los bosques forman un componente vital de estas cuencas y garantizan la provisión de alimentos, fibra y agua, tanto a las comunidades rurales como a las urbanas. Se ha estimado que aproximadamente un quinto de la población rural de América Latina depende directamente de los bosques neotropicales (Pacheco et al., 2011). De la misma manera, las actividades humanas afectan, directa e indirectamente, a las dinámicas de los ecosistemas. Por lo tanto, es crítico -cuando se piensa en el manejo de cuencas-

considerar a la cuenca como un sistema integrado dentro del cual se toman múltiples decisiones con respecto al uso del suelo y del agua y que afectan a la integridad de la cuenca. Además de las dimensiones físicas de la cuenca, comprender las dimensiones demográficas, económicas, sociopolíticas y culturales puede ayudar a reconsiderar el manejo de cuencas como un sistema complejo de interacciones. Cuando se considera como un sistema global, está claro que son varios factores, desde el crecimiento poblacional hasta los objetivos de desarrollo económico y agendas políticas, los que desempeñan un papel importante en el cambio de los ecosistemas y los servicios que proporcionan.





Población, urbanización y migración

El crecimiento poblacional, la expansión urbana y la migración son procesos demográficos que ejercen impacto en las cuencas. En los neotrópicos, la población de Centro y Sur América se ha incrementado de forma importante en las décadas recientes, especialmente en áreas urbanas donde las poblaciones se han triplicado y llegado hasta aproximadamente el 80 por ciento de la población total (CEPAL, 2010). Aide y Grau (2004) describen que existe una tendencia regional donde los habitantes rurales migran a las ciudades. Sin embargo, las tendencias demográficas también varían geográficamente, por ejemplo, las áreas rurales de Centro América y el Caribe tienden a estar más densamente pobladas que las áreas rurales de Sudamérica (De Fries et al., 2010), mientras que las poblaciones urbanas de los países sudamericanos tienden a crecer más rápidamente que las áreas similares en Centro América y el Caribe (Carr et al., 2009; figura 5.1, 5.2).

Aunque los países sudamericanos tienden a tener poblaciones mayores, la densidad total de población es más alta en Centro América y el Caribe donde, por ejemplo, Haití y El Salvador tienen más de 300 personas por km² y Puerto Rico, más de 400 habitantes por km²; comparado con 10 personas por km² en Bolivia y 23 por km² en Perú (UN DESA, 2012). El crecimiento poblacional incrementa la demanda de alimento, agua y energía, lo que a su vez afecta a los patrones de uso del suelo, la contaminación de aire y agua, el uso de agua para irrigación, el uso de fertilizantes y otros impulsores varios de la salud del ecosistema (MA, 2003). Dado que la mayor parte del crecimiento poblacional en los neotrópicos se proyecta que ocurrirá en áreas urbanas donde los niveles de consumo son mayores, las presiones en los bosques probablemente se mantendrán fuertes. De hecho, la demanda de los consumidores urbanos por productos agrícolas, así como otros productos como los biocombustibles, podría incrementar la conversión del bosque en paisajes rurales (De Fries et al., 2010).

Economía de las cuencas hidrográficas

La degradación de los ecosistemas y sus servicios puede deberse, en parte, al hecho de que la mayoría de los tomadores de decisiones han ignorado los beneficios no-comerciales proporcionados por la naturaleza (Farley, 2008). Una de las causas básicas de la degradación de los servicios ecosistémicos y de la pérdida de biodiversidad es la infravaloración de los ecosistemas y de los servicios que proporcionan (TEEB, 2012). La falta de conocimiento sobre el valor de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos ha dificultado los esfuerzos para proteger, mantener y mejorar los ecosistemas (Jones-Walters y Mulder, 2009). La valoración de los ecosistemas y sus servicios ayudaría a demostrar que la conservación es económicamente sostenible, al mostrar a los grupos de interés tanto los beneficios producidos por los ecosistemas, el aumento de estos beneficios y las pérdidas que se evitarían al conservarlos (Pagiola et al., 2004).

El agua como un bien económico

Las características económicas del agua y de los servicios hidrológicos pueden tener diferentes formas y esto tiene un impacto en cómo organizar su abastecimiento. El agua embotellada puede venderse en el mercado, mientras que el agua de la lluvia es un bien público. El agua también puede ser un bien de club o de peaje, lo que significa que puede ser consumida por muchos individuos sin afectar al consumo de los demás, pero el consumo por los no miembros puede ser evitado (Engel et al., 2008). La infraestructura para el uso del agua es un ejemplo de tecnología que puede impedir que los usuarios se beneficien del abastecimiento de agua (Porrás et al., 2008). La escasez de agua tiene un gran impacto en las características económicas del bien, ya que la insuficiencia puede fomentar la rivalidad (como sucedería con un recurso común) cuando no está bajo una gestión adecuada y los usos prioritarios del recurso no han sido establecidos- por ejemplo, las autoridades públicas otorgan una concesión a una mina, la cual afecta a la calidad del agua potable. Una cuenca puede proporcionar agua para usuarios aguas abajo. [\(Véase más información aquí\)](#). Ya que no

se puede impedir a nadie que se utilice el recurso del agua, este podría agotarse. Sin embargo, la acción colectiva, por ejemplo la creación de una asociación de irrigación para administrar el uso de agua, podría ayudar a establecer reglas colectivas para la gestión del recurso (véase p.ej., Ostrom, 1990).

Precio y valoración del agua

A diferencia de otros bienes y servicios, los precios que se cobran por agua y/o servicios hidrológicos relacionados con el abastecimiento del agua son sólo, por lo general, un indicador débil de su valor económico. Esto se debe a algunas de las siguientes características únicas del agua (Pascual et al., 2010; UNSD, 2012):

- Como materia prima, el agua está sujeta a regulaciones estrictas. El precio que generalmente se cobra muestra poca relación con su valor económico o con el costo de suministro.
- El suministro de agua, por lo general, tiene las características de un monopolio natural ya que el almacenamiento y la distribución están sujetos a economías de escala.
- Los derechos de propiedad, en la mayoría de los casos, no existen, por lo que no siempre es fácil definir cuándo el agua y los servicios hidrológicos muestran características de bien común, de uso colectivo o público.
- Como tal, pueden existir mercados ausentes, imperfectos y caídas de mercado.
- Existe incertidumbre en cuanto al conocimiento sobre la oferta y la demanda.

Sin embargo, la necesidad de tratar al agua como un bien económico tasándola con precio, se ha reconocido como un componente esencial del Manejo Integrado de Recursos Hídricos (Integrated Water Resources Management - IWRM). IWRM identifica la maximización del valor económico del uso del agua y de las inversiones en el sector del agua, como uno de los objetivos clave, junto con la equidad y la sostenibilidad ambiental (GWP, 2000).

La Alianza Global del Agua (Global Water Partnership-

GWP, 2000) define el IWRM como “un proceso que promueve el desarrollo y el manejo coordinado del agua, el suelo y los recursos relacionados, para maximizar el bienestar económico y social resultante de forma equitativa y sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales”. Además de los requerimientos para satisfacer las necesidades básicas y salvaguardar los ecosistemas, se debe cobrar adecuadamente a los usuarios (UNSD, 2012) para preservar la protección de la fuente de agua y la distribución de la misma. Esto no significa que todos los usuarios del agua, por ejemplo las familias pobres, deban pagar por el agua necesaria para su supervivencia básica o que una empresa de servicio público de agua deba intentar recuperar su inversión total. Las finanzas creativas, incluyendo préstamos a bajo interés, pueden reducir de forma importante los costos de los consumidores. Esto es importante teniendo en cuenta que el derecho al agua fue tratado a nivel de la Asamblea General de Naciones Unidas en el año 2009. Sin embargo, es cierto que para administrar eficientemente el agua es importante presupuestar los costos de su protección y abastecimiento. Para obtener el valor económico necesario para tarifificar el agua con precios IWRM, se hace imprescindible una valoración monetaria, según la bibliografía actual, los valores monetarios pueden clasificarse como Valores de Uso y Valores de No-Uso (tabla 5.1).

A pesar de lo que se dijo anteriormente sobre la valoración, incluso cuando el agua puede tasarse y/o valorarse correctamente, esto no implica que se les deba cobrar a los usuarios del agua. Como se comentó, las consideraciones de equidad son parte integral del IWRM. El acceso al agua se considera un derecho humano (véase resolución de la ONU 64/292). Tarifificar el agua es sólo uno de los pasos clave para establecer un sistema de contabilidad del agua (tabla 5.2).

Contabilidad del agua

La contabilidad del agua es parte del IRWM. Vardon et al. (2007) definen la contabilidad del agua como “un método para organizar y presentar información relacionada con los volúmenes físicos del agua en el medio ambiente y en la economía, así como los aspectos económicos del suministro y uso del agua”. La contabilidad del agua integra datos sobre

los aspectos ambientales y económicos del agua y vincula las estadísticas del agua directamente con las cuentas de ingresos nacionales. Estas cuentas proporcionan indicadores que pueden alertar sobre una tendencia que podría resultar no sostenible o socialmente indeseable. Además, pueden presentar indicadores sectoriales más detallados para ayudar a comprender qué elementos ejercen presión en los recursos hídricos, las oportunidades para reducir la presión y la contribución de incentivos económicos a problemas y posibles soluciones (Lange et al., 2007). La contabilidad del agua puede ser utilizada por los tomadores de decisiones como herramienta para otorgar concesiones de agua y así, garantizar que no se autorizan más permisos que los mínimos que aseguran una extracción de agua de manera sostenible.

El Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica del Agua (System of Environmental-Economic Accounting for Water - SEEAW) (UNSD, 2012) proporciona directrices detalladas y claras para organizar la información hidrológica y económica de forma coherente y consistente para construir cuentas del agua (Lange et al., 2007).

El SEEAW incluye la siguiente información (UNSD, 2012):

- Almacenamiento y flujo de recursos hídricos en el medio ambiente.
- Presiones de la economía en el medioambiente en términos de captación del agua, y emisiones añadidas o removidas de las aguas residuales y liberadas al medioambiente.
- Suministro del agua y uso de la misma como elemento en los procesos productivos y en hogares.
- Reutilización del agua en la economía.
- Costos de recolección, purificación, distribución y tratamiento del agua. Y los cargos por servicio pagados por los usuarios.
- Quién está pagando por el suministro de agua y servicios de saneamiento.
- Pagos por permisos para acceder al agua captada

Tabla 5.1 Clasificación de los valores monetarios (Pascual et al., 2010; UNSD, 2012)

Valores de utilización	Valores no relacionados con el uso
<p><i>Valores de uso directo:</i> resultados del uso humano directo de recursos hídricos, como el aporte a la agricultura o el uso doméstico, y los usos no consuntivos como la producción de energía hidroeléctrica.</p> <p><i>Valores de uso indirecto:</i> derivados de los servicios de regulación provistos por el agua, como la asimilación de desechos.</p> <p><i>Valor de opción:</i> relacionado con la importancia directa o indirecta que la gente da al futuro uso del agua.</p>	<p><i>Valor de legado:</i> valor agregado por las personas a las especies y ecosistemas que quedarán para futuras generaciones.</p> <p><i>Valor altruista:</i> valor agregado por las personas al hecho de que otras personas, de la generación presente, tengan acceso a los beneficios provistos por las especies y ecosistemas.</p> <p><i>Valor de existencia:</i> valor intrínseco del agua y los ecosistemas hídricos, incluyendo la biodiversidad. Valor relacionado con la satisfacción de la gente por simplemente saber que, por ejemplo, un lago prístino existe y continuará existiendo.</p>

Tabla 5.2 Principales métodos de valoración monetaria (UNSD, 2012)

Métodos de valoración	Tipo de valor
<p>El agua como aporte intermedio a la producción: agricultura, fabricación</p> <ul style="list-style-type: none"> • Valor residual • Cambios en los ingresos netos • Enfoque en la función de producción • Modelos de programación matemática • Venta y alquiler de los derechos del agua • Precio Hedónico • Funciones de demanda de la venta de utilización del agua 	Valor medio o marginal del agua basado en el comportamiento de mercado observado
<p>El agua como un bien de consumo final</p> <ul style="list-style-type: none"> • Venta y alquiler de los derechos del agua • Funciones de demanda de la venta de utilización del agua • Modelos de programación matemática • Costo alternativo • Valoración contingente 	Valor medio o marginal del agua basado en el comportamiento de mercado observado, excepto para medidas de valoración de contingencia, las cuales dan el valor económico total basado en adquisiciones hipotéticas
<p>Agua para la asimilación de residuos</p> <ul style="list-style-type: none"> • Costos de prevención de daños • Beneficios por evitar daños 	Valor medio o marginal

o para su utilización como sumideros para la descarga de aguas residuales.

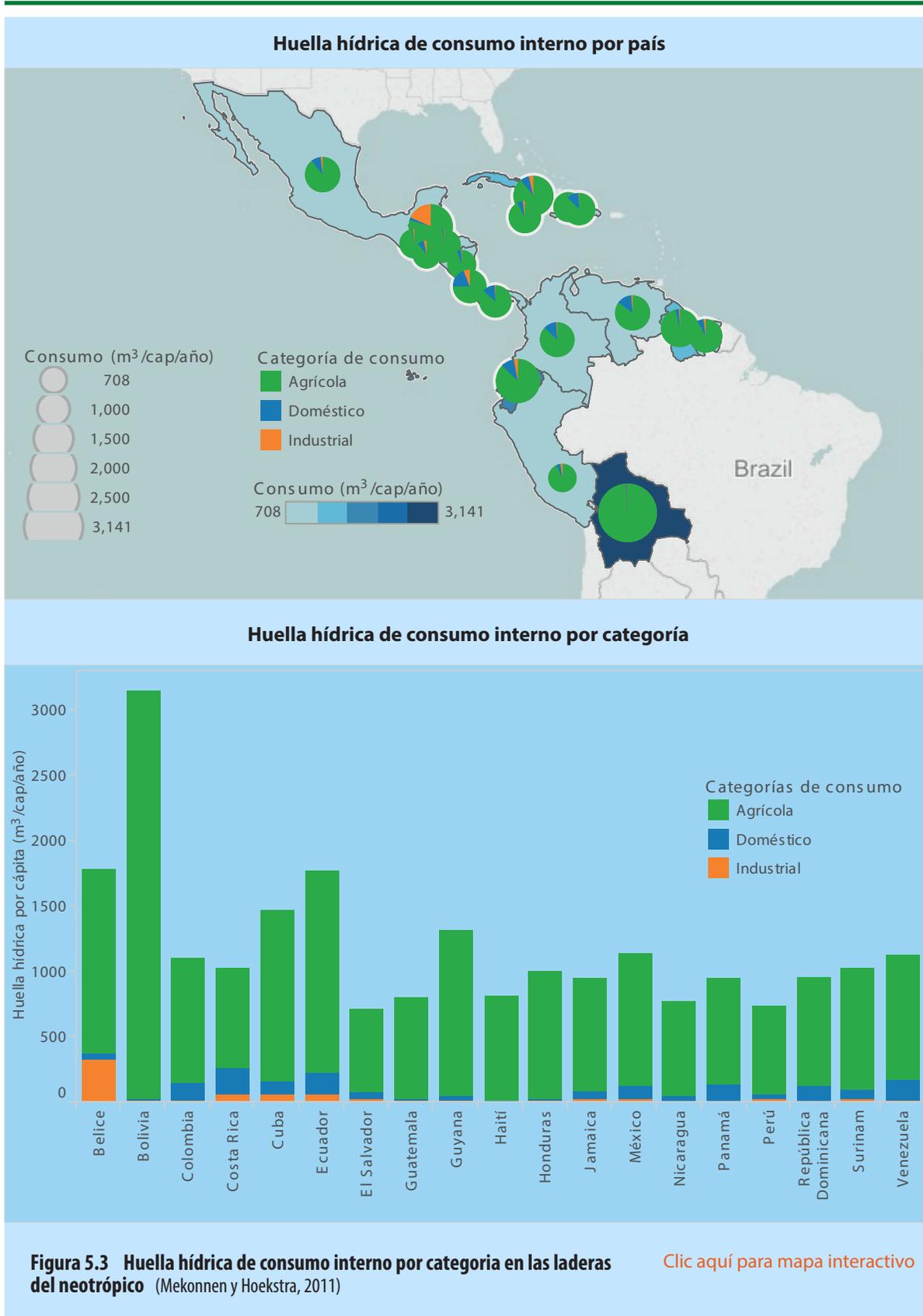
- El stock hidráulico establecido, así como las inversiones en infraestructura hidráulica realizadas durante el período contable.

Comprender el uso del agua: la huella hídrica

La valoración monetaria del agua y de los servicios hidrológicos se considera un elemento clave para

la contabilidad del agua. Otros indicadores útiles desarrollados, son de naturaleza biofísica e incluyen el concepto de “agua virtual” y de “huella hídrica”.

El concepto de huella hídrica fue introducido por Hoekstra y Hung (2002) y se refiere a todas las formas de uso de agua dulce que contribuyen a la producción de bienes y servicios consumidos por los habitantes de cierta región geográfica (Hoekstra y Chapagain, 2008). Al mapear el consumo de agua conjuntamente con diferentes elementos de consumo a lo largo de la cadena de suministro total



(Feng et al., 2011), la huella hídrica proporciona un indicador basado en el consumo. Se puede distinguir entre la huella hídrica de un producto, la cual es la cantidad de **agua consumida directa o indirectamente para producir un producto**, y la huella hídrica de un individuo, que se refiere a la cantidad de agua dulce utilizada para producir los bienes y servicios que son consumidos por este individuo (PNUD, 2011). La huella hídrica (HH) se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$WF = \text{HH Azul} + \text{HH Verde} + \text{HH Gris}$$

Donde:

'**HH azul**' es el volumen de la corriente y el agua terrestre consumida, '**HH verde**' es el agua de lluvia y la humedad del suelo usada directamente por las plantas y

'**HH gris**' es el volumen de agua contaminada consumida.

(Falkenmark, 2003; Feng et al., 2011)

A la *huella hídrica* de un país (o de otra área geográficamente delineada) se le define como “el volumen de agua necesario para la producción de bienes y servicios consumidos por los habitantes del país” (Hoekstra y Chapagain, 2006), y consiste en la huella hídrica interna y externa. La *huella hídrica interna* es la porción de agua proveniente de recursos domésticos utilizada para producir bienes y servicios consumidos por los habitantes del país (Hoekstra y Chapagain, 2006; figura 5.3). La *huella hídrica externa o extranjera* se refiere al volumen de agua utilizado en otros países (o regiones) para producir bienes y servicios importados y consumidos por los habitantes del país (Chapagain y Hoekstra, 2004; Hoekstra y Chapagain, 2006). La huella hídrica puede ser una herramienta útil en la gestión del agua, ya sea para asignar concesiones como para ver, de una manera clara, el impacto de los usos competitivos del agua.

Servicios hidrológicos y PSE

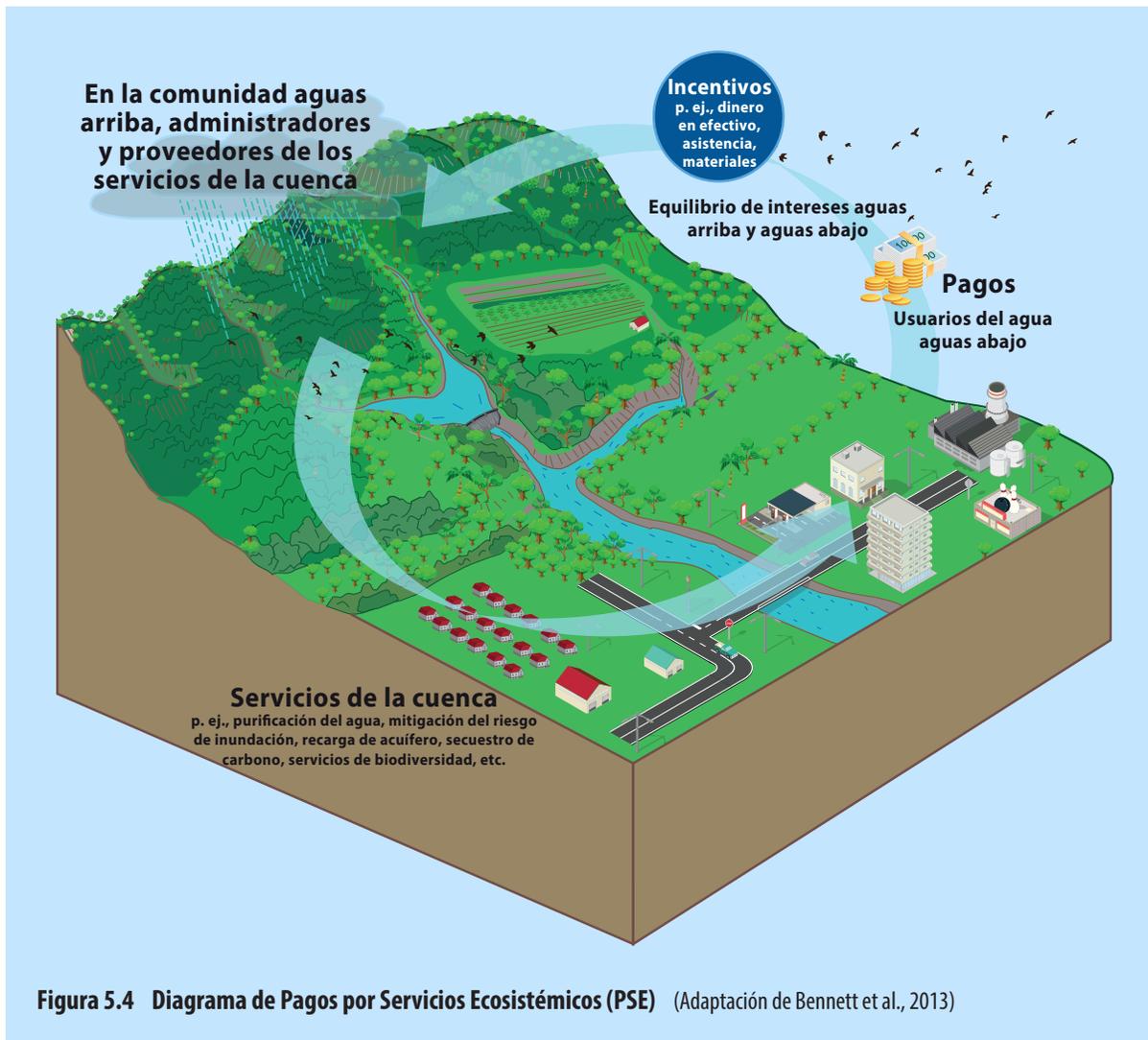
Desde un punto de vista económico, aunque sea deseable la conversión de los ecosistemas, la degradación es, por lo general, mayor de lo que sería socialmente óptimo. La degradación del ecosistema y la disminución de las provisiones de los servicios

del ecosistema, tales como los servicios hidrológicos, ocurren por varios motivos. Uno de los motivos principales es la aparición de externalidades debido a la naturaleza de bien público de algunos servicios del ecosistema (Engel et al., 2008; Jenkins et al., 2010; Kinzig et al., 2011). Una externalidad puede ser definida como el efecto de las acciones de una parte, que imponen un costo o beneficio a otra parte, sin que tal costo o beneficio sea tomado en cuenta en el mercado. Por lo general no existen incentivos

para que las partes tengan en cuenta las externalidades que generan (Darghouth et al., 2008). En una cuenca hidrográfica esto podría ser, por ejemplo, criar ganado y su impacto negativo en la calidad del agua para usuarios aguas abajo.

Los esquemas de pagos por servicios ecosistémicos (PSE) o también llamados pago por servicios ambientales (PSA) pretenden asimilar externalidades positivas generadas con el objetivo de mantener y expandir la circulación de tales externali-

dades (Ibrahim et al., 2006). Generalmente se utilizan dos definiciones de PSE. Wunder (2015) define los PSE como “transacciones voluntarias entre usuarios y proveedores del servicio que dependen de reglas de manejo de recursos naturales, previamente acordadas, para generar servicios externos”. Después de años de debate, ésta es la nueva definición de Wunder que incorpora algunas observaciones generadas tras años de análisis. Mientras, Muradian et al., (2010) definen los PSE como una “transferencia de recursos entre actores sociales, que pretende crear incentivos para alinear las decisiones individuales y/o colectivas sobre el uso del suelo con el interés social en la gestión de recursos naturales” (figura 5.4). Los PSE cada vez se usan más como mecanismos para convertir valores del medioambiente externos, de no-mercado, en incentivos reales para actores locales que proporcionan tales servicios (Engel et al., 2008). Los PSE son arreglos contractuales que ofrecen pagos (monetarios o en especie) a propietarios y gestores de las tierras, a condición de que se proporcionen los servicios del ecosistema o prácticas de uso del suelo garantizando dichos servicios (Greiner y Stanley, 2013; Persson y Alpizar, 2013; véase también en el capítulo 7 los estudios del caso de Veracruz, México y el caso de la cuenca del Canal de Panamá). Con el adecuado respaldo regula-



torio, estos incentivos pueden utilizarse para motivar la producción de servicios ecosistémicos por particulares y comunidades, más allá de los niveles críticos (Farley, 2008). Los esquemas de PSE pueden enfocarse en un “uso restringido” o en una “creación de activos” (Wunder, 2005). En el primer tipo de esquema, los proveedores reciben dinero por congelar algunos derechos sobre el recurso natural, mientras que en el segundo, el pago está condicionado a que se invierta en actividades alternativas que son compatibles con la permanencia del servicio del ecosistema (Pirard y Billé, 2010).

Los PSE funcionan mejor cuando están anidados en un ambiente de políticas favorables para los proveedores de servicios, o cuando el bien o servicio del

ecosistema ha sido bien definido y tiene clientes que pagan. Un pago a los ganaderos para preservar como bosque un tanto por ciento de su terreno podría ser insostenible por dos motivos: a) la tierra podría ser necesaria para la agricultura o b) el programa que provee los pagos podría quedarse sin fondos.

Un ejemplo frecuentemente citado de modelo de desarrollo de una cuenca templada, el cual ha equilibrado la inversión en **infraestructura “gris”** con la de manejo mejorado de tierras o **infraestructura “verde”**, es la de la ciudad de Nueva York (Freiberg et al., 2013). Los esquemas PSE como los de la ciudad de Nueva York (NYC) incluyen algunos pagos directos pero, e igual de importante, también incluyen pagos no-monetarios a los proveedores de los servicios.

CUADRO 5.1 Fondos de agua

No siempre es sencilla la vinculación de los beneficiarios con los proveedores en el apoyo financiero a los planes locales de PSE para proveer servicios hidrológicos (Dillaha et al., 2007). Una posible solución a este problema podría ser el desarrollo de fondos de agua, estos son proyectos tipo PSE pero orientados a cuencas hidrográficas y basados en un modelo de fideicomiso (Goldman-Benner et al., 2012).

La característica que define a un fondo de agua es un modelo financiero de tipo fideicomiso que es gobernado independientemente a largo plazo (Goldman-Benner et al., 2012). Los fondos de agua permiten que los usuarios aguas abajo (p.ej., servicios, municipalidades e industrias) financien el suministro de agua limpia y continua aguas arriba, los recursos compartidos se depositan en un fondo fiduciario. El fideicomiso actúa como medio para financiar proyectos de conservación y, en algunos casos, como fondo de reserva. El interés obtenido del fondo fiduciario, las inversiones adicionales de los usuarios del agua o de donantes externos y una porción del propio fondo, pueden utilizarse para pagar proyectos de conservación. La fuente de financiación a utilizar dependerá del fondo de agua mismo. Los fondos son gobernados por una entidad multi-institucional (es decir, una sociedad público-privada que incluya una amplia variedad de partes interesadas - comunidades locales, agencias públicas, corporaciones privadas) que pueda decidir en conjunto cómo gastar los ingresos del fondo de agua. Al menos una parte de los fondos, deberán destinarse al manejo de la conservación de la cuenca y la biodiversidad (Calvache et al., 2012; Goldman-Benner et al., 2012). Para ver un ejemplo de fondo de agua, véase el estudio del caso en Ecuador del Fondo de Agua Regional (capítulo 7).

Existen variaciones importantes en los fondos de agua tratados en la sección del caso de estudio FORAGUA, por ejemplo, como los fondos de agua pueden complementar otros programas públicos como el programa en Quito, de conservación de cuencas para el uso del agua en el hogar.

Los ganaderos de la cuenca de NYC reciben asistencia técnica para mejorar la gestión de excrementos diarios de sus granjas y también un mejor acceso a los mercados de NYC mediante programas subvencionados con fondos públicos. Estas políticas crean un ambiente de bienestar económico para la granja, lo que les proporciona un mayor margen para adaptar sus prácticas a los requerimientos ecológicos. Sin programas de acompañamiento, el pago tradicional por servicios ecosistémicos puede no tener siempre éxito.

Los esquemas de PSE para proporcionar servicios hidrológicos han sido ampliamente implementados. Como ejemplos en América Latina mencionamos el esquema de la **cuenca Gil-González** en Nicaragua o el implementado por la municipalidad de **Pimampiro, Ecuador** (Hack, 2010; Wunder y Alban, 2008, 2010; también véase el capítulo 7, cuenca del Canal de Panamá). No todos los esquemas se consideran a sí mismos PSE, por lo que utilizan denominaciones alternativas como convenios recíprocos de agua y remuneraciones por servicios hidrológicos del ecosistema. Finalmente, en los neotrópicos existe

un énfasis significativo en desarrollar fondos de agua (cuadro 5.1).

Conflictos ecológicos, uso del agua y diversos lenguajes de valoración

Tal y como se reconoció anteriormente, los intentos por resolver los asuntos del agua pueden encontrarse con obstáculos que van más allá de las posibilidades de fijación del precio. En numerosos casos, los intereses de invertir en derechos de acceso pueden ir más allá que cualquier posibilidad de compensación monetaria. Además, puede ocurrir que diferentes grupos culturales no acepten tal compensación porque no priorizan los valores de intercambio sobre el uso o valores culturales o porque sus lenguajes de valoración no reconocen la validez de la **vara de medición** monetaria (Martinez-Alier, 2009; Muradian et al., 2013; Aguilar-González y Moulaert, 2013).

Estos lenguajes de valoración divergentes pueden resultar en conflictos ambientales por el acceso a los recursos del agua. El proyecto Organizaciones de Justicia Ambiental, Responsabilidad y Comercio

(EJOLT; por sus siglas en inglés) ha documentado 159 conflictos (entre los 1.177 a nivel mundial hasta el 1 de septiembre del 2014) de manejo de agua, de los cuales 70 se refieren a derechos de acceso al agua. Éstos, están incluidos en el atlas mundial de conflictos que están creando bajo el componente “Mapeo de conflictos ecológicos y espacios de resistencia” de su proyecto, financiado por el Séptimo Programa Marco de la Unión Europea (Martinez-Alier et al., 2014).

Grupos de interés en las cuencas hidrográficas

Virtualmente, todos los residentes de los neotrópicos dependen de las cuencas para su bienestar económico y social, y éstas influyen en las prácticas locales de uso del suelo basadas en sus necesidades e intereses. En términos de gestión de cuencas, se les conoce como grupos de interés. En el sentido más amplio, las decisiones y comportamientos de los grupos de interés ejercen un impacto colectivo en el uso del

suelo y la función del ecosistema dentro de la cuenca; aunque por lo general actúan como individuos o pequeños grupos que representan una variedad de trasfondos étnicos y socioeconómicos, cada uno tiene su propia motivación particular. Cómo y por qué los actores interesados toman decisiones en cuanto a las prácticas de uso del suelo y del agua, son consideraciones importantes en las políticas de gestión de las cuencas dado el impacto de las decisiones del uso del suelo en las mismas. Además, comprender cómo los interesados identifican y cumplen con sus necesidades de recursos puede ayudar en las decisiones políticas y en la gestión de las cuencas. Quizás lo más importante es la participación efectiva de todos los grupos interesados, para llegar a un diseño realista y una implementación exitosa de los programas integrados de gestión de cuencas.

La Evaluación del Ecosistema Millennium (MA, por sus siglas en inglés) organiza a los actores interesados en tres grupos para evaluar sus interacciones con los servicios del ecosistema (figura 5.5). El primer grupo de actores está compuesto por individuos y grupos pequeños cuyas decisiones “alteran directamente alguna parte del ecosistema” (MA, 2003). El segundo



Figura 5.5 Grupos clave y niveles de organización de las partes interesadas
(Adaptado de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2003)

grupo está compuesto por grupos públicos y privados cuyas direcciones, aunque no alteran directamente el ecosistema, influyen en las políticas que generan el cambio en el ecosistema. El último grupo está compuesto por actores internacionales cuyos procesos de toma de decisiones y políticas también ejercen cambios en el ecosistema de manera indirecta (MA, 2003).

El trabajo con los grupos de interés en las cuencas

Frecuentemente, la información científica, política y económica esencial para la gestión de las cuencas no está disponible para los múltiples grupos de interés que influyen en las decisiones de uso del suelo que afectan a las cuencas. Es común en los neotrópicos que la información no esté disponible (p.ej., las reservas de agua subterránea) o que no sea compartida (p.ej., el registro de concesiones de tala y extracciones otorgadas). Las agencias públicas a cargo de regular el uso del suelo y del agua, por lo general, no están bien equipadas o no tienen la preparación política adecuada para difundir la información esencial a los interesados.

Además, los gobiernos han experimentado dificultad a la hora de involucrar a las poblaciones rurales, frecuentemente los gestores de las tierras aguas arriba. Para facilitar un proceso informado de toma de decisiones para el manejo de cuencas, es necesario involucrar a los diversos actores, desde propietarios, agentes de extensión y autoridades locales hasta formuladores de políticas y líderes de negocios, en un proceso participativo y colaborativo, donde **las necesidades y valores del contexto sociocultural de los grupos sean comprendidos y tomados en cuenta** (Farrington, 2000). El desarrollo de estrategias efectivas para transmitir información relevante, involucrar a los grupos de interés y construir habilidades en la gestión de recursos en beneficio de los diferentes grupos interesados, puede ayudar a mejorar los resultados del manejo de las cuencas en paisajes de usos múltiples dominados por el hombre.

Métodos para el fortalecimiento de capacidades para el manejo integrado de las cuencas

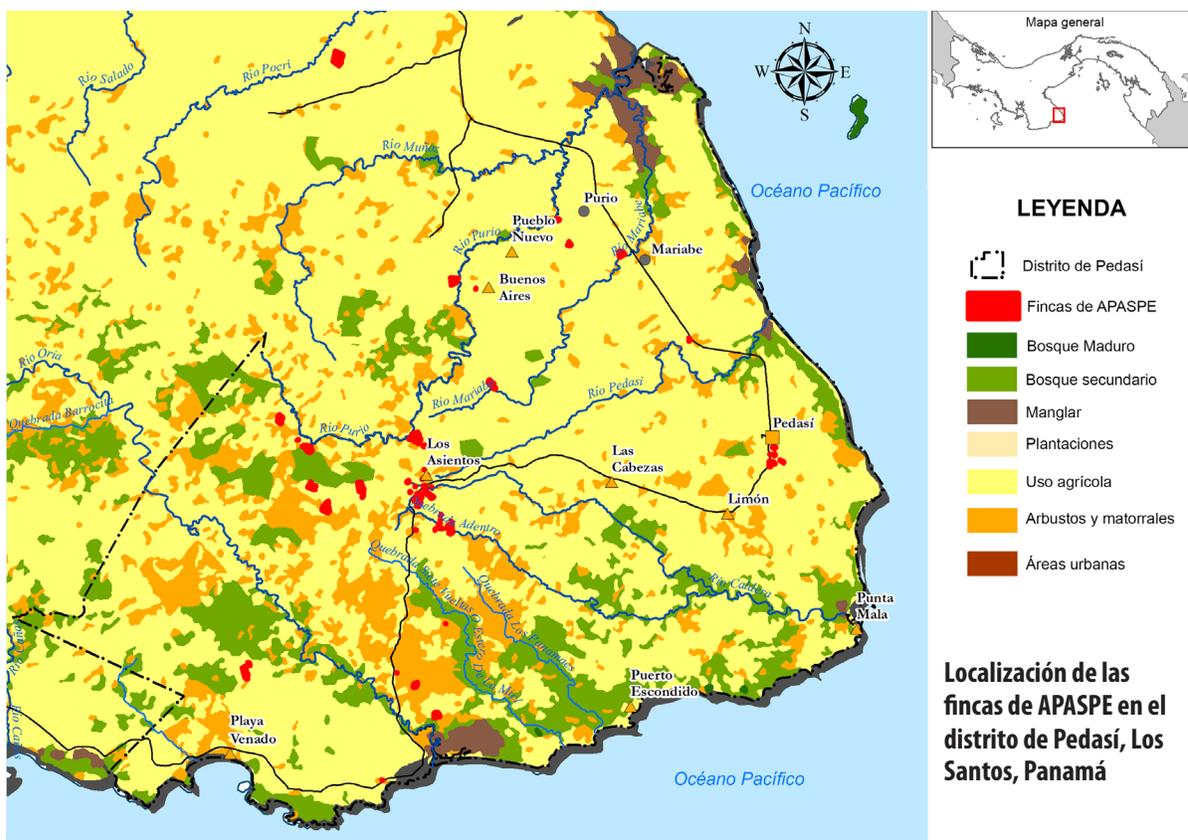
El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) define el desarrollo de capacidades

como “creación de habilidades, relaciones y valores que permitirán a las organizaciones, grupos e individuos mejorar su desempeño y lograr sus objetivos de desarrollo” (PNUMA, 2002). Involucrar y crear capacidades mediante la educación y la capacitación representa una inversión en las personas para que tomen las decisiones bien informadas (Eade, 1997).

El Programa de Desarrollo de Naciones Unidas (PNUD) utiliza un marco de cinco pasos para desarrollar capacidades en las instituciones mediante el análisis de contextos individuales, la evaluación de la intervención potencial y el desarrollo de una estrategia adecuada evaluada por su efectividad (PNUD, 2008):

- Identificar e involucrar a los grupos de interés.
- Evaluar las necesidades y los puntos fuertes de los interesados.
- Desarrollar capacitaciones apropiadas.
- Implementar capacitaciones.
- Monitorear y evaluar la intervención (**véase más información aquí**).

El desafío en la implementación de construcción de capacidades es desarrollar estrategias efectivas para alcanzar y transmitir la información y las habilidades a los diversos grupos de interés de la cuenca, los cuales tienen múltiples y variados objetivos y valores, ya que incluyen desde los proveedores de recursos hasta los usuarios de los mismos, así como los tomadores de decisiones y reguladores. Debido a la falta de instituciones y apoyo, de conciencia comunitaria y de programas dirigidos a vincular los recursos con aquellos que los necesitan, son frecuentes los vacíos de intercambio de información entre la ciencia y la práctica del manejo de cuencas y la gestión de los recursos naturales. Un método exitoso de capacitación a la hora de difundir información útil es el aumento, mediante redes mejoradas, de concienciación y conocimiento de los grupos interesados. A nivel institucional, los vínculos entre las organizaciones públicas, privadas y ministerios de gobierno incrementan los esfuerzos de colaboración y unen recursos para gestionar los paisajes complejos que comparten las cuencas. Desde el punto de



CUADRO 5.2 Creación de capacidades y servidumbre ambiental local

La región del Arco Seco en la península de Azuero de Panamá es un área con relativamente poca precipitación y con estaciones secas prolongadas y muy evidentes, durante las cuales el nivel de agua de los acuíferos desciende de forma significativa y pone en riesgo al cuarto de millón de habitantes de la región y a su ganado (Castillo, 2011). En el 2009, para abordar los problemas de la degradación del suelo y del agua que afectan a los agricultores de la región, la Iniciativa de Capacitación de Liderazgo Ambiental (Environmental Leadership Training Initiative - ELTI), con ayuda del Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV), implementó varios cursos de campo dirigidos a propietarios y autoridades ambientales para mejorar sus conocimientos sobre reforestación con especies nativas, sistemas agroforestales y silvopastorales (SSP) visitando granjas modelo en Colombia. Como resultado, esto generó que varios agricultores decidieran incorporar en sus fincas la siembra de árboles y prácticas de conservación como las indicadas en los SSP. Un grupo de agricultores solicitó asistencia a ELTI y creó su propia asociación con carácter legal para implementar dichas prácticas. La mayoría de los miembros del grupo reside en una cuenca crítica, la cual consta de cuatro de los ríos más grandes del distrito de Pedasí, que proporcionan agua potable y para uso agrícola. En 2010, el recién formado grupo APASPE (Asociación de Pastoreo y Productores Agrosilvopastorales de Pedasí), recibió la primera de una serie de subvenciones para implementar las primeras fincas demostrativas de SSP y restauración de cuencas en la región. En sólo tres años, APASPE ha demostrado su gestión ambiental, restaurando 10 km de áreas ribereñas con más de 10.000 árboles de 25 especies nativas diferentes y estableciendo 20 hectáreas de SSP. Además, su papel como líderes comunitarios de prácticas sostenibles ha ayudado a inspirar a otros propietarios regionales a explorar los SSP y actividades de conservación y restauración de las cuencas hidrográficas. Para transmitir más ampliamente sus experiencias como organización así como para facilitar un proyecto de restauración de cuencas, los miembros de APASPE han recibido más de 700 visitantes en sus fincas modelo, han aconsejado a dos cooperativas agrícolas en la preparación de propuestas para conseguir fondos sobre ganadería sostenible, han compartido sus experiencias en 25 foros públicos y han servido como cofacilitadores de cursos de restauración forestal de ELTI (capacitando a 50 agricultores regionales). Proporcionar el apoyo adecuado a los líderes de las cuencas comunitarias podría llevar a que cada vez más propietarios trabajen en conjunto a nivel macro para conservar y restaurar las cuencas en paisajes agrícolas (Slusser et al., 2014; véase el capítulo 7 para mayor información).

vista del trabajo con actores locales interesados, las agencias públicas y organizaciones no-gubernamentales (ONGs) por lo general tienen acceso a recursos financieros y profesionales que pueden ayudar e incentivar a la población rural a adoptar nuevas tecnologías y prácticas (véase el capítulo 7, estudios de caso). Involucrar a los grupos marginales y pequeños agricultores, que por lo general residen en el área aguas arriba de las cuencas, puede ser un reto y requiere de un modelo de capacitación flexible que tome en cuenta las tradiciones de la comunidad, la cultura local y los valores socioeconómicos. La información debe ser proporcionada mediante un método accesible y sensible con los aspectos culturales, para que pueda difundirse efectivamente a las poblaciones rurales (Garen et al., 2009). La capacitación de los propietarios rurales debe demostrar que las prácticas agrícolas sostenibles no sólo mejoran las prestaciones de los servicios del ecosistema sino que también mejoran el valor agregado de la producción de cosechas *in-situ* y su puesta en el mercado. De esta manera, lo que de otro modo sería percibido como medidas de gran trabajo, se presentan como oportunidades para el desarrollo rural integrado y el alivio de la pobreza, no un costo. Esforzarse por convertir a los líderes locales en promotores comunitarios de prácticas respetuosas con el medioambiente es un método sostenible para fomentar la réplica de las mejores prácticas de manejo de cuencas, ya que utiliza la formación de “agricultor-a-agricultor” y no depende continuamente de expertos externos (cuadro 5.2).

Gobernanza de las cuencas hidrográficas

Un matrimonio tenso: políticas y ecología en la gobernanza de las cuencas

Una de las señales más favorables en los últimos años de que el pensamiento público, en cuanto a los servicios ecosistémicos y uso del agua, es más informado y sofisticado, es que cada vez se utiliza más el término “cuenca”. Ya sea referido a la sequía de California, la contaminación minera en los Andes o de un oficial local explicando a sus electores cómo pretende salvarguardar el suministro municipal de agua, las cuencas están presentes en los titulares de los medios. El cambio climático no está limitado por mapas políti-

cos y se reconoce cada vez más que la gobernanza de las cuencas es más efectiva cuando va más allá de las jurisdicciones e instituciones municipales y nacionales, cuando se enfoca en los contornos bioregionales. Uno de los retos con mayor urgencia para la humanidad es cómo crear y poner en funcionamiento los conceptos y herramientas de la gobernanza de las cuencas.

Un experimento: imaginemos un gobierno ideal de las cuencas

Imaginemos la entidad ideal de gobernanza de las cuencas, tendría un ámbito bioregional uniendo así las jurisdicciones políticas, emitiendo permisos para uso del suelo y agua basados en prioridades transparentes y datos científicos, corrigiendo “asignaciones injustificadas de derechos del agua” (America’s Water Agenda, 2012) y garantizando que los ecosistemas tengan su justa porción de recursos hídricos. Contaría con los siguientes elementos: los convenios serían redactados por una muestra representativa de los grupos de interés y ellos mismos se harían cargo de la contabilidad financiera y programática para un público amplio, y se implementaría una capacidad de cumplimiento adecuada para el control de la extracción y la contaminación. Una entidad de gobernanza de cuencas estaría compuesta por actores aguas arriba y aguas abajo que establezcan los indicadores de sostenibilidad de las cuencas y gobiernen consecuentemente. La naturaleza tendría un sitio en la mesa o por lo menos un representante. El manejo de las cuencas - el trabajo de día a día de gestionar los usos múltiples de una cuenca - sería dirigido por una serie coherente de principios y leyes.

Aunque quedan pocas dudas sobre si es buena idea, desde el punto de vista ecológico, implementar este tipo de gobierno de cuencas, es un obstáculo político importante distanciarse de las prácticas actuales y acoger las nuevas. Las batallas por las cuencas también aparecen en los titulares de los medios, exponiendo las divisiones de valores y desigualdades de poder económico y político. Las formas actuales de gobernanza, frecuentemente protegen a los ricos y poderosos y parece que continuará siendo el estándar por el momento. Por ejemplo, unos científicos presentan datos sobre la disminución de las reservas de agua subterránea y flujos de superficie pero los datos

son subsecuentemente desmentidos por los usuarios privados que buscan maximizar el uso de los recursos, por lo general con un contingente de abogados que los apoyan. La presión de los negocios agrícolas lleva el agua para irrigación a precios muy bajos y motiva el uso no regulado de fertilizantes, lo cual se traduce en un flujo reducido y una eutrofización aguas abajo. Las agencias gubernamentales encargadas no logran establecer estrategias pro-desarrollo y de conservación. El camino hacia el manejo adecuado del agua y el suelo está lleno de minas políticas, acuerdos debajo de la mesa y agencias públicas en pugna.

Primeros pasos: cambio del marco e iniciar la cooperación en el ámbito Local

Tomando prestada una página de la ganadora del premio Nobel Elinor Ostrom, “un primer paso importante es establecer un entendimiento común de cuál es el recurso que se utilizará conjuntamente y las costumbres y organizaciones que podrían ayudar a gobernarlo” (véase aquí más detalle). Esto difiere de la pesimista “Tragedia de los comunes” de Garret Hardin, que predice la anarquía y apropiación de los recursos. El término “cuenca” sugiere un territorio compartido. Utilizar el término constantemente podría ayudar a que el público cambie su percepción sobre el uso cooperativo del recurso, por ejemplo, cómo los usuarios de agua río abajo son afectados por las prácticas agrícolas de los ganaderos río arriba.

La mejor educación pública sobre el funcionamiento de una cuenca no significa que la cooperación en el uso del suelo y el agua este próxima o que la toma de decisiones políticas esté subordinada a la ciencia ecológica. Sin embargo, sí fija la idea entre ciudadanos y políticos de que la cooperación entre vecinos es esencial. Por ejemplo, municipalidades de El Salvador, Honduras y Guatemala se han unido para formar la **Mancomunidad Trinacional**. Esta entidad internacional e intermunicipal, ha redactado los primeros borradores de ordenanzas de uso de recursos que han sido adaptadas por 14 municipalidades colaboradoras – un gran reto si se considera que involucra tres diferentes marcos legales nacionales. Cada municipalidad aporta fondos a un fondo común para la gestión del bosque, contribuciones que para un alcalde de una municipalidad rural con pocos

recursos, sería difícil justificar ante sus electores. **FOR-AGUA**, en el sur del Ecuador, ha creado un programa de servidumbre de cuencas intermunicipal similar. Dicho esfuerzo está parcialmente subvencionado por un porcentaje de ingresos obtenidos de las tarifas del agua.

En términos generales, los mayores desafíos para la gobernanza de cuencas se hallan en el área de la cooperación interjurisdiccional (municipalidades y naciones) y cooperación interinstitucional (ministerios de agricultura, vivienda y medioambientales, por ejemplo). El uso del agua y del suelo es esencial para casi todas las actividades humanas - desde la agricultura hasta la fabricación de computadoras - y quizás nunca existirá una sola mega-agencia o un “zar” de cuencas. La aproximación ocurrirá mediante la colaboración entre niveles del gobierno y la creación de nuevas instituciones, como los consorcios intermunicipales antes mencionados, por ejemplo, dentro de la cuenca del Canal de Panamá existe una comisión interinstitucional para el manejo de la cuenca (se le llama **CICH**, véase el capítulo 7). De hecho, quizás la cooperación sea más fácil de negociar a nivel municipal que a nivel nacional, ya que los vecinos pueden percibir más fácilmente los riesgos y oportunidades compartidos y sobreponerse a las diferencias políticas por el bien común. Las agencias a nivel nacional podrían verse obstaculizadas por disputas entre partidos y estar menos dispuestas a cooperar.

¿Quién está a cargo? Descubrir la gobernanza *de facto* de las cuencas y diagnóstico de la función y disfunción

Una triste realidad sobre la gobernanza de cuencas es que es generalmente un revoltijo de, a veces, leyes y programas contradictorios de varias jurisdicciones e **instituciones**. Las leyes y programas de conservación locales pueden ser debilitados por convenios comerciales multilaterales o grandes proyectos de infraestructura que dejen una profunda huella en el paisaje (cuadro 5.3).

Un paso crítico para diagnosticar cómo se gobierna una cuenca es realizar un inventario de la diversidad de leyes y programas que operan en ella. Probablemente obtendremos un número alto, con algunos programas compitiendo entre sí. ¿Qué agencias

CUADRO 5.3 Manejo de la cuenca local en Veracruz, México

En Veracruz, México, existen dos casos ejemplares de manejo innovador de cuencas a nivel local: FIDECOAGUA en Coatepec y el Comité Pixquiac en Xalapa (véase para mayor detalle el capítulo 7, estudio de caso de Veracruz). En Coatepec, la municipalidad formó un fideicomiso para proteger y restaurar la disminución de cobertura forestal en la cuenca Gavilanes. La iniciativa es subvencionada por un porcentaje tomado de los intereses de las tarifas del agua y recibe fondos concurrentes del programa de fondos concurrentes de la agencia nacional de bosques, CONAFOR. En Xalapa, la ONG Sendas lleva a cabo un esfuerzo con múltiples grupos de interés para proteger la cuenca Pixquiac. Sendas da apoyo a los medios de subsistencia rurales sostenibles en comunidades aguas arriba, precisamente el tipo de estrategia de pago por servicio ecosistémico que un fondo estatal, el Fondo Ambiental Veracruzano (FAV), financia con fondos generados mediante las tasas de las pruebas de la evaluación de emisiones de niebla tóxica. Parecería que ambos esfuerzos tienen fuertes aliados dentro de los gobiernos del estado y nacionales y se han logrado avances importantes en demostrar una gobernanza innovadora de cuencas y la efectividad del manejo. Sin embargo, ambos son vulnerables a las fuerzas más allá de su control. Coatepec y Xalapa son ciudades que están creciendo y los promotores públicos y privados ven una oportunidad económica en las cuencas. Se ha propuesto una mina de oro en una cuenca cercana. A nivel local, por ejemplo, un alcalde no dio apoyo a FIDECOAGUA.

públicas (locales, estatales y federales) financian y supervisan qué programas? Para completar este ejercicio es probable que haga falta un organigrama de los ministerios y de sus dependencias.

Estas agencias públicas son algunos de los muchos actores interesados – públicos y privados – que deben colaborar. Esta colección de actores es lo que constituye la estructura de gobernanza *de facto* de una cuenca. Algunos esfuerzos locales de gobernanza de cuencas se han visto sorprendidos y decepcionados cuando chocan contra los límites de su autoridad. Es esencial un análisis de poder para trazar las oportunidades y restricciones de los esfuerzos por reformar la gobernanza de las cuencas (véase el apéndice 3, que incluye herramientas sencillas de diagnóstico para descubrir cómo se toman las decisiones que afectan a las cuencas).

Establecimiento de prioridades para el uso y servicios de las cuencas

Desde una perspectiva etnocéntrica, la meta de la gobernanza y el manejo de cuencas es maximizar y distribuir los servicios ecosistémicos disponibles a las comunidades humanas dependientes de la cuenca. La versión con vistas a futuro de esta misma misión, tiene también el objetivo de garantizar la sostenibilidad de la cuenca para que los servicios ecosistémicos estén disponibles para futuras generaciones de humanos, animales y plantas. Ambas versiones

hacen que surja la pregunta: ¿Cuáles son los servicios ecosistémicos prioritarios y quiénes son los usuarios prioritarios? Dado que una cuenca sólo puede ofrecer recursos limitados, implícita o explícitamente, la gobernanza de cuencas debe priorizar entre usos competitivos y partes. Tal priorización es un avispero político.

En la práctica, la priorización generalmente se realiza según cada caso; una comunidad desea utilizar agua para consumo doméstico mientras que una planta eléctrica la necesita para generar electricidad. Surge el conflicto y, en la mayoría de casos, prevalece la parte más poderosa. En los neotrópicos abundan ejemplos de conflictos por uso del suelo para la minería y el daño potencial ocasionado al ecosistema y a la contaminación del agua potable.

Las prioridades de uso de las cuencas pueden provenir de convenios internacionales suscritos por los países. Por ejemplo, defensores de todo el mundo llevaron a cabo campañas para ejercer presión ante una [Convención de Naciones Unidas sobre Biodiversidad](#) y por el [uso del agua y saneamiento como un derecho humano reconocido por Naciones Unidas](#). Existe un movimiento en la ONU para debatir el derecho de la naturaleza al agua y aunque estos protocolos internacionales no tienen poder, sí pueden utilizarse como palanca, a nivel local, para salvaguardar las cuencas y respaldar las afirmaciones de priorización de los servicios ecosistémicos.

La mejora de la gobernanza de cuencas - ¿Crear nuevas entidades de gobernanza o mejorar las existentes?

Debido a que las sociedades han tendido a establecer reglas, leyes, asignaciones presupuestarias y otros elementos de gobernanza que obedecen más a líneas políticas que de paisaje, cuando se trata de gobernanza de cuencas, las reglas e instituciones actuales podrían parecer más una molestia que una ayuda.

Quizás no sólo fracasen en términos ecológicos sino también en términos de equidad, otorgando el agua y el suelo a los más poderosos y dejando algunas poblaciones vulnerables a la pobreza y enfermedad (véase [aquí más información](#)).

El saber cómo enfocar el cambio, se convierte en un verdadero dilema. Países como Uruguay y Ecuador han aprovechado el impulso de las administraciones proclives a la reforma para redactar cláusulas constitucionales que reconocen el derecho humano al agua y los derechos de la naturaleza. Perú ha establecido una Corte Nacional para la Resolución de Disputas por Agua, así, las nuevas leyes podrían reconocer a los pueblos indígenas el uso habitual del agua y otorgar las responsabilidades diarias del manejo de cuencas a niveles locales. Pero también es común ver que las ordenanzas de planificación territorial y las leyes del agua queden atrapadas por debates sectarios, durante más de una década, los legisladores salvadoreños y grupos de la sociedad civil han estado envueltos en un debate sobre una nueva ley de agua que, si fuera aprobada, crearía nuevas instituciones a nivel de cuenca para la gobernanza de las mismas.

La reforma de la gobernanza de las cuencas es un proceso de tipo creativo - con fuertes luchas para forjar nuevos marcos legales, crear concejos de cuencas y diseñar instrumentos innovadores tales como fondos fiduciarios del agua. Este tipo de esfuerzos podrían llegar a corregir las deficiencias institucionales y legales, crear entidades coordinadoras e invitar a participar a una amplio espectro de grupos interesados (véase [aquí más detalle](#)). En Brasil, el consorcio intermunicipal de las cuencas de Piracicaba, Capivari y Jundiá (PCJ) gestiona la cuenca de 3 ríos conjuntamente con la agencia nacional de agua, ANA, y el gobierno del estado de Sao Paulo. El comité recoge las comisiones de pago de, entre otros usuarios, las

plantas de generación hidroeléctrica que se benefician de la gestión sostenible de las cuencas y otorga estos fondos a las municipalidades y otras entidades para efectuar mejoras en las cuencas, tales como instalaciones de tratamiento de aguas residuales. La PCJ es un ejemplo de institución mixta entre la sociedad civil y pública que colabora con el sector público y está, a su vez, protegida de los ciclos electorales políticos y es gobernada independientemente.

Si bien estas nuevas instituciones pueden proporcionar nuevas formas de gobernar las cuencas, el informe interinstitucional “America’s Water Agenda: Targets, Solutions and the Paths to Improving Water Resources Management” (“Agenda de agua de América: Metas, soluciones y caminos para mejorar el manejo de los recursos de agua”) advierte que esfuerzos como éstos “han tenido éxito al descentralizar la “voz” en vez del “voto” en cuanto a asuntos asociados con el manejo de recursos hídricos” se refiere (America’s Water Agenda, 2012). Las nuevas leyes no siempre han establecido una diferencia notable; las instituciones políticas existentes no cederán fácilmente el poder y control de las nuevas **entidades** para gobernar el agua. El informe (quizás demasiado escéptico) sugiere que estos nuevos foros y fondos pueden ser “**excesivamente ambiciosos**” o distraer de la difícil tarea de simplemente añadir la gobernanza de cuencas a la descripción de puestos de los funcionarios públicos.

Parte de la responsabilidad de un político es garantizar que sus electores se beneficien de los servicios ecosistémicos proporcionados por las cuencas de su distrito. Ciertamente están más acostumbrados a hablar sobre creación de trabajos de producción que sobre el manejo de recursos naturales, pero los impactos alarmantes del cambio climático en los ciclos hidrológicos han convertido el manejo del agua en un asunto político. A veces, los ciudadanos exigen que los representantes a quienes votaron y quienes toman decisiones sepan cómo funcionan las cuencas y que asuman la responsabilidad de garantizar que no sean despojados de las mismas. Aunque crear una nueva estructura de gobernanza sería ideal, utilizar un poder informado y sofisticado puede conseguir grandes logros con las leyes, instituciones y políticas existentes.

Sería interesante explorar otros mecanismos de responsabilidad pública. Por lo menos en los libros, la mayoría de los países y bancos de desarrollo cuentan con procesos de supervisión pública para grandes proyectos de infraestructura. Esto proporciona oportunidades para realizar comentarios acerca de, por ejemplo, el impacto de un dique propuesto y sugerir medidas de mitigación. Algunas autoridades cuasi-públicas como los servicios hídricos, cuentan con mecanismos de revisión pública así, antes de ser otorgado un incremento del uso del agua, un operador del servicio, tendría que justificar los nuevos cargos. Estas revisiones públicas son “momentos de gobernanza”, una oportunidad para impulsar la gestión de cuencas mejorada.

Promoción del liderazgo municipal y del servicio hídrico

Existen métodos adicionales para la gobernanza de cuencas que no requieren la creación de nuevas entidades. Uno es ver cómo los operadores del agua como el de la ciudad de Nueva York y otros grandes usuarios de agua pública como la Autoridad del Canal de Panamá movilizan recursos, incentivan y exigen la cooperación de las cuencas (véase el capítulo 7, estudio del caso de la cuenca del Canal de Panamá). Las cuencas de estas organizaciones cuentan con un enorme capital político y económico y dependen de la sostenibilidad de la misma para hacer negocio. Cómo organizan la cooperación entre múltiples usuarios, de aguas arriba y aguas abajo, y financian los esfuerzos de protección es digno de aprender. En el caso de la ciudad de Nueva York, la autoridad de agua y los productores de leche han firmado un contrato para la gestión de las cuencas. El Consejo Agrícola de Cuencas, liderado por agricultores, ha movilizado la asistencia técnica del Servicio Forestal de Estados Unidos, mientras que la oficina de agua convenció a la Agencia de Protección Ambiental (su reguladora) de que la infraestructura verde (protección de cuencas) es menos laboriosa e igualmente efectiva para lograr estándares de calidad de agua que las plantas de tratamiento (infraestructura gris). Como agencias públicas, la Autoridad del Canal de Panamá y la Autoridad del Agua de Nueva York están firmemente reguladas, por lo menos en principio. Motivados por sus propios intereses, estas

entidades pueden fomentar un proceso de gobernanza de cuencas con múltiples grupos de interés, procesos que se quedarían estancados debido a la multitud de participantes intentando colaborar en una estructura horizontal de lenta acción.

La promesa y los límites de la participación ciudadana

La adecuada gobernanza de las cuencas depende de los mismos principios que la buena gobernanza en general, considerando la participación ciudadana como un elemento clave. Hoy en día, no es extraño que existan varios grupos de ciudadanos que se dediquen a diferentes actividades de conservación (monitoreo ambiental, distribución hídrica, reforestación o protección de la biodiversidad) en la misma cuenca o en subcuencas contiguas. Idealmente, los esfuerzos de la sociedad civil estarán bien coordinados, complementarán y motivarán el liderazgo público y la responsabilidad en cuanto a gobernanza de las cuencas.

Un comité de cuenca, por ejemplo, podría tener más impacto cuando se basa en un programa público o se utiliza para apalancar recursos adicionales. En **Quito, Ecuador**, existe una relación cercana entre la autoridad municipal de agua, EPMAAPS, y un fondo de agua independiente, FONAG. EPMAAPS busca proteger sus recursos de agua pero carece de los recursos necesarios para trabajar en todas las micro cuencas que lo necesitan. FONAG se formó no sólo para salvaguardar el suministro de agua potable de Quito, sino para proteger la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos adicionales. FONAG y EPMAAPS coordinan conjuntamente sus acciones para la protección de las cuencas y datos de monitoreo, es más, EPMAAPS es miembro de la junta directiva de FONAG y tiene la mayoría de los votos debido a que proporciona la mayor parte de los fondos a FONAG, contribuyendo en el dos por ciento de sus ingresos. Este nivel de colaboración no es el caso de todos los fondos de cuencas (véase aquí más detalle), en algunos casos, las municipalidades y los operadores de agua perciben los fondos como una competencia y no como colaboración.

Los grupos de acción ciudadana quizás tengan una mayor motivación en unirse a coaliciones y participar

en la gobernanza y los esfuerzos del manejo de las cuencas si comprenden cuál es el valor añadido y el poder que ejercen en una cuenca. Un concejo o fondo ciudadano para cuencas deberá ser capaz de ubicarse entre otros actores dentro de un mapa de poder de la misma. ¿Cuál es su sitio en relación con las demás agencias públicas y privadas? ¿Tienen potestades formales para dar consejos o tomar decisiones? ¿O son simplemente defensores remotos buscando que las agencias públicas cumplan con una serie de estándares? Hasta donde sea posible, la clarificación de roles y responsabilidades podría ser de gran ayuda a la hora de motivar a las personas a desempeñar un rol a tiempo completo en las iniciativas de agua ciudadanas.

Este es un momento rico y productivo para experimentar con la gobernanza de las cuencas, desde forjar nuevas instituciones y leyes hasta proporcionar más capacitaciones y reinventar las agencias que existen. El problema ocasionado por el cambio climático está forzando a las sociedades a lidiar, con la misma intensidad, con el manejo de desastres, seguridad alimentaria, escasez de agua e inundaciones. A pesar de que la gestión local de las cuencas tiene un poder limitado cuando se trata del cambio climático, estos desafíos – y otros – ponen a prueba nuestra capacidad de gobernanza, envía a los políticos de nuevo a la escuela a estudiar Hidrología básica y a los Ministerios de Agricultura y de Ambiente a la mesa de negociaciones a crear un nuevo programa de restauración de cuencas. Parece que estamos aprendiendo, quizás demasiado lentamente en vista de la urgencia, pero sí estamos avanzando lenta y firmemente.



Capítulo 6

Hacia la gestión integrada de las cuencas hidrográficas en los terrenos de ladera del neotrópico

6 Hacia la gestión integrada de las cuencas hidrográficas en los terrenos de ladera del neotrópico

Sostenibilidad a diferentes escalas espaciales y temporales

La sostenibilidad implica tener una visión a largo plazo, equilibrar a corto plazo y ver las necesidades futuras. Debido a las complejidades y las deficiencias de los sistemas de gobernanza, los regímenes de gestión del ecosistema pocas veces utilizan datos ecológicos para guiar las políticas y prácticas en los terrenos de ladera de los neotrópicos. A pesar de los desafíos en la gobernanza, es también importante entender cómo los ecosistemas proporcionan bienes y servicios para que las comunidades humanas puedan gestionarlos. La provisión de dichos bienes y servicios puede variar temporalmente debido a los cambios naturales en los ecosistemas y a los cambios causados por las actividades humanas (Nicholson et al., 2009). El monitoreo adecuado de los sistemas puede proporcionar, con el tiempo, una retroalimentación sobre las tendencias de los servicios ecosistémicos. Sin embargo, tres problemas se mantienen:

- La ausencia general de datos de monitoreo; se requiere de una gran capacidad institucional para reunir y analizar la información.
- La falta de homogeneidad y los umbrales de las dinámicas ecológicas dificultan predecir los cambios súbitos en los ecosistemas.
- Las prioridades políticas y económicas podrían sobrepasar a la evidencia científica.

Cuando ocurren perturbaciones graves a las provisiones de los servicios ecosistémicos, puede llevar mucho tiempo para que se recuperen (y quizás nunca lo hagan por completo).

La ausencia de un punto de referencia adecuado, dificulta el entendimiento de los procesos y servicios

del ecosistema. Las decisiones relacionadas con la hidrología se basan, frecuentemente, en la sabiduría popular y en la política, en vez de en el monitoreo a largo plazo. El incremento sostenido de dióxido de carbono en la atmósfera ha ocasionado impactos en los ecosistemas que sólo ahora comenzamos a entender. La falta de información del monitoreo de los cambios en las variables ecológicas es, a menudo, un contribuyente importante a la degradación ambiental y pérdida de resiliencia (Biggs et al., 2012). Por lo general, a los tomadores de decisiones no se les piden explicaciones de las malas decisiones de manejo y frecuentemente, los efectos de los planes y proyectos de gestión, no se observan por largos periodos de tiempo, lo cual potencialmente conlleva a la pérdida de importantes servicios ecosistémicos. Por ejemplo, en los bosques tropicales secos de la península de Yucatán, el cambio de cultivos está llevando a una reducción gradual e irreversible de la disponibilidad de fósforo, lo cual se traducirá con el tiempo en un grave impacto sobre la resiliencia de dicho sistema (Diekmann y Lawrence, 2006). Además de simplemente contar con sistemas de monitoreo en los sitios, también existe la necesidad de ser capaces de identificar los umbrales que pueden ocasionar un colapso rápido o un cambio del estatus de un servicio ecosistémico, como el potencial de las poblaciones de vida silvestre a colapsar ante el abuso de la caza (p.ej., Redford, 1992). Tal colapso no sólo dejaría a los cazadores y comunidades locales sin una importante fuente de proteína sino que también impediría la dispersión de semillas y otros servicios. Se necesita de modelos de servicios ecosistémicos basados en procesos para explorar la variabilidad temporal de los múltiples servicios del ecosistema y permitir una gestión adecuada con el tiempo.

Otra dimensión temporal de los servicios ecosistémicos viene del lado de la ecuación que corresponde a la demanda. Con el tiempo, pueden variar las preferencias por los diferentes servicios ecosistémicos (p.ej., preferencia por el secuestro de carbono en vez de la biodiversidad), lo cual conduce a unos cambios en el manejo y, por lo tanto, en la provisión de los mismos. La gestión a largo plazo de los servicios ecosistémicos (incluyendo programas de restauración y recuperación) requiere del establecimiento de incentivos que no desaparezcan repentinamente, por ejemplo, si se acaban los fondos o si algún político o defensor de la causa abandona el puesto. Sin embargo, los programas de incentivos quizás deban cambiar con el tiempo para reflejar las necesidades y preferencias de los beneficiarios y gestores de los servicios ecosistémicos, así como la disponibilidad de fondos públicos y privados para financiar programas tanto de incentivos como de control y mando.

Conjuntos y compensaciones (*trade-offs*) en los servicios ecosistémicos

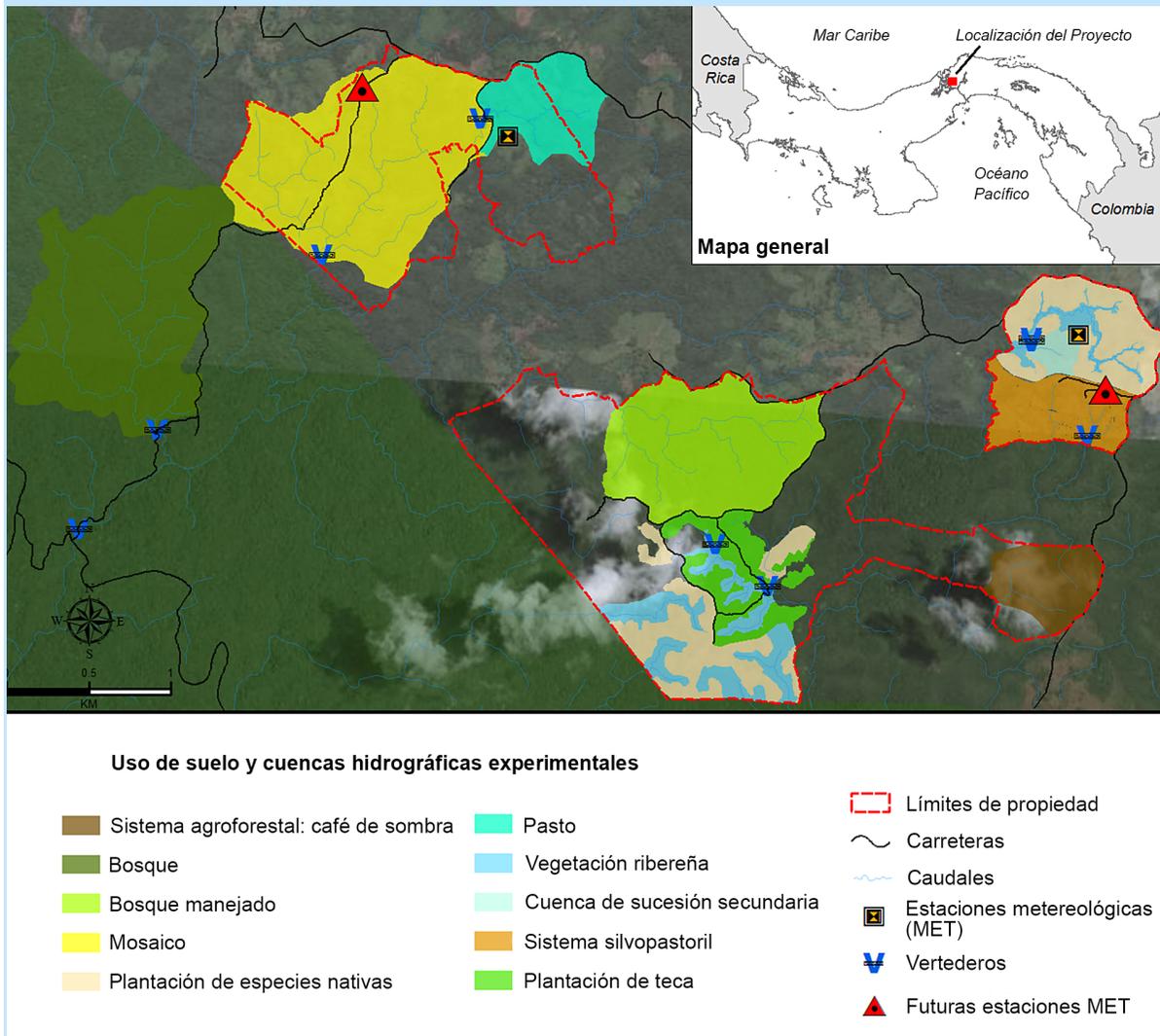
Los paisajes producen múltiples servicios ecosistémicos y la mayoría están vinculados entre ellos de alguna manera. Un “conjunto” de servicios ecosistémicos es una serie de servicios que pueden variar en el tiempo y el espacio (Raudsepp-Hearne et al., 2010). En algunos casos, los mismos componentes del ecosistema pueden contribuir a múltiples servicios, por ejemplo, cuando una fila de árboles a lo largo de una rivera impide que los nutrientes y el sedimento contaminen el agua y sirve como corredor de vida silvestre para las aves y mamíferos. En estos casos, los impulsores del cambio pueden impactar en múltiples servicios a la vez. En otros casos, los servicios se contrarrestan entre sí de alguna manera, por ejemplo, cuando se añade fertilizante para facilitar el establecimiento del pasto mejorado para el ganado, la escorrentía de algunos de los nutrientes hacia las vías de agua cercanas pueden ocasionar una disminución de la calidad del agua. A esto se le llama compensación (*trade-off*). En estos casos, cuando un servicio ecosistémico se ve impactado por una decisión de la gestión, la decisión indirectamente impacta también en otros servicios (Bennett et al., 2009). La situación es complicada

por el hecho de que los incentivos a menudo son diseñados políticamente y pueden contradecirse entre sí. Por ejemplo, los incentivos para la siembra de árboles con el fin del secuestro de carbono, pueden llevar a establecer plantaciones de monocultivo que tienen un efecto negativo en la biodiversidad o los paquetes de fertilizantes agrícolas podrían incrementar la producción alimenticia pero debilitar la salud del suelo. Es importante tratar de entender cómo los servicios múltiples y las políticas interactúan para gestionarlos simultáneamente, potenciando así las sinergias positivas y minimizando las compensaciones (*trade-offs*) negativas. Aunque cuando las decisiones de manejo muestran una preferencia por algunos servicios ecosistémicos, a menudo lleva a una compensación con otros servicios, aprender cómo estos servicios ecosistémicos forman conjuntos puede hacer que las relaciones sean más transparentes y minimizar las pérdidas (cuadro 6.1). Definitivamente, es crucial para los tomadores de decisiones de todos los sectores entender y debatir cómo los diferentes programas podrían mejorar o debilitar el uno al otro.

Planificación territorial

Durante los últimos 50 años, la población en los terrenos de ladera del neotrópico se ha concentrado cada vez más en los centros urbanos, muchos de los cuales han crecido rápidamente y sin planificación. Los cambios en las economías nacionales y las crecientes expectativas de los ciudadanos han incrementado radicalmente la demanda de los productos y servicios derivados de los ecosistemas naturales y agrícolas. La sustentabilidad de estas ciudades en crecimiento permanece íntimamente ligada a los ecosistemas rurales sanos y, por supuesto, las presiones serán mayores en las próximas décadas (CEDES, 2002). La visión espacial implícita en el enfoque de las cuencas hidrográficas permite a los tomadores de decisiones públicos y privados comprender la relación cercana que existe entre el desarrollo socio-económico y los servicios ecosistémicos (cuadro 6.2). Por lo tanto, la planificación espacial es una oportunidad para asegurar la provisión actual y futura de todos los bienes y servicios, pero especialmente para los usos múltiples del agua, tales como el consumo directo, la generación de energía y las actividades industriales, comerciales y agrícolas.

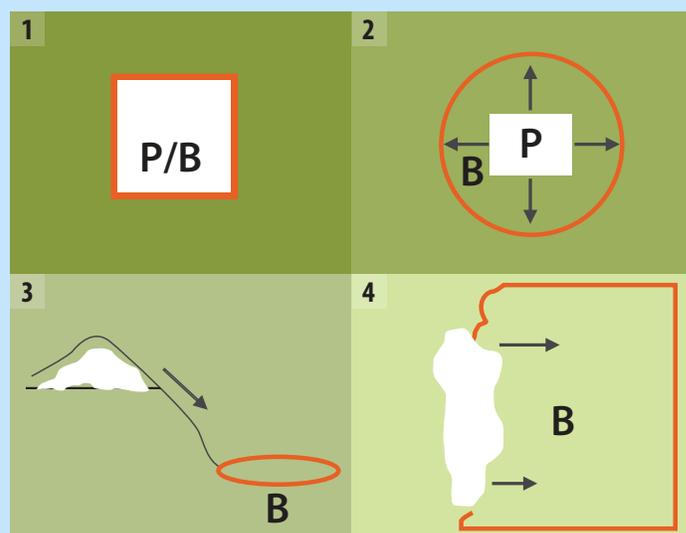
CUADRO 6.1 Conjuntos ecosistémicos en la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá



En el proyecto Agua Salud en la cuenca del Canal de Panamá, las áreas de enfoque de la investigación son la relación entre el almacenamiento de carbono, la biodiversidad, los servicios relacionados con el agua y los usos del suelo de diferente valor económico. Los bosques secundarios en Agua Salud crecen y secuestran el carbono rápidamente (servicio de provisión), reuniendo en tan sólo 20 años un depósito de carbono sobre la tierra que es casi la mitad de lo que el bosque maduro cercano tiene. Esto se debe, en parte, al servicio de soporte de reciclaje de nutrientes proporcionado por **especies fijadoras de nitrógeno** (Batterman et al., 2013). Estos bosques de rápido crecimiento son ricos en diversidad de especies arbóreas (van Breugel et al., 2013) (aportando servicios de regulación y culturales), con árboles por debajo de los 30 años albergando alrededor de 350 especies arbóreas en 10 hectáreas. También recuperan sus propiedades de infiltración hídrica (propiedad del servicio de provisión) en el transcurso de una o dos décadas (Hassler et al., 2011; pero véase Ogden et al., 2014). Por consiguiente, estos servicios de apoyo, provisión, regulación y culturales se vinculan (agrupan) en crecimiento del bosque secundario. Por el contrario, el **carbono en el suelo** no se recupera en los mismos periodos de tiempo y por eso este servicio de provisión está desvinculado en esta escala de tiempo de los demás servicios mencionados (Neumann-Cosel et al., 2011). La relación entre el almacenamiento de carbono y los bosques maduros (p.ej. Asner et al., 2012), la regulación de crecidas (p.ej. Ogden et al., 2013) y la diversidad florística (van Breugel et al., 2013) es otro conjunto de servicios ecosistémicos que ha sido demostrado en este área. A diferencia, se ha verificado que los servicios de la ganadería y regulación de crecidas representan una compensación o "trade-off" con unas consecuencias potencialmente catastróficas para el Canal de Panamá (Ogden et al., 2013).

CUADRO 6.2 Comprendiendo la relación espacial inherente a los servicios de la cuenca hidrográfica

Los servicios ecosistémicos, por lo general, no se producen y consumen en el mismo lugar. La figura muestra las posibles relaciones espaciales entre áreas donde se producen los servicios y las áreas donde las personas se benefician de ellos. Los servicios ecosistémicos se producen a lo largo de las cuencas hidrográficas, pero los beneficios de muchos servicios por lo general fluyen desde la cuenca superior hacia la inferior, donde tienden a vivir un mayor número de personas.



Reproducido y adaptado por Fisher et al., 2009

Posibles relaciones espaciales de áreas de servicios de producción (P) y áreas de servicios de beneficio (B).

- En el panel 1, los dos servicios de provisión y beneficio ocurren en el mismo lugar (p.ej., la formación del suelo, la provisión de materias primas).
- En el panel 2, los servicios son provistos omnidireccionalmente y benefician al paisaje que les rodea (p.ej., la polinización, el secuestro de carbono).
- Los paneles 3 y 4 muestran servicios que tienen beneficios específicos en una dirección. En el panel 3, las unidades ladera abajo se benefician de los servicios provistos del área cuesta arriba, por ejemplo, los servicios de regulación hídrica provistos por las laderas con cubierta forestal. En el panel 4, la unidad del servicio de provisión podrían ser humedales costeros aportando protección de las tormentas y crecidas de las líneas de costa.

En las cuencas de los terrenos de ladera del neotrópico, las ciudades y provincias están vinculadas. El crecimiento poblacional en las ciudades y la urbanización en las cuencas ejercen una mayor presión en los recursos de la tierra y del agua. Los parámetros biofísicos y climáticos deberían informar sobre los límites de la planificación territorial y sugerir las actividades que se deberían permitir y también cómo deberían llevarse a cabo (Padin et al., 2002). Por ejemplo, las áreas de especial importancia hidrológica, como los bosques nublados o nubosos, altiplanos andinos, humedales y áreas de recarga de los acuíferos, deberían estar bajo un estricto régimen de conservación que prohíba la urbanización, minería, tala y sistemas agrícolas con alto impacto ambiental. La creación de los Parques Nacionales de Podocarpus y Chagres en Ecuador y Panamá, respectivamente, son dos ejemplos de situaciones donde los gobiernos nacionales han tenido la visión de proteger estas áreas. La creación de la Reserva “La Cortadura” en Coatepec, México,

es un ejemplo de cómo un gobierno municipal local estableció protección para la vegetación del bosque nublado de la cuenca superior de una comunidad (véase el capítulo 7 para más información). Las áreas con alta producción agrícola y regímenes funcionales de gestión de recursos pueden servir como agroecosistemas proporcionando servicios hídricos, y al mismo tiempo, mantienen la cobertura arbórea, conservan y conectan los bosques nativos remanentes y previenen del cambio de uso del suelo a áreas industriales, mineras o urbanas. Por ejemplo, en Colombia, ONGs como CIPAV (Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria) y agencias de gobierno están colaborando en materia de políticas y prácticas para una iniciativa de forrajeo basada en la agroforestería a la cual se le conoce como sistema silvopastoril (véase cuadro 4.1).

Investigaciones recientes han mostrado una fuerte evidencia del papel que juegan los bosques neotro-

picales como reguladores del flujo del agua, ya que pueden amortiguar los efectos devastadores de los eventos climáticos extremos, como las inundaciones o sequías (p.ej., Muñoz-Villers y McDonnell, 2012; Ogden et al., 2013). Estos servicios ecosistémicos reguladores son esenciales para la adaptación al cambio climático. También se han reconocido los beneficios de la aplicación de principios y prácticas agroecológicas (p.ej., labranza de conservación, cobertura del suelo, sistemas agroforestales y silvopastoriles) en los servicios ecosistémicos hidrológicos (Nair, 2011). Es crítico reforzar las prácticas de conservación y producción agrícola en las cuencas para garantizar la sostenibilidad de los servicios del ecosistema de los cuales dependen las áreas urbanas. Para maximizar los beneficios de la cuenca al tiempo que se reducen los efectos negativos de las actividades del manejo de la tierra, es fundamental que haya una cuidadosa planificación de las partes interesadas con respecto a la yuxtaposición espacial de las actividades dentro de la misma.

Incentivos para mejores prácticas de manejo

Los Pagos por Servicios Ecosistémicos o Ambientales (PSE) han generado mucho interés entre los conservacionistas y los gestores de tierras porque se les considera un nuevo y prometedor enfoque en la mejora de la biodiversidad y bienes y servicios del ecosistema, como la regulación climática, la filtración del agua y la retención de los nutrientes, que contribuyen al bienestar humano (Pagiola et al., 2002; véase el capítulo 4). A los PSE se les define como transacciones voluntarias entre usuarios de servicios y proveedores de los mismos, condicionados por normas convenidas mutuamente para el manejo de los recursos naturales para generar servicios externos (Wunder, 2015). Entre las herramientas específicas de los PSE se pueden mencionar los pagos públicos directos, los pagos privados directos, los incentivos fiscales, las contribuciones en especie, los mercados de comercio de emisiones (*cap & trade*), los mercados voluntarios y los programas de certificación. Estudios recientes han sugerido formas para maximizar la eficiencia y rentabilidad de los proyectos de PSE, incluyendo el uso del concepto de conjunto

de servicios ecosistémicos (Wendland, 2010). Hay varios estudios que se enfocan en el grado de solapamiento entre los múltiples servicios ecosistémicos y la biodiversidad, por lo tanto, en las oportunidades y restricciones de agrupar estos servicios (Wendland, 2010). A la vez que la ciencia de la vinculación está en su fase inicial, sólo el estar conscientes de que los servicios ecosistémicos interactúan y no se producen de forma aislada, puede mejorar los efectos del manejo de los mismos.

Aunque los programas de incentivos mantienen la promesa de mejorar el manejo del uso del suelo en beneficio de los múltiples actores interesados, también pueden ocasionar consecuencias imprevistas. Bunch (1982) descubrió que es probable que los incentivos directos puedan originar una dependencia de las comunidades rurales y debilitar la toma de decisiones locales y la experimentación con soluciones ideadas a nivel local frente a los cambios ambientales. Además, existe el riesgo de que los agricultores abandonen las prácticas incentivadas una vez finalizados los programas de pago directo (Hinchcliffe et al., 1995; Steiner, 1996; Schrader, 2002; Hellin y Schrader, 2003). Por lo tanto, una cuidadosa planificación e implementación de los programas de incentivos es **esencial**.

Herramientas para la valoración de los valores ecológicos, económicos y sociales de los servicios ecosistémicos

Durante los últimos años, se han desarrollado varios modelos y herramientas específicas de los servicios ecosistémicos para permitir que los tomadores de decisiones y gestores desarrollen información relevante sobre los mismos. Varias de estas herramientas permiten el análisis de los valores ecológicos, económicos y sociales e incluyen marcos completos para el análisis, como los que proporciona el programa de la Economía de los Ecosistemas y de la Biodiversidad (The Economics of Ecosystems and Biodiversity; TEEB, 2014), como la caja de herramientas para la evaluación in situ de los mismos (TESSA; Peh et al., 2013), metodología de evaluación rápida

enfocada en los servicios ecosistémicos, y varios modelos dinámicos que analizan múltiples servicios ecosistémicos y sus compensaciones (*trade-offs*) entre ellos. (Véase más detalle aquí). El beneficio de muchos de estos modelos es que permiten comparar entre escenarios alternativos de gestión del paisaje en términos de cómo afectarán a los múltiples servicios ecosistémicos y beneficiarios. Las limitaciones de muchas de estas herramientas son que no funcionan bien en algunos sistemas, que no son muy precisas, necesitan ser validadas y requieren de mucho tiempo y recursos para funcionar. Sin embargo, con tan sólo involucrar a los diferentes actores interesados en los métodos de recolección de datos y decisiones mediante el uso de modelos, puede ser una poderosa herramienta para que los actores se sientan parte de los desafíos de la gestión de la tierra con más de un objetivo. Además, utilizar estos modelos requiere de menos recursos que desarrollar uno nuevo para un sistema específico, y pueden ser muy útiles para conseguir algunos objetivos. En resumen, es importante examinar cuáles serán los resultados de estas herramientas y determinar si son suficientes para resolver las necesidades de quienes toman las decisiones.

Una serie de principios que guíen la gestión de las cuencas hidrográficas

La gestión de las cuencas es un esfuerzo humano que no sólo debe afianzarse en la ciencia y las prácticas de manejo, sino que también depende de una gobernanza adecuada. La diversidad cultural, política e histórica a través de los terrenos de ladera del neotrópico indica que los sistemas de gobernanza deberán adaptarse a las condiciones locales, ya sea con la creación de nuevas entidades o con la reforma de leyes e instituciones existentes. Un conjunto de principios descritos a continuación, sin orden de importancia, deben guiar las prácticas de manejo de las cuencas:

Inversión en educación pública y fortalecimiento de capacidades sobre cómo funcionan las cuencas hidrográficas y los bienes y servicios que aportan

- Aumento de concienciación acerca de las cuencas hidrográficas es fundamental para que los tomadores de decisiones, a todo nivel de gobierno, comprendan las consecuencias de las políticas y acciones, lo que es particularmente importante debido a la gran expansión del desarrollo de la infraestructura en las cuencas. Igualmente importante es que el público en general, especialmente las comunidades aguas arriba, actúen como “ciudadanos del agua” para funcionar como servidores del terreno y agua. Crear esta conciencia es esencial para promover el desarrollo sostenible en los terrenos de ladera neotropicales.
- Educación pública y fortalecimiento de capacidades para explicar las vinculaciones entre jurisdicciones políticas en una cuenca y demostrar la variedad de los servicios ecosistémicos de esta, con el objetivo de maximizar la cooperación y la participación y avanzar hacia una planificación y gobernanza bioregional.
- Capacitación del personal técnico de las municipalidades, los servicios de agua, forestales, de conservación y de agencias agrícolas sobre las dinámicas (tanto ecológicas como políticas) básicas de la cuenca, incluyendo la recolección y análisis de datos científicos, la participación en procesos efectivos de gobernanza y la resolución de conflictos entre usuarios compitiendo por el uso de agua.

Uso de herramientas de diagnóstico que se basan en la ciencia ecológica y el mapeo de la toma de decisiones formales e informales en la cuenca

- Datos científicos relevantes (p.ej., líneas de base de cobertura forestal, cauces de agua, reservas subterráneas de agua, etc.) para guiar la planificación y la toma de decisiones en las cuencas. Deben estar disponibles públicamente y ser actualizados frecuentemente siguiendo un

programa de monitoreo diseñado de manera apropiada.

- Inventario de las leyes, programas, agencias y organizaciones existentes que ejercen un impacto en el uso de los recursos dentro de una cuenca. Herramienta básica de diagnóstico para planear la reforma de gobernanza de cuencas.

Estructuras y procesos de gobernanza innovadores y uso de las herramientas de planificación integradas y participativas

- La planificación de cuencas deberá combinar la planificación de los usos del suelo y la planificación de los usos del agua. Debe unir e integrar jurisdicciones aguas arriba y aguas abajo, tanto urbanas como rurales, para avanzar hacia la gobernanza de cuencas bioregionales. Esta gobernanza y gestión deberán tener en cuenta las diferentes escalas espaciales y temporales de los procesos biofísicos, sociales y económicos. La participación de múltiples actores interesados, incluyendo la participación significativa de las organizaciones comunitarias y agencias públicas, es vital para la sustentabilidad a largo plazo.
- Las políticas del agua y uso del suelo deberán ser concebidas, coordinadas y reguladas por una federación de jurisdicciones vecinas, pero implementadas de forma descentralizada. Para hacer esto efectivo, tal federación deberá gozar de autoridad local y los recursos deberán ser transferidos a nivel local por las agencias nacionales.
- Las prioridades del uso de recursos dentro de una cuenca deberán ser objeto de debate público y transparente, para luego poder ser usadas como guías en las decisiones de gobernanza.
- Los esfuerzos de la sociedad civil pueden mejorar el impacto de la protección pública y los programas de incentivo, los cuales podrían incluir supervisión para garantizar la responsabilidad pública.

Proporcionar financiamiento e incentivos mientras se hacen cumplir las leyes para la administración efectiva de la cuenca

- El financiamiento de protección de cuencas para garantizar los servicios ecosistémicos es una prioridad nacional; no puede ser financiado solamente mediante las tasas de los usuarios locales o fondos de capitalización voluntaria y quizás también se requiera financiamiento del gobierno central.
- El pago por servicios ecosistémicos (PSE) es una herramienta prometedora pero no puede ser un sustituto de la creación de un ambiente proclive para una economía rural viable que salvaguarde la salud de las cuencas (p.ej., servicios de extensión y programas de crédito para agricultores sostenibles, forestales y demás administradores de tierras rurales).
- Los incentivos son sólo una parte de la solución; una buena gobernanza requiere la movilización de recursos para la aplicación de la ley y la vigilancia de la cuenca.



Capítulo 7

Casos de estudio

La gestión de la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá

Introducción

Con alrededor de 14.000 barcos pasando a través cada año, casi el 5% del comercio global, puede decirse que el Canal de Panamá es la vía navegable comercial interna más importante del mundo. La importancia del Canal va más allá de los estrechos límites del mismo, es también un factor económico determinante para el país de Panamá, en el año 2014 proporcionó directamente más de 1 billón de dólares al Tesoro Nacional de Panamá (ACP, 2014a).

Los lagos y ríos en la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá (CHCP) proporcionan agua potable para los residentes de Panamá, incluyendo las áreas metropolitanas de ciudad de Panamá, Colón, La Chorrera y Arraiján (CICH, 2008b). Estos mismos lagos, mediante sus represas, también generan energía hidroeléctrica con una capacidad total máxima de generación de 60 MW (SNE, 2012). En la cuenca también se desarrollan un gran número de actividades económicamente productivas como las industriales, turísticas, agrícolas, extracción de agregados, pecuarias, forestales, silvopastoriles y pesqueras, entre otras (Heckadon-Moreno, 1999). Por último, la localización geográfica de la CHCP abarca el istmo de Panamá por lo que tiene una gran importancia como corredor biológico.

Situación geográfica

La CHCP se define legalmente como “área geográfica cuyas aguas, superficiales y subterráneas, fluyen hacia el Canal o son vertidas en este, así como en sus embalses y lagos” (Ley 19, 1997; Asamblea Nacional, 1997a) y corresponde a 345.319 hectáreas (figura 7.1). Este área incluye las provincias de Panamá y Colón, 7 distritos, 41 comarcas y aproximadamente 429 comunidades (CICH, 2015) y una población total aproximada de 298.000 residentes (INEC, 2010).

La CHCP contiene dos lagos extensos de agua dulce - Gatún y Alhajuela - creados por las represas del río Chagres para las operaciones del Canal. El lago Gatún está localizado en la parte baja del Chagres y forma parte del Canal, sin embargo el lago Alhajuela se sitúa en la parte este más alejada por encima del río Chagres y se usa tanto para almacenar agua para uso del Canal como para controlar el caudal del río Chagres en el lago Gatún. Además de estos amplios lagos, Miraflores es un pequeño lago que también forma parte del Canal y, ubicado en la entrada del océano Pacífico del Canal de Panamá, une las esclusas de Miraflores y Pedro Miguel.

El Canal crea una división entre la parte este y oeste de la CHCP. Las características biofísicas y socioeconómicas de cada una de las partes han conllevado a su separación como unidades de manejo distintas: la CHCP del este (CHCPE) y la del oeste (CHCPO). La CHCP completa está dividida a su vez en 50 cuencas hidrográficas más pequeñas las cuales también sirven como unidades de manejo independientes (CICH, 2008a; CICH, 2008b).

El clima en la cuenca es estacional con una marcada época seca empezando, normalmente, a principios de diciembre hasta el final de abril o mayo del siguiente año. La precipitación anual oscila por debajo de los 2.000 mm en el sur hasta los 3.500 mm o más en el norte (Condit et al., 2001). La precipitación anual media a largo plazo de la Isla de Barro Colorado en el centro del Canal de Panamá es de 2.600 mm, con una temperatura anual media de día de 25,5 °C (S. Paton, com. pers.).

La geología de la Cuenca es complicada y data desde el levantamiento del istmo de Panamá. La parte este de la cuenca está cubierta por colinas onduladas que terminan en la cresta de Santa Rita al norte y las montañas del Parque Nacional de Chagres al este.

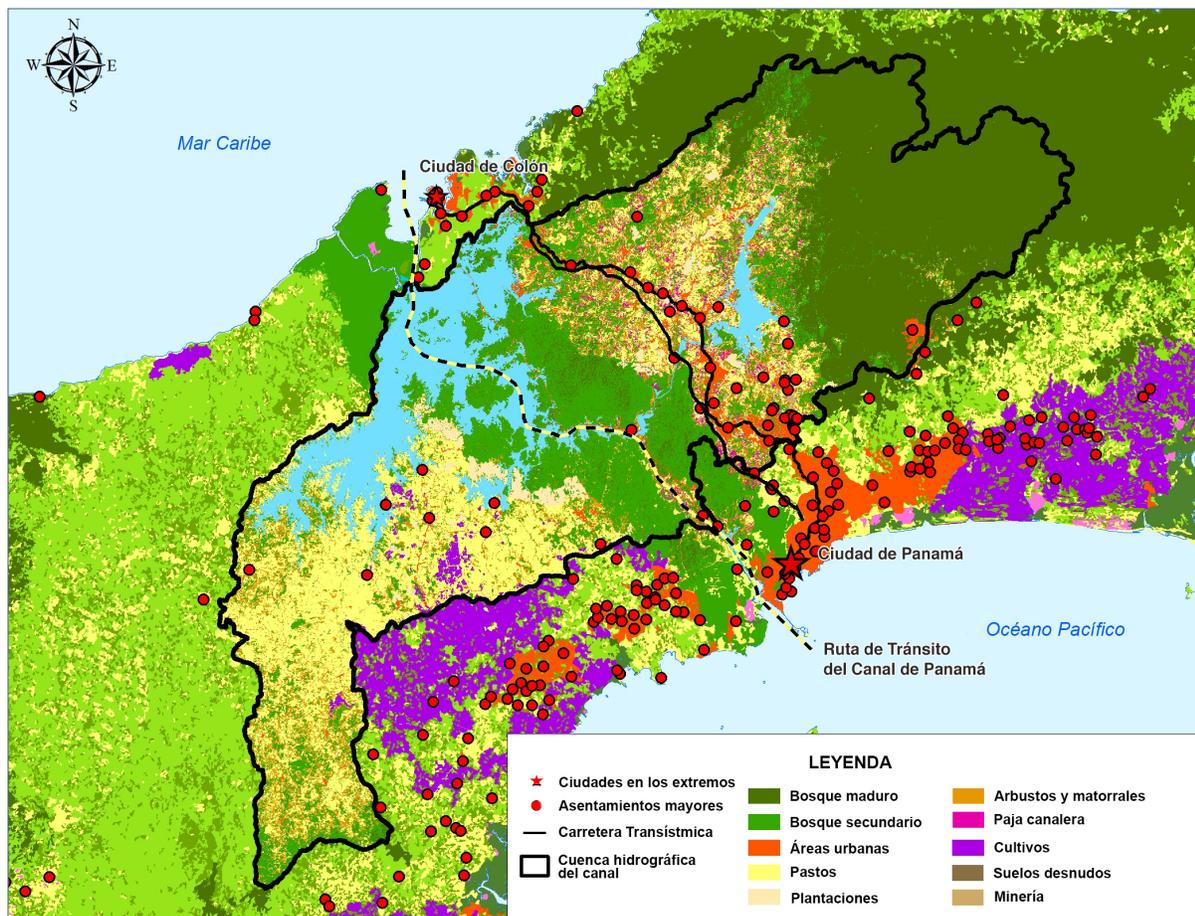


Figura 7.1 Centros poblacionales en la cuenca del Canal de Panamá y alrededores

La cuenca oeste, en comparación, incluye planicies relativamente llanas al lado del lago Gatún, el cual se eleva abruptamente para formar las montañas del Parque Nacional de los Altos de Campana al sur. El subsuelo de la CHCP está formado en gran medida por basalto y otras rocas madre de origen volcánico, pero también con áreas significativas de origen marino, particularmente alrededor del lago Gatún (Stewart y Woodring, 1980). Esta compleja geología de la cuenca ha originado una diversidad en tipos de suelo que van desde una mezcla de suelos (limosos, arenosos y arcillosos) fértiles, con un pH relativamente alto por encima de la caliza, a suelos arcillosos infértiles con un bajo pH por encima del basalto (IDIAP, 2006).

Uso del suelo e infraestructura

En la actualidad, aproximadamente el 50% del suelo de la cuenca está forestado: la mitad está cubierto por bosque maduro (25%) y la otra mitad cubierto por bosque secundario (25%). En el 50% restante del paisaje nos encontramos: pastos para la ganadería o potreros (25%), con una gran cobertura en la CH-CPO; bosque secundario muy joven (10%); otros usos agrícolas (10%) como la producción porcina y de gallinas, café, piña, melón y agricultura de subsistencia, con importancia económica localizada; áreas urbanas (3%); una especie invasiva de hierba de la familia de la caña de azúcar (*Saccharum spontaneum*) (2%); y plantaciones madereras y de otros tipos (2%; Martínez, 2011). Los mapas de cobertura del suelo producidos por la anterior Comisión del Canal de Panamá indican que, con las excepciones de la

antigua Zona del Canal controlada por los EE.UU. y el área este del lago Alhajuela, la mayoría de los terrenos de la cuenca fueron deforestados a partir de 1977 (Stallard, com. pers.). Por lo que desde el 1977 se ha ido incrementando la cobertura del bosque en la CHCP.

Parques Nacionales y otras áreas protegidas

Existen varias áreas protegidas dentro de la CHCP y alrededores (figura 7.2). En 1984 se creó el Parque Nacional de Chagres que protege el alcance de la parte del río Chagres y sus ríos adyacentes, los cuales colectivamente proporcionan más del 49% del volumen de agua suministrada por la mayor subcuenca de la CHCP (Heckadon-Moreno, 1999; CICH, 2008b). Una serie de áreas protegidas

protegen los bosques a lo largo del límite este del Canal de Panamá. Al sur de la Ciudad de Panamá, el Parque Metropolitano protege relativamente al bosque seco y además sirve como área recreacional, de investigación y de conservación. Justo al norte del Parque Metropolitano, el Parque Nacional de Camino de Cruces protege la sección del camino más cercano a la Ciudad de Panamá, el cual fue usado por los primeros habitantes europeos para cruzar el istmo de Panamá y evacuar así el oro y la plata saqueada de Sudamérica. El Parque Nacional Soberanía colinda con el Parque Nacional de Camino de Cruces y se extiende hacia el norte a través del Canal hacia Colón. El PN de Soberanía está reconocido mundialmente como un destino para los observadores de aves internacionales y otros

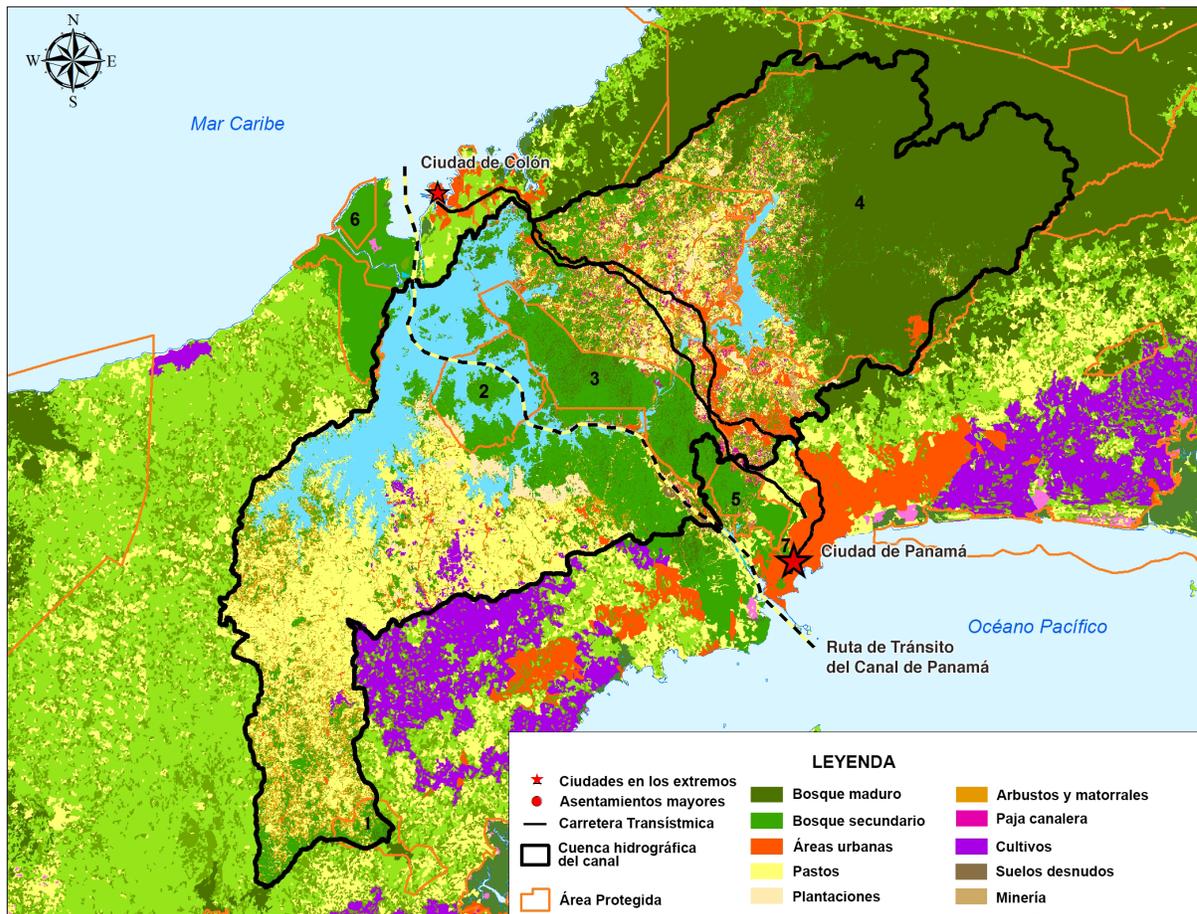


Figura 7.2 Uso del suelo y áreas protegidas de la cuenca del Canal de Panamá

1) Parque Nacional Altos de Campana, 2) Monumento Nacional de Barro Colorado, 3) Parque Nacional Soberanía, 4) Parque Nacional Chagres, 5) Parque Nacional del Camino de Cruces, 6) Área Protegida de San Lorenzo, 7) Parque Metropolitano

ecoturistas. Al norte del PN de Soberanía y al lado oeste del Canal se encuentra el Fuerte Sherman, una extensa área forestada del antiguo Departamento de Defensa del Suelo de los Estados Unidos.

El Monumento Natural de Barro Colorado limita al este con el PN Soberanía y se extiende por el Canal de Panamá, incluyendo la Isla de Barro Colorado (BCI- *Barro Colorado Island*) y las penínsulas aldeañas en tierra firme a ambas orillas, este y oeste, del Canal. En BCI existe desde hace más de 80 años una estación de investigación biológica gestionada por el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI). En el extremo suroeste de la CHCP, el Parque Nacional de Altos de Campana protege las montañas y, por lo tanto, el agua de la cabecera del río Trinidad.

La creación de una red de áreas protegidas en la CHCP es una prueba de la notable visión de los planificadores de conservación panameños a partir de 1960, ya que sirven tanto para proteger la biodiversidad *in situ* como para unir los corredores biológicos los cuales permiten el movimiento de las especies de gran alcance del bosque, para asegurar el hábitat, poblaciones viables y el potencial para preservar los vínculos genéticos entre las especies en las extensas áreas. La red de áreas protegidas atraviesa el Istmo de norte a sur y también abarca un gradiente de precipitación que va desde bosques relativamente secos a húmedos. Las áreas protegidas de la CHCP también sirven como enclaves del Corredor Biológico Mesoamericano para permitir el movimiento y mestizaje de las especies del bosque desde México a América del sur (Heckadon-Moreno, 1999).

Infraestructura humana

La deforestación y reforestación en la CHCP ha sido relativamente dinámica durante el último medio siglo. Mientras que la agricultura llevó a la deforestación, las tendencias actuales en el desarrollo de la infraestructura y urbanismo en la región del Canal de Panamá muestran un cambio en los factores dominantes de la conversión del suelo (pérdida del bosque) (Rompre et al., 2008). Panamá, en gran medida inalterada por la crisis financiera mundial de finales de los años 2000, ha experimentado un auge en el desarrollo en el último decenio; el área metropolitana de la ciudad de Panamá se está expandiendo

rápidamente hacia arriba y hacia afuera. En los mapas de cobertura producidos por la Autoridad del Canal de Panamá (ACP) es evidente el frente de la urbanización de Panamá.

La construcción de las carreteras ha estimulado la urbanización de la CHCP, la carretera Transísmica conecta Panamá (el Pacífico) con Colón (el Caribe) mientras que también divide el este y oeste de la cuenca. Los mapas de la ACP muestran, no sólo el crecimiento de la ciudad, sino también la urbanización a lo largo de las carreteras y la disminución en la conexión de los bosques capaces de mantener la conectividad en la cuenca. Además, en el 2012 se terminó una segunda carretera de pago paralela a la anterior que también divide al Istmo. Aunque la falta de accesos y salidas a ésta han limitado el frente de urbanización a lo largo de la autopista, están empezando a aparecer signos de conversión de uso del suelo de agricultura, bosque y plantaciones a áreas urbanas o industriales. A lo largo de los últimos años, las ambiciosas mejoras en las carreteras rurales a ambos lados del canal han llevado a cambios en la propiedad de las tierras e incluso cambios en el uso del suelo. De hecho, varios lugares fuera de las áreas protegidas se mantienen a más de una hora o dos de viaje desde la ciudad de Panamá o Colón.

Infraestructura del Canal

La infraestructura física de la CHCP está dominada por una serie de represas y esclusas. El vertedero de Gatún, construido en los orígenes del Canal, cierra la boca del Caribe del río Chagres y forma el lago Gatún, por donde también atraviesan las embarcaciones como parte del sistema del Canal. A mediados de 1930 fue construida la represa de Madden en la parte alta del río Chagres y formó el lago Alhajuela. Este embalse se llena durante la época húmeda asegurando el agua para el Canal durante la época seca proporcionando además agua para el consumo de la Ciudad de Panamá. Actualmente el Canal mantiene tres juegos de esclusas (dos en el Pacífico y una en el Caribe) y cada una con dos líneas. La expansión del Canal, programada para completarse en el 2016, añadirá una línea extra a las esclusas en ambos lados del Canal.

Las estaciones hidroeléctricas de Gatún y Madden generan la energía para hacer funcionar el Canal du-

rante la época de lluvias. La estación termoeléctrica de Miraflores, con motores de combustión interna, garantiza la energía necesaria a lo largo del año. Los dos nuevos motores empezaron a funcionar en 2014, justo a tiempo para ayudar a suplir la demanda nacional durante la crisis energética de ese año.

Plantas de tratamiento de agua

Uno de los grandes logros que conllevaron el éxito de la construcción del Canal de Panamá fue la creación de una infraestructura para abastecer de agua, relativamente limpia, a los trabajadores del Canal y los habitantes de Colón y ciudad de Panamá. De esta manera estas áreas se han beneficiado de agua potable de la más alta calidad durante estos 100 años. En la actualidad, la CHCP proporciona agua potable a la mitad de la población del país mediante ocho plantas potabilizadoras: cuatro en la provincia de Colón y otras cuatro en la provincia de Panamá. Las plantas se encuentran en Colón, lago Alhajuela (Chilibre), lago Miraflores (en el Canal, entre las esclusas de Pedro Miguel y Miraflores) y en el lago Gatún (La Chorrera), sirviendo a los residentes dentro y fuera de la cuenca oeste.

Servicios ecosistémicos en la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá

Un análisis reciente sobre la investigación de los servicios ecosistémicos en Latinoamérica clasificó a Panamá como segundo país en cuanto a número de estudios realizados en el tema (Balvanera et al., 2012), habiéndose realizado una gran cantidad de estudios en la CHCP. El proyecto de Monitoreo de la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá (1996-1999) realizó un juego de ocho volúmenes de estudios, en 21 discos compactos, que revisaron el estado y conocimiento del medioambiente relativos a los servicios ecosistémicos al inicio del nuevo milenio (resumido en Heckadon-Moreno, 1999; Condit et al., 2001; Ibáñez et al., 2002). Además, se ha continuado con una significativa investigación con base en estos y otros estudios.

La evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA-Millennium Ecosystem Assessment) identifica cuatro

servicios ecosistémicos, todos ellos proporcionados por la CHCP.

Servicios de apoyo

Los bosques y paisajes de la CHCP contribuyen a la provisión de servicios ecosistémicos de apoyo y a los procesos naturales que mantienen la vida, incluyendo la conversión del dióxido de carbono en moléculas orgánicas a través de la productividad primaria y el ciclo de nutrientes. Las investigaciones en este tema incluyen el programa de carbón de ForestGEO®, cuyo enfoque es la medición de reservas de carbono y entender el ciclo del carbono a través de los bosques tropicales, cuentan con una base en Panamá y han realizado innumerables estudios en la CHCP (<http://www.forestgeo.si.edu/group/Carbon/>). Además en la península de Gigante, a los bordes del Canal de Panamá, se están realizando estudios a largo plazo de adición de nutrientes (Wright et al., 2011) y de manipulación de hojarasca (Vincent y Tanner, 2013). También se han llevado a cabo estudios sobre el rol de la biodiversidad en contribuir o limitar el crecimiento y productividad de los bosques (Chisholm et al., 2013; Batterman et al., 2013) y plantaciones (Healy et al., 2008; Potvin y Gotelli, 2008). Otro aspecto que representan los servicios de apoyo son los corredores biológicos que atraviesan la CHCP de norte a sur y de este a oeste (véase más arriba).

Servicios de provisión

Está claro que la CHCP proporciona agua relativamente limpia a más de la mitad de la población que vive en el país de Panamá (CICH, 2008b). Otro servicio de provisión incluye la producción agrícola (ganadería y cultivos), maderera y energética, mediante la generación de energía hidroeléctrica (ACP, 2014a). En 2008, aproximadamente el 25% de la CHCP fue utilizada para pastoreo (Martinez, 2011) y también para la agroindustria intensiva (producción porcina, de piña y de gallinas) (Sanjur et al., 1999). Las plantaciones maderables representan una pequeña fracción (2%) del área del terreno de la CHCP, esto se debe en parte a que la mayoría del suelo no es adecuado para una producción rentable que los inversores esperarían de la teca (p.ej., Stefanski et al., 2015). No obstante, se han llevado a cabo diferentes investigaciones para entender el crecimiento

de las especies nativas de árboles en plantaciones (Wishnie et al., 2007; van Breugel et al., 2011) y ambientes agrícolas (Plath et al., 2011; Riedel et al., 2013) así como con diferentes diseños de plantaciones (Hooper et al., 2002; Jones et al., 2007; Craven et al., 2008; Cerezo, 2011). Esto es importante a la hora de cumplir con los objetivos de la política forestal nacional y el plan de uso del suelo de la CHCP para convertir tierras agrícolas en bosques, o por lo menos en un paisaje dominado por árboles (véase más abajo). Aguilar y Condit (2001) han mostrado que más de 100 especies de árboles son usadas (incluyendo productos forestales no maderables) por la gente que vive en la cuenca.

Servicios de regulación

Los bosques en la CHCP regulan el curso del agua. Kinnner y Stallard (1999) encontraron que una subcuenca con bosque del río Agua Salud generó una escorrentía notablemente mayor, durante el registro de sequía de 1997-1998, que una cuenca deforestada en un área similar; y un estudio reciente de Ogden et al. (2013) encontró que los bosques regulan el caudal del agua reduciendo los caudales máximos y extendiendo el período de mayores caudales en un bosque, comparado con una cuenca deforestada durante la época seca. El bosque también produce una menor erosión durante los momentos de precipitación extrema si se compara con las áreas no boscosas (Stallard et al., 1999). Los bosques han demostrado almacenar reservas significativas de carbono (p.ej., Mascaro et al., 2011) y está disponible un mapa completo de carbono de todo el territorio (Asner et al., 2013). Sólo se necesita visitar un pasto ganadero tradicional y otro con un contenido significativo en cobertura boscosa para darse cuenta del papel de los árboles en los pastos y en la contribución al bienestar animal. Varios equipos de investigación están actualmente estudiando el papel del bosque en la regulación de las enfermedades humanas y de la fauna silvestre.

Servicios culturales

Comparado con los demás servicios, se han realizado relativamente pocas investigaciones para entender la provisión de los servicios culturales en la CHCP. No obstante, el Parque Nacional Soberanía tiene un gran renombre como destino internacional para la

observación de aves y otras actividades de ecoturismo. Además, el bosque sirve como una reserva importante de biodiversidad y también tiene un papel importante en la investigación ecológica realizada por los científicos empleados o asociados al Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI).

La gobernanza de la cuenca del Canal de Panamá

Los derechos de propiedad, leyes y autoridades de gobierno para la gestión de recursos en Panamá, como en otras naciones, dependen del tipo de recurso. Mientras que el terreno es propiedad privada, los recursos hídricos son administrados por la ACP quien otorga los derechos de uso privado (ACP, 2005) y los bosques son designados legalmente como patrimonio nacional. Sin embargo, en la práctica los derechos del bosque en terrenos privados están vinculados a los derechos de propiedad del terreno y los árboles pueden ser extraídos previa autorización del gobierno. El Ministerio de Industria y Comercio de Panamá es responsable del desarrollo minero, y la Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá es responsable de los programas relacionados con la pesca, acuicultura y gestión marina y costas. Aunque el Ministerio de Ambiente es la institución que engloba la gestión de los recursos terrestres (*i.e.*, no-marino) en Panamá, existe un solapamiento considerable entre las jurisdicciones de los ministerios y autoridades.

Ministerio de Ambiente de Panamá y gestión de las cuencas hidrográficas

El cuerpo de gobierno ambiental en Panamá fue creado en 1998 (Ley 41, 1998; Ley General del Ambiente) y denominado Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM, 2014a,b). En 2015, a ANAM se le otorgó el nivel ministerial por lo que cambió el nombre a Ministerio de Ambiente (conocido localmente como MiAmbiente).

Desde 1998, ANAM ha sido responsable de la gestión del medioambiente de Panamá incluyendo la vida salvaje, agua, bosques, áreas protegidas y el monitoreo de programas. Las leyes dictadas a lo largo

del tiempo han dado la responsabilidad a ANAM de la planificación del uso del suelo como una herramienta para la gestión medioambiental (Ley 41, 1998; ITTO, 2005) y motivaron a ANAM a liderar la formación de comités hidrográficos multisectoriales (público y privado) y regionales (Ley 44, 2002; ANAM, 2010). Los objetivos principales de estos comités incluyen la promoción de esfuerzos coordinados y cooperativos entre las organizaciones públicas, privadas y sociedades civiles dentro de las cuencas; la creación e implementación de planes para la gestión, desarrollo, protección y conservación; la adopción de herramientas para evitar, reducir o resolver los conflictos entre los usuarios del agua; y la inclusión de la participación a nivel comunitario y el trabajo con un nivel más elevado de gobierno para recomendar regulaciones y técnicas directamente relacionadas con la gestión de cuencas cuando sea necesario (ANAM, 2010).

Leyes, políticas y regulaciones de gestión del recurso hídrico

La Ley sobre el uso del agua (Ley 35, 1966) es la base legal de la gestión hídrica en Panamá y otorga a ANAM la autoridad de gobierno sobre los derechos del uso del agua. En el 2007, la Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) otorgó a ANAM la responsabilidad organizativa de coordinar organizaciones gubernamentales y ministerios en cuanto al logro de la conservación de un ecosistema integrado y una gestión capaz de asegurar la sostenibilidad económica, social y ambiental de los recursos hídricos de la nación. En el 2009, se inició un plan de acción nacional de consecución de objetivos de las PNRH, incluyendo el alcanzar las necesidades de abastecimiento de agua (necesidades humanas básicas, producción de alimento, generación de electricidad, producción industrial), promocionar la gobernanza hídrica y la gestión de cuencas, y alentar una cultura hídrica (educación, comunicación y divulgación) (ANAM y GNRP, 2011).

Leyes y regulaciones de la gestión del bosque

La Ley Forestal (Ley 1, 1994) es el poder legislativo de la gestión forestal en el país y declara que todos los recursos forestales son de interés nacional (patrimonio del estado) y están sujetos a las regulaciones que están bajo la Ley. La tenencia del bosque está dividida en áreas públicas, privadas e indígenas (Comarcas),

siendo ANAM la responsable de otorgar las concesiones forestales en terreno público (ITTO, 2005). La extracción de bosque primario o secundario en terrenos privados o indígenas requiere de la aprobación, previa inspección, de la ANAM (Ley 1, 1994). Entre otras cosas, la Ley pone restricciones a las extracciones en áreas que puedan ser de impacto a la calidad o a la cantidad de provisión del agua (márgenes de caudales de agua, etc.). A través de esta ley, la protección contra incendios forestales también entra en las responsabilidades de ANAM y cualquier tipo de quema en los diferentes usos del suelo requiere de su aprobación.

A lo largo de los años, varias leyes y directivas han actualizado la ley forestal original. Las leyes que fomentan y proveen de incentivos para la reforestación (Ley 24, 1992; Ley 58, 1999) y el Decreto Ejecutivo 37 (2009), el cual proporciona la política forestal nacional actual, son de particular interés para la gestión del suelo y la consideración de los servicios ecosistémicos. El Decreto Ejecutivo 37 hace notar, entre otras cosas, la necesidad de trabajar a varios niveles con la sociedad civil tanto para la gestión de los recursos forestales del país como para promover los sistemas agroforestales (incluidos los sistemas silvopastoriles) y el desarrollo sostenible. Sin embargo, parece que todavía no se ha terminado el plan estratégico que ejecute este decreto.

El caso especial de la Cuenca hidrográfica del Canal de Panamá

Contexto legal

Una vez firmados los tratados de transferencia del Canal de Panamá a la República de Panamá, la República creó el marco legal para la transferencia y gestión del Canal. En 1994, Panamá modificó su Constitución Nacional para incluir un título sobre el Canal de Panamá y el 14 de mayo de 1997, la Asamblea Legislativa aprobó la ley orgánica de la Autoridad del Canal de Panamá (ACP) (Ley 19, 1997). La Ley 19 creó a la ACP como una entidad legal y autónoma a la que le corresponde privativamente la administración, operación, conservación, mantenimiento y modernización del Canal de Panamá y sus actividades asociadas (Asamblea Nacional, 1997a). Esta misma ley define las regulaciones para

la gobernanza de las actividades y operaciones diarias del canal y establece el requerimiento de gestionar el Canal no sólo de una manera eficiente y rentable sino también promoviendo el desarrollo socioeconómico de los panameños.

La ACP es responsable de la gestión, mantenimiento, uso y conservación de los recursos hídricos en la CHCP. Los planes de construcción, uso de las aguas, desarrollo de puertos y cualquier otro tipo de obra o construcción que se lleve a cabo en las riberas del Canal de Panamá requerirán de la aprobación previa de la ACP (Asamblea Nacional, 1994). La ACP también supervisa nuevas estrategias, políticas, programas y proyectos (públicos y privados) que puedan afectar la cuenca hidrográfica, coordina la administración de los recursos naturales de la cuenca con otras organizaciones y establece y dirige la Comisión Interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá (CICH; IRG Ltd., 2000).

En Panamá, la gestión interinstitucional de las cuencas es generalmente supervisada por ANAM; sin embargo, la CHCP es un caso especial donde la ACP, o más específicamente la CICH, lideran todos los esfuerzos interinstitucionales. La gestión de los recursos interinstitucionales en la CHCP tiene su fundamento legal en la Ley 19 (véase más arriba) y la Ley 41 (1998), juntas proporcionan la base de la CICH y le dan poder legislativo conjunto a la ACP y ANAM sobre los recursos hídricos en la CHCP. La colaboración entre ACP y ANAM se complementa: la ACP enfoca sus esfuerzos en la provisión de agua para el consumo y agua para el funcionamiento del Canal, y ANAM es responsable de supervisar la ejecución de los procesos de la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), el establecimiento de leyes y normas ambientales y la gestión de los muestreos y monitoreo ambientales (IRG Ltd., 2000).

El desarrollo del área canalera está establecido bajo los parámetros de la Ley 21 (1997), mediante la cual el Gobierno de Panamá aprobó el ordenamiento territorial contemplado en el Plan Regional para el Desarrollo de la Región Interoceánica y el Plan General de Uso, Conservación y Desarrollo del Área del Canal (Asamblea Nacional, 1997b). El Plan Regional proporciona las guías para el desarrollo económico

del Área del Canal, de la CHCP en general, y las áreas que rodean a las ciudades de Panamá y Colón, las cuales se encuentran fuera de la CHCP. A largo plazo, se debe asegurar la protección de los recursos naturales necesarios para la operación del Canal, el abastecimiento de agua y energía para las poblaciones de la región y la conservación de la biodiversidad. La zonificación del uso del suelo en el plan, busca disminuir la cobertura de pasto en la cuenca un 94% para el 2015 y expandir la cobertura de las áreas protegidas hasta cubrir el 40% de la CHCPE (Dale et al., 2005). En el 2008, la ACP creó el Plan de desarrollo Sostenible para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (DS-GIRH) a 20 años, con el objetivo de lograr las metas de uso del suelo de la Ley 21 (CICH, 2008b).

Comisión interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá (CICH)

La CICH, creada en el año 2000, es la responsable de trabajar en estrecha coordinación con las entidades del Estado para integrar los esfuerzos, iniciativas y recursos de conservación, manejo y desarrollo sostenible de la CHCH. A través de esta Comisión, se han realizado alianzas estratégicas (ACP, comunidades, instituciones, autoridades locales y sociedad civil) y se ha establecido una estructura participativa comunitaria para la gobernabilidad del agua con base en seis Consejos Consultivos (ACP, 2012). La implementación y promoción de programas y estrategias para la CHCP, recibe apoyo por parte de la CICH puesto que es la responsable de la gestión de recursos a través del establecimiento de un mecanismo de fondos tanto nacionales como internacionales. En diciembre de 2014, los ministros de estado, directores de instituciones, representantes de la ACP y miembros de organizaciones gubernamentales y no gubernamentales reiteraron su promesa de unir esfuerzos para lograr los objetivos establecidos por el Plan de Desarrollo Sostenible de la CHCP (ACP, 2014b).

Grupos de interés en la cuenca hidrográfica del Canal de Panamá

Dado el alcance mundial del Canal, existe un extenso grupo de partes interesadas en la gestión de la CHCP. Las embarcaciones que transitan por el Canal viajan por todos los océanos por lo que las decisiones de gestión del mismo tienen ramificaciones en casi todos los continentes. Por ejemplo, la expansión del Canal ha llevado a más de 60 puertos en Estados Unidos

a invertir 46 billones de dólares (año fiscal 2012 – 2016) para adaptarse a los barcos más grandes, “post Panamax” (U.S. DOT y MARAD, 2013). Nacionalmente, más del 50% de la población en Panamá recibe el agua para consumo de la CHCP (Heckadon-Moreno, 1999) y la Cuenca también contribuye al tesoro nacional con aproximadamente 1 billón de dólares al año (ACP, 2014a). Además de los grupos de interés, nacionales e internacionales, existe también una extensa coalición de grupos locales: organizaciones no gubernamentales (ONGs), grupos indígenas, industrias (desde compañías cementeras hasta plantaciones forestales), operaciones turísticas, universidades e institutos de investigación, productores agrícolas y residentes locales.

Por lo menos tres fondos fiduciarios han sido establecidos para proporcionar asistencia financiera en la gestión de diferentes áreas de la CHCP: (i) el Fondo para la conservación del Parque Nacional Chagres (creado con el apoyo de USAID- *United States Agency for International Development*, el Gobierno de Panamá y *The Nature Conservancy-TNC*, gestionada a través de Fundación Natura); (ii) el Fideicomiso Ecológico de Panamá (FIDEICO, con los mismos socios que el Fondo Chagres) y; (iii) el fondo de agua (creado por la Fundación FEMSA y TNC). Además, organismos internacionales y agencias de cooperación al desarrollo han contribuido en diferentes actividades y de diferentes formas (p.ej., USAID, Programa de Naciones Unidas de Desarrollo-PNUD, Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA, Cooperación Técnica del Gobierno Alemán- GIZ -*German Government Technical Cooperation*, Agencia de Cooperación Internacional de Japón- JICA -*Japanese International Cooperation Agency*), instituciones de crédito (p.ej., Banco Interamericano de Desarrollo-BID, Banco de Desarrollo de América Latina- CAF) y compañías privadas (p.ej., ARGOS, Banismo, Coca-Cola). Finalmente, aunque no hay terrenos en la CHCA formalmente incluidos entre las Comarcas indígenas de Panamá, varias comunidades indígenas se encuentran dentro de la CHCPE y sus miembros son participantes activos en las actividades de ecoturismo y gestión de la cuenca.

Incentivar buenas prácticas de manejo: Programa de Incentivos Económicos Ambientales de la Autoridad del Canal de Panamá (PIEA)

La ACP, en su esfuerzo por lograr los mandatos legislativos y constitucionales para gestionar, mantener, usar y conservar los recursos hídricos en la CHCP, promueve una estrategia global conocida como la “Ruta Verde del Canal de Panamá”. Esta iniciativa incorpora la gestión ambiental en las operaciones del Canal, el impulso de acciones para mejorar la eficiencia energética de las instalaciones de ACP y el reconocimiento de acciones ambientales positivas realizadas por parte de las compañías navieras y embarcaciones que usan el Canal (ACP, 2014a). Por ejemplo, en colaboración con el Banco de Desarrollo de América Latina (CAF) se diseñó una herramienta para calcular la huella de carbono de las funciones del Canal y, en la actualidad, se desarrolla una consultoría con el objetivo de identificar acciones positivas realizadas por los clientes para reducir sus emisiones de CO₂.

La estrategia de la Ruta Verde se realiza en el marco del plan DS-GIRH, el cual actúa como una estrategia a medio y largo plazo para lograr los objetivos descritos en el Plan General de Uso del Suelo (Ley 21, 1997). Este plan está desarrollado y ejecutado por la ACP para coordinar el uso y conservación de los recursos y promover el desarrollo humano sostenible para que sea replicable en otras regiones del país donde es esencial considerar el agua en la gestión de uso del suelo (ACP, 2007). Un programa clave y polifacético que ha resultado del plan DS-GIRH es el Programa de Incentivos Económicos de la ACP (PIEA).

Proyecto de titulación de tierras

La ACP reconoció que la falta de seguridad o tenencia de las tierras (p.ej., derechos de propiedad) es un obstáculo que limita la capacidad de un agricultor o ganadero individual a tomar decisiones de manejo sostenible a largo plazo. Por esta razón, uno de los objetivos clave del Plan de Desarrollo Sostenible del

2008 fue asegurar la claridad en los títulos de propiedad. El objetivo a largo plazo en la CHCP es tener el 95% del territorio con títulos de propiedad (CICH, 2008b). La ACP, junto con la Autoridad Nacional de Tierras (ANATI) y el Programa de Naciones Unidas de Desarrollo (PNUD), ha invertido esfuerzos en ayudar a los residentes a obtener los títulos de propiedad. En el año 2010, tenían título el 72% de los arrendatarios y el 54% de los terrenos en la CHCP (INEC, 2010; INEC 2011b). Al final del año fiscal 2014, el programa de titulación de tierras había delimitado y registrado aproximadamente 33.294 hectáreas de terreno (4.644 productores) en el distrito de Capira (ACP, 2014a).

Incentivos Económicos Ambientales en la Cuenca hidrográfica (PIEA)

En el marco de la iniciativa de la Ruta Verde del Canal, la ACP realiza una serie de actividades en la CHCP, entre las que destaca el PIEA. El PIEA fue creado en el marco del plan de DS-GIRH con un horizonte de planificación de 20 años, desde el 2008 hasta el 2027 (ACP, 2014c) y se desarrolla con base en un convenio con ANAM y el Ministerio de Desarrollo y Agropecuario (MIDA; ACP, 2009). El objetivo general del PIEA es proteger el recurso hídrico de la CHCP, en calidad y cantidad, la producción de agua potable para la población de las principales ciudades del país y para la operación del Canal y además mejorar la calidad de vida de las comunidades de la Cuenca.

Desarrollo del programa

En 1987, la Comisión del Canal de Panamá (PCC, por sus siglas en inglés) inició un proyecto de reforestación en las Áreas de Operación del Canal, utilizando especies no nativas debido a la disponibilidad de semillas y sus características de rápido crecimiento. Desde 1998, la ACP ha continuado el Proyecto de Reforestación con un enfoque en la restauración ecológica, utilizando solamente especies nativas (Jones et al., 2004; Montagnini et al., 2008; Cerezo, 2011). En el 2001, la ACP inició la ejecución de proyectos de reforestación con grupos comunitarios en la CHCP y proteger así los recursos hídricos en equilibrio con el desarrollo de las actividades humanas. También se incluyeron capacitaciones bajo el concepto de aprender haciendo y se incorporó un enfoque de género y una relación estrecha entre los componentes técnico y social (ACP, 2003).

En el 2009, con la experiencia ganada en estos proyectos de reforestación, la ACP inicio la implementación de un Programa de Sostenibilidad para la Cuenca y sus habitantes (figura 7.3). El eje central es el PIEA, con acciones de protección y conservación de los recursos hídricos de la Cuenca, en equilibrio con las actividades desarrolladas por los habitantes de esta. La ACP y los productores integran actividades ambientales, sociales y económicas, generando ganancias para la empresa, para el país y para los habitantes de la CHCP. Para la ACP es un compromiso de responsabilidad corporativa y para los residentes del área, un compromiso de protección de los recursos naturales al tiempo que mejoran sus condiciones de vida (ACP, 2014c).

Resumen del programa actual

El programa se ha centrado en tres líneas de acción principales para cumplir sus objetivos de conservación y manejo:

- La protección de la cobertura boscosa existente y el uso adecuado de la tierra, de acuerdo a su aptitud para conservar la calidad y cantidad de los recursos hídricos en lugares de importancia estratégica de la cuenca del Canal.
- La reconversión de áreas degradadas a través de la implementación de actividades de reforestación en áreas colindantes y a nivel comunitario, el desarrollo de los sistemas agroforestales y silvopastoriles.
- La reconversión de áreas degradadas a través de la implementación de actividades de reforestación en áreas colindantes y a nivel comunitario, el desarrollo de los sistemas agroforestales y silvopastoriles.

Actualmente, el PIEA realiza cuatro modalidades de reforestación: conservación, comercial, agroforestería y silvopastoril. Cada una de ellas representa modalidades de reforestación con diferentes niveles de participación comunitaria e implicación institucional. Como resultado del trabajo en estas categorías, desde el año 2009 hasta el 2013, se han establecido 5.641 hectáreas (tabla 7.1).

Mediante la colaboración de instituciones gubernamentales, la participación comunitaria, el apoyo técni-

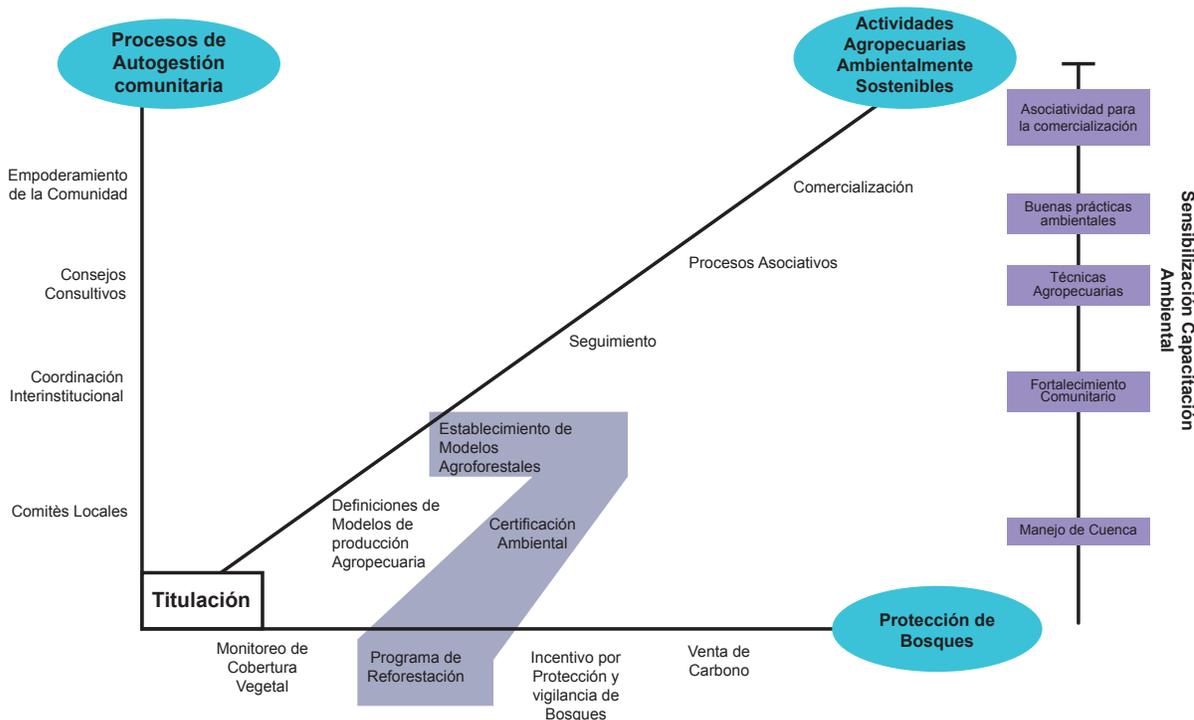


Figura 7.3 Modelo de Sostenibilidad para la protección de los recursos hídricos de las subcuenca de Ciri-Trinidad (ACP, Autoridad del Canal de Panamá)

co y el asesoramiento de especialistas de la ACP, el PIEA ha llegado a más de 100 comunidades del oeste de Panamá y la provincia de Colón. Hoy en día, más de 6.635 hectáreas han sido trabajadas bajo prácticas sostenibles de ganadería y agricultura y sus propietarios se han capacitado en esquemas de conservación para la implementación de un modelo de comercialización rentable.

Modelo de programa 1: Reforestación para la conservación

La reforestación para la conservación se desarrolla en los parques nacionales, áreas protegidas y sus zonas de amortiguamiento. El objetivo es la conservación de los recursos hídricos y del suelo, a través de la reforestación de áreas desprovistas de bosque, para lograr la conectividad de las áreas con vegetación y una mayor protección del recurso hídrico. En este modelo se utilizan especies nativas, en una mezcla que busca reproducir la diversidad que ocurre en la naturaleza, propiciando el desarrollo de la biodiversi-

dad, la recuperación paulatina de la cobertura vegetal en las áreas afectadas, la disminución de los procesos de erosión, la disminución de la escorrentía superficial y el control de la paja blanca (*Saccharum spontaneum*), entre otros (Cerezo, 2011; ACP, 2014c).

Se han establecido plantaciones en el Parque Nacional Soberanía y Camino de Cruces, en estrecha colaboración con ANAM; en el Proyecto de Agua Salud, con el STRI y en el Proyecto Ciudad del Árbol, con la Universidad de Panamá, en el área de amortiguamiento del Parque Nacional Chagres. Hasta el año fiscal 2013 se plantaron un total de 640 hectáreas (tabla 7.1). Actualmente, en estas áreas de trabajo muestran elementos de la sucesión inicial del bosque secundario lo que muestra la recuperación del ecosistema. Los elementos mostrados incluyen regeneración natural de especies arbóreas pioneras además de las que fueron plantados por el proyecto y la presencia de residuos en la composición del suelo.

Modelo de programa 2: Reforestación comercial

Este modelo se refiere a plantaciones comerciales con especies forestales valiosas, en su mayoría teca, cuyo objetivo es el aprovechamiento con fines maderables comerciales por periodos de 25 años y que brindan una cobertura arbórea que protege el suelo y los recursos hídricos. Se espera que este aprovechamiento proporcione recursos para cubrir la inversión inicial, reinvertir en la reforestación de las áreas aprovechadas y la ampliación del programa a otras áreas (ACP, 2014c).

La citada Ley 21, asigna usos de suelos para el desarrollo de actividades forestales a lo largo de la franja que ocupaba la antigua Zona del Canal con la finalidad de incrementar la cobertura boscosa en dichas áreas mediante el incentivo de actividades de reforestación comercial. Una vez finalizado el periodo de existencia de la Autoridad de la Región Interoceánica (ARI), se transfirió la administración de las tierras para uso forestal a la ANAM para su mejor aprovechamiento.

Estas plantaciones están situadas en terrenos nacionales, dentro de los corregimientos de Chilibre y Arraján, en áreas invadidas por *Saccharum spontaneum*. Con la reversión al estado panameño de los bienes y tierras que ocupaban las fuerzas militares de los Estados Unidos, se incorporaron una extraordinaria cantidad de áreas con potencial para el desarrollo. Estas áreas fueron en principio administradas por la ARI quien utilizó el Plan General de Usos (Ley 21, 1997) como herramienta de ordenamiento territorial. Hasta el año fiscal 2013 se plantaron un total de 720 hectáreas (tabla 7.1).

Modelo de programa 3: Actividades agroforestales

En la CHCP, los agricultores dependen de la agricultura de tala y quema para la producción de alimentos, por lo que los bosques están sometidos a presión antropogénica, agravada por la creación de pastos. El relieve, en general, es ondulado, los suelos son ácidos, bajos en fósforo y con un contenido medio de materia orgánica. Las áreas son de difícil acceso, con caminos de tierra, lo que agrava la comunicación y comercialización especialmente durante la época lluviosa (Fundación Natura, 2010; IDIAP, 2006).

Bajo el componente de sistema agroforestal del PIEA, se promueve el manejo de los recursos naturales y la producción agrícola (figura 7.4). A la fecha, se ha promovido principalmente la producción de café, considerando que es un cultivo agrícola de carácter permanente y es una alternativa productiva que ofrece cobertura vegetal protectora en estas áreas (recientemente se ha explorado también la producción de cacao en la CHCP). En esta modalidad, los productores de las comunidades son parte fundamental en el desarrollo de los proyectos. A nivel operativo y de finca, los proyectos consideran las características del terreno para la protección y conservación de los recursos naturales y para suplir las necesidades productivas de los participantes (ACP, 2014b).

El modelo agroforestal consiste en una combinación de especies forestales, maderables, frutales y de servicios, con cultivos agrícolas. Las especies forestales introducidas proveen servicios como la sombra para los cultivos, barreras corta vientos, contribuyen a la recuperación de los bosques de galería y a la mejora de los suelos. El compromiso de la ACP incluye el establecimiento de la plantación y el mantenimiento por tres años. Un apoyo adicional incluye la entrega de los materiales, herramientas y fertilizantes para el establecimiento y mantenimiento de la plantación, asesoría y apoyo para controles fitosanitarios y procesos de transferencia técnica mediante capacitación a los propietarios. A manera de incentivo, los participantes reciben el pago de jornales para el desarrollo de todos los componentes del proyecto. Este método ha beneficiado a 1.010 pequeños y medianos productores agropecuarios, con título de propiedad y fincas de 1 a 20 hectáreas, localizados en más de 40 poblados de los distritos de Capira, La Chorrera y Colón. Estas áreas forman parte de las subcuencas de los ríos Ciri-Trinidad, Caño Quebrado, Hules Tinajones, Gatuncillo y del lago Alhajueta. Hasta el año fiscal 2013 se plantaron 1.820 hectáreas (tabla 7.1).

El café ocupa un lugar importante en el desarrollo económico y ambiental del área de los ríos Ciri y Trinidad, ya que gran parte de los ingresos de los habitantes dependen de este. Por otro lado, es una fuente importante de mano de obra, donde se emplean personas de escasos recursos, y proporciona cobertura vegetal que ayuda a reducir la erosión

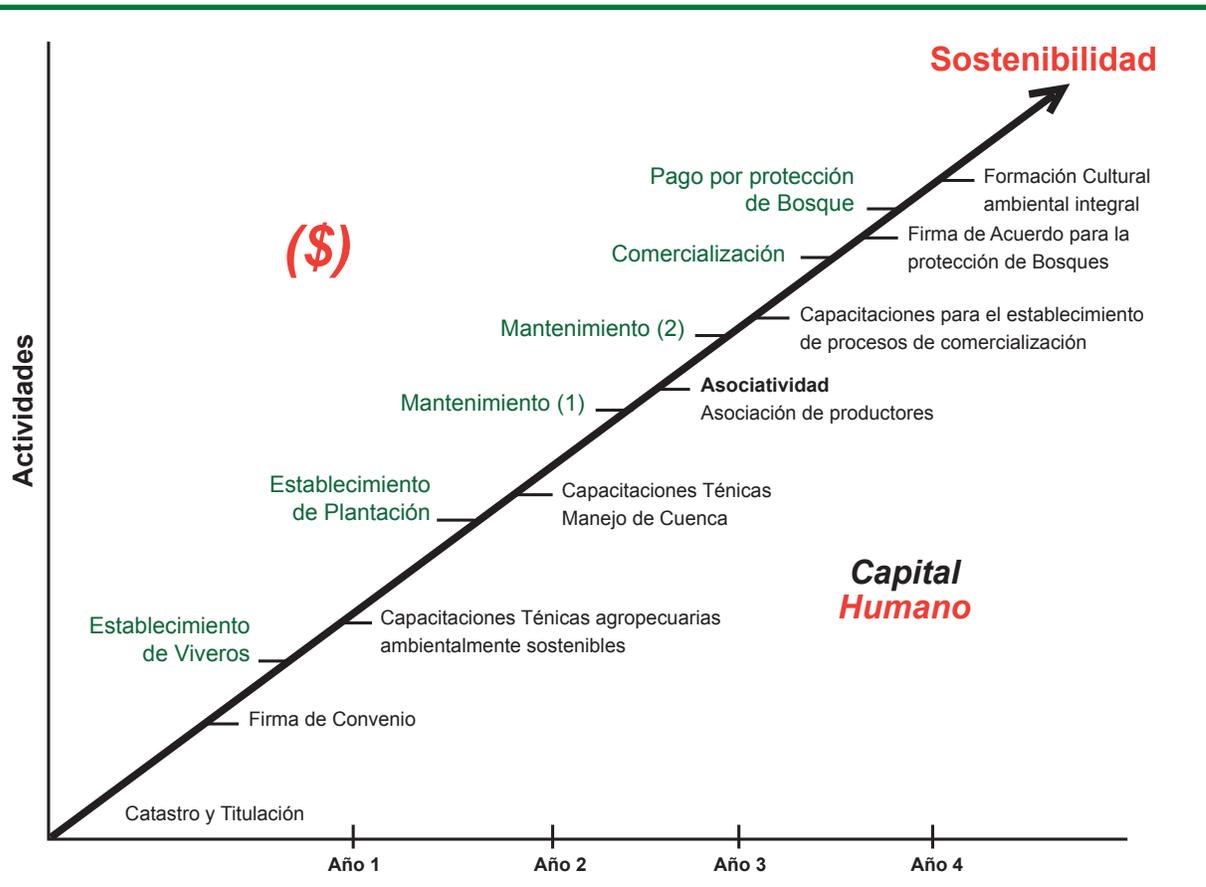


Figura 7.4 Manejo de sostenibilidad en sistemas agroforestales del programa de ACP (PIEA)
(ACP, Autoridad del Canal de Panamá)

hídrica en terrenos que por las características topográficas de la región tienen pendientes pronunciadas (ACP, 2014d). Como parte de estos programas, la ACP está desarrollando e implementando sistemas agroforestales de producción de café de sombra, principalmente de la variedad robusta mejorada (*Coffea canephora*). La ACP, en conjunto con el Ministerio de Desarrollo Agropecuario (MIDA), ha capacitado a los agricultores en técnicas productivas, de comercialización y de trabajo en cooperativas.

Con la ayuda de la ACP, en agosto del 2012 se estableció la Asociación de Productores de Café de las subcuencas de los ríos Cirí Grande y Trinidad del Canal de Panamá (ACACPA) en la comunidad de Las Gaitas, corregimiento de Cirí Grande. La Asociación fue constituida para explorar el manejo, producción y comercialización de café y otras actividades

Tabla 7.1 Modalidades, año y hectáreas establecidas en el Programa de Incentivos Económicos Ambientales, PIEA 2009 – 2013 (ACP, Autoridad del Canal de Panamá)

	2009	2010	2011	2012	2013	Total
Conservación	185	405	50	0	0	640
Agroforestería	300	320	400	400	400	1.820
Silvopastoril	162	499	600	600	600	2.461
Comercial	0	609	111	0	0	720
Subtotal (ha)	647	1.833	1.161	1.000	1.000	5.641

productivas sostenibles con el medio ambiente. El objetivo general de ACACPA es mejorar y fortalecer la actividad productiva de café para proporcionar un valor añadido (figura 7.5), incorporando buenas prácticas técnicas y de producción que fortalezcan la producción del área, para acceder así al mercado de

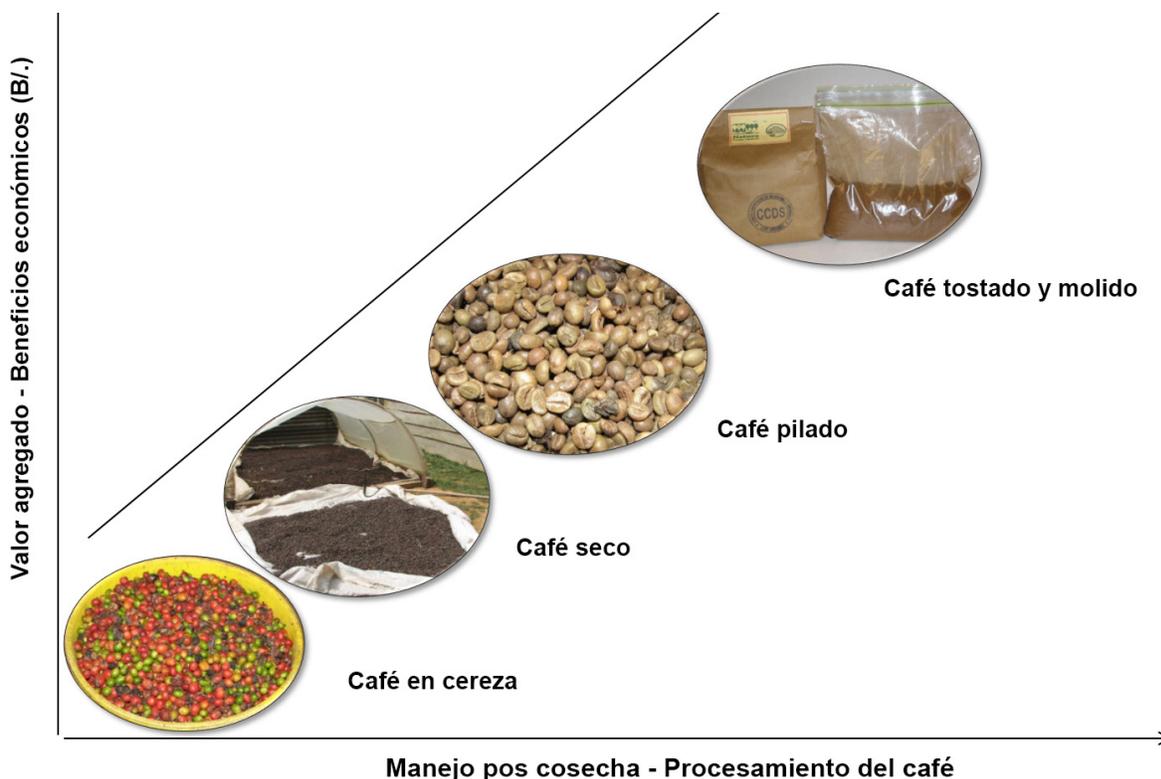


Figura 7.5 Manejo post-cosecha y valor agregado del café (PIEA) (ACP, Autoridad del Canal de Panamá)

manera sostenible, competitiva, replicable y amigable con el ambiente (ACP, 2014d). A medio y largo plazo se espera que la producción de café de estas subcuencas se convierta en una actividad agrícola rentable, donde la producción se lleve a cabo con métodos favorables a la conservación de suelos y del recurso hídrico, y los agricultores se conecten directamente al mercado nacional e internacional (ACP, 2013a).

**Modelo de programa 4:
Actividades silvopastoriles**

En este modelo de programa se promueve el manejo de los recursos naturales junto con la ganadería, de manera que se conservan y protegen los recursos hídricos y se mejora la producción (ACP, 2014c). Las actividades silvopastoriles de la ACP consisten en introducir especies forestales en los pastos y áreas de las fincas que requieran ser protegidas. Las especies forestales prestan un servicio como cerca viva, barreras corta vientos, protección a los cuerpos de agua, sombra y alimento para el ganado y contribuyen a la protección de los suelos. Como parte

del desarrollo de esta modalidad, se apoya el establecimiento de pasto mejorado, el cual mejora la nutrición de los animales y proporciona protección al suelo; se establecen parcelas de pastoreo arboladas y se reforestan las orillas de fuentes y cursos de agua. El periodo de mantenimiento de este modelo es de 1 año.

Con los sistemas silvopastoriles se han beneficiado más de 291 propietarios de fincas ganaderas con título de propiedad en fincas de 5 hasta 50 hectáreas, localizadas en las mismas comunidades que el programa de actividades agroforestales. Hasta el año fiscal 2013 se incorporaron al programa 2.461 hectáreas (tabla 7.1).

**Nuevo modelo de programa:
Vigilancia y protección del bosque**

Monitoreo de carbono y certificación

La Agencia Alemana de Cooperación Internacional (GIZ) apoya el monitoreo de la cobertura vegetal y el cálculo de las reservas de carbono de los bosques de la

CHCP (ACP, 2014a). La cuantificación del carbono secuestrado por los bosques se basa en estimaciones de crecimiento y absorción de la plantación y, en el caso de las plantaciones indicadas, el promedio de absorción es de 8,8 toneladas de CO₂ al año con un período del proyecto de 30 años.

Como parte del PIEA, la ACP ha incluido la comercialización de las Reducciones Verificadas de Emisiones (VER- *Verified Emission Reductions*) almacenadas en la vegetación mediante actividades de reforestación. Estas VERs han sido cuantificadas a través del estándar voluntario de carbono (*Voluntary Gold Standard*) y los co-beneficios sociales y ambientales de estos proyectos han sido respaldados por la certificación internacional Clima, Comunidad y Biodiversidad (CCB). Las VERs han sido registradas en el portal financiero de MARKIT (*Markit Environmental Registry*).

Pagos para proteger el bosque

En el 2014, la ACP inició un programa para proporcionar una compensación económica a los propietarios de terrenos con bosques amenazados. Estos pagos tienen la finalidad de preservar la riqueza de los servicios ecosistémicos proporcionados por el bosque incluyendo la protección del suelo, la regulación hídrica y la conservación de santuarios biológicos. El programa se centra en el concepto denominado “Incentivo por la protección y vigilancia del bosque de la Cuenca”. El proyecto se inició con el pago para la protección de 600 hectáreas de bosques localizados en las subcuencas de los ríos Ciri y Trinidad (ACP, 2014a).

Monitoreo y evaluación

El Programa de Monitoreo de la CHCP realizado a finales de 1990 fue el primer estudio completo del estado de la CHCP (mencionado anteriormente). Desde entonces, la ACP ha publicado un informe del estado ambiental de la CHCP (CICH, 2007), un informe del Agua y el Bosque en la CHCP (ACP, 2011) y está por salir otra actualización del estado de la Cuenca del 2013. Desde el 2003, la ACP ha tenido un programa de monitoreo de la calidad del agua en la CHCP (ACP, 2013b) que incluye un monitoreo

químico, biológico y microbiológico en una red permanente de 38 lugares de muestreo (ACP, 2013b). Este programa de monitoreo se construye con muestras de calidad del agua de la CHCP realizadas en los 100 años de tradición del Canal. De hecho, la división de agua de la ACP ha estado monitoreando el caudal del agua en los ríos más grandes y las condiciones meteorológicas por muchas décadas.

La continuación del monitoreo y evaluación del medioambiente es consistente con los objetivos del Plan de Desarrollo Sostenible para la CHCP del 2008 (CICH, 2008b). El Centro para la Información Ambiental de la Cuenca del CICH está designado como el centro de información de la CHCP, incluyendo publicaciones, resúmenes de informes, programas, proyectos y datos. Los mapas de cobertura han sido producidos regularmente por la ACP, siendo lo más recientes de 2008 y 2013. Además, la ACP está comprometida para el 2018 a integrar el mapa de las reservas de carbón en los bosques con sus mapas tradicionales de usos del suelo.

El monitoreo regular es complementado con un estudio hidrológico y ecológico significativo en la CHCP. Existen vinculaciones directas mediante colaboraciones entre diferentes divisiones dentro de la ACP e iniciativas de estudio a largo plazo en el STRI como las del Proyecto Agua Salud (<http://www.ctfs.si.edu/aguasalud/>), el Programa de Monitoreo Físico (http://biogeodb.stri.si.edu/physical_monitoring/) y el Programa de Reforestación Inteligente® (<http://www.stri.si.edu/smartreforestation/>). Estas colaboraciones pueden proporcionar la mejor ciencia disponible a las preguntas de la gestión de cuencas.

Lecciones aprendidas

Las lecciones aprendidas en la CHCP pueden compararse a las aprendidas en otras cuencas, pero la importancia económica (global, nacional y regionalmente) del Canal de Panamá y su dependencia de las aguas de la CHCP, indudablemente proporcionan una oportunidad de aprendizaje única en la gestión de recursos. A pesar del vínculo entre los servicios hidrológicos y la rentabilidad del Canal, el convencer a la gente sobre la importancia de la gestión de los re-

cursores naturales continúa siendo una tarea difícil de alcanzar. En los últimos 15 años, la División Ambiental del Canal de Panamá ha estado confeccionando programas ambientales, creando un espacio para este tipo de esfuerzos junto con el presupuesto necesario para cada programa en la estructura operacional del Canal.

La CHCP es una Cuenca económicamente dinámica con un contexto legal único. De esta manera, la CICH se esfuerza en promocionar el desarrollo sostenible en la CHCP mediante la combinación de acciones, iniciativas y recursos utilizados para la gestión y conservación integrada de los recursos naturales de la cuenca hidrográfica. La experiencia ha demostrado que sólo mediante el diálogo, consenso y solidaridad es posible abordar juntos las dificultades y compartir los éxitos (ACP, 2014a).

El cumplimiento efectivo de regulaciones y políticas ambientales requiere la continuación, crecimiento y fortalecimiento de la colaboración y transparencia interinstitucional en la cuenca. Un objetivo clave adicional, es la inclusión de la mejor ciencia disponible en los programas y proyectos ambientales financiados. Sólo entonces estos programas y proyectos serán capaces de lograr, exitosa y efectivamente, no sólo los objetivos de las regulaciones, políticas y planes específicos regionalmente, sino también los objetivos de leyes, regulaciones y políticas de todo el país.

FORAGUA, el Fondo Regional del Agua del sur de Ecuador

Introducción

Los fondos de agua son mecanismos financiados por el usuario para el financiamiento de la conservación, restauración y manejo de la cuenca hidrográfica, se han diseñado para garantizar la calidad del agua y para alcanzar una mayor retención de agua a través de la capacidad natural de los ecosistemas para almacenar ésta. El Fondo Regional del Agua (FORAGUA) es uno de los fondos de agua que funcionan en Ecuador.

des y el Amazonas y además, se encuentra entre las áreas más ricas y diversas del mundo, con aproximadamente 7.048 especies (José, 2001; Lozano, 2002; Mutke y Barthlott, 2005).

Alrededor de 19% del área de la región sur está bajo protección (Ministerio de Ambiente, Ecuador, 2013), en las provincias de Loja y Zamora Chinchipe se localizan dos parques nacionales. El más grande,

el Parque Nacional Podocarpus, cubre más de 146.280 hectáreas de bosques principalmente montañosos y varios miles de hectáreas de páramo (Keating, 2000). Este parque nacional es parte de la Reserva de la Biósfera Podocarpus-El Cóndor perteneciente a UNESCO, que protege y promueve el desarrollo sostenible de alrededor de 1,1 millones de hectáreas de bosques tropicales andinos en el sur de Ecuador (Barkman et al., 2013). El segundo parque nacional, Yacuri, cubre 43.091 hectáreas. Ambas áreas protegidas suministran agua a las áreas circundantes. Otras áreas protegidas

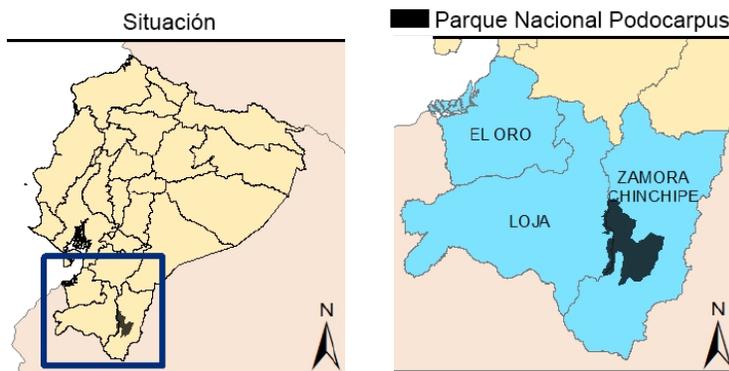


Figura 7.6 Región sur de Ecuador

FORAGUA está ubicado en la región sur de Ecuador, dentro de las provincias de El Oro, Loja y Zamora Chinchipe (figura 7.6). La región contiene áreas que pertenecen a la costa, la sierra (los Andes) y el Amazonas (oriente) y tiene, aproximadamente, un total de 27.400 km², que corresponde al 11% del país. La altitud varía de entre 0 metros en áreas costeras hasta alrededor de los 4.000 metros en la región Andina. Las cuencas hidrográficas de la región se encuentran desde los 400 metros de altitud, en las municipalidades de Pindal y Macará, hasta los 3.900 metros en la municipalidad de Loja.

El sur de Ecuador es conocido por ser uno de los lugares con una mayor diversidad biológica de los An-

son la Reserva Biológica Cerro Plateado (26.114 hectáreas) y el más pequeño es el Refugio de Vida Silvestre El Zarza (3.643 hectáreas), ambas localizadas en Zamora Chinchipe. La Reserva Ecológica Arenillas (17.083 hectáreas) se encuentra en El Oro (Ministerio de Ambiente, Ecuador, 2014).

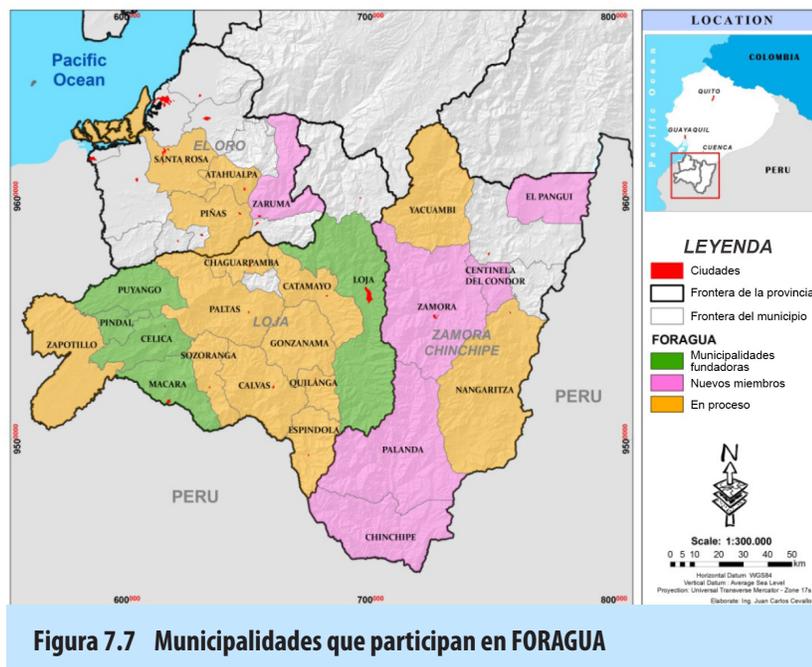
A pesar de la existencia de estas áreas de conservación, alrededor del 70% del área de la región sur está afectada por factores humanos como la deforestación para la agricultura y la recolección de leña, entre otros (Lozano, 2002). Además, se ha degradado la habilidad de los ecosistemas naturales para proporcionar servicios hídricos a las personas en áreas aguas arriba y abajo, debido a la conversión de las

áreas naturales en tierras agrícolas. La calidad del agua se considera problemática ya que existe una gran incidencia de enfermedades ocasionadas por el agua contaminada (Gordillo, 2013) y se cree que las principales causas son la ganadería y el uso de pesticidas. El estiércol del ganado puede ser una fuente de bacterias, mientras que los pesticidas usados para las cosechas, como el maíz, son por lo general tóxicos (Webber, 2009). El aclareo de los bosques para crear pastizales puede contribuir a la erosión y por consiguiente, mandar un exceso de sedimentos al agua. Además, varias ciudades del sur de Ecuador padecen de déficit hidrológico (Dorado et al., 2011), la mayoría de las municipalidades sufren de escasez en el abastecimiento de agua, la cual se agrava durante la época seca.

FORAGUA se implementó principalmente para mejorar el servicio de provisión de los servicios hidrológicos. Según Farley et al. (2011), los fondos de agua de Ecuador tienen poca información disponible sobre la relación que existe entre el uso del suelo y la producción de servicios ecosistémicos. Sin embargo, aunque los servicios hidrológicos clave (regulación de agua y retención de nutrientes y sedimentos) se basan en la supuesta relación entre los bosques y la provisión de servicios hidrológicos (en vez de en medidas reales), la investigación que existe indica que los bosques de montaña y los pastos andinos (páramos) proporcionan importantes servicios hidrológicos como la calidad de agua a través de la retención de sedimentos (Brauman et al., 2007; Célleri y Feyen, 2009) y la regulación del flujo de agua (Bruijnzeel, 2004; Roa-García et al., 2011). La conservación de la biodiversidad es también importante ya que la región andina sur es un punto clave (*hotspot*) de biodiversidad (Keese et al., 2007).

El Fondo de Agua

Con el propósito de parar la degradación de las cuencas, en el 2009 los gobiernos municipales de Loja, Celica, Macará, Puyango y Pindal, con apoyo de la ONG Naturaleza y Cultura Internacional, fundaron FORAGUA con el objetivo de conservar, proteger y restaurar los servicios ecosistémicos y la biodiversidad de los ecosistemas frágiles y amenazados en las provincias del sur de Ecuador (Loja, El Oro y Zamora Chinchipe). FORAGUA es un fideicomiso mixto, público y privado, administrado por la Corporación Financiera Nacional (CFN) y ejecutado por los municipios constituyentes con una vigencia de 80 años. Actualmente son 11 las municipalidades parte del fideicomiso, pero la meta es integrar las 39 municipalidades de la región sur (figura 7.7).



Las 11 municipalidades han declarado aproximadamente 47.798 hectáreas como reservas, de las cuales alrededor de 18.000 hectáreas se han asignado específicamente para la conservación de los recursos hídricos para el consumo humano (véase la tabla 7.2). Más de 300.000 personas son las beneficiarias, alrededor de un tercio de la población total de la región sur.

Tabla 7.2 Estatus de conservación de las cuencas en las municipalidades de FORAGUA

Municipalidades Participantes a junio de 2013	Año	Número de Cuencas	Nombre de las cuencas	Área de las cuencas (has)	% Conservado
Loja	2009	6	El Carmen, San Simón, Jipiro, Pizarros, Puritroje y Shucos	4.220	95%
Celica	2009	3	Quira, Matalanga y Quillusara	690	25%
Puyango	2009	1	Luz de America	128	21%
Pindal	2009	1	Papalango	884	6%
Macará	2009	2	Mataderos y Jurupe	3.037	11%
Zamora	2011	1	El Limón	1.019	21%
Chinchiipe	2011	2	Los Rubies y Chaupe	8.000	80%
Palanda	2012	2	SUHI, Los Molinos	1.698	-
El Pangui	2012	1	Cayamatza	2.669	-
Centinela Del Condor	2012	1	Zumbi	666	-
Zaruma	2012	2	Guando-Mirmir	1.285	-
Total		22		17.978	

Gobernanza de la cuenca hidrográfica

La gobernanza de la cuenca está consagrada en la constitución ecuatoriana. El Artículo 411 dice que *“El Estado garantizará la conservación, recuperación y manejo integral de los recursos hídricos,... Se regulará toda actividad que pueda afectar la calidad, cantidad de agua y el equilibrio de los ecosistemas, en especial en las fuentes y zonas de recarga de agua [...]”*. Con el propósito de planificación y manejo de los recursos hídricos para el consumo humano, el gobierno nacional creó la Secretaría Nacional del Agua (SENA-GUA). Además, el Artículo 264 de la Constitución y el Artículo 55 del Código de Zonificación, Autonomía y Descentralización establecen que es la autoridad de los Gobiernos Autónomos Descentralizados (GADs) Municipales “Ejercer el control sobre el uso y ocupación del suelo en su territorio”. Las autoridades municipales tienen por tanto el poder de zonificar sus propios territorios y de manejar sus cuencas. El Artículo 137 menciona que “Las competencias de prestación de servicios públicos de agua potable, en todas sus fases, las ejecutarán los GADs descentralizados municipales”.

El Fondo Regional de Agua está basado en la creación de ordenanzas municipales para la declaración de

reservas en cuencas, la protección y restauración de ecosistemas degradados y la creación de un cobro por servicios hidrológicos en cada municipalidad. La implementación de ordenanzas municipales establece la autoridad para declarar reservas municipales, según el Ministerio de Ambiente (figura 7.8). En las propiedades afectadas por la declaración del suelo como reservas municipales se ve limitado el uso de los recursos



Figura 7.8 Síntesis de procedimientos legales y de zonificación de las municipalidades

naturales. Aunque actualmente el enfoque principal es la adquisición de terrenos pertenecientes a propietarios individuales en las cuencas (véase la sección sobre Actividades de manejo de la cuenca), los individuos privados sí pueden conservar sus terrenos dentro de áreas de importancia hidrológica, aunque con restricciones. En el caso de terrenos privados, el propietario o propietarios pueden conservar su tierra si respetan las limitaciones establecidas por la ordenanza municipal y sus regulaciones (Corte Constitucional de Ecuador, 2008).

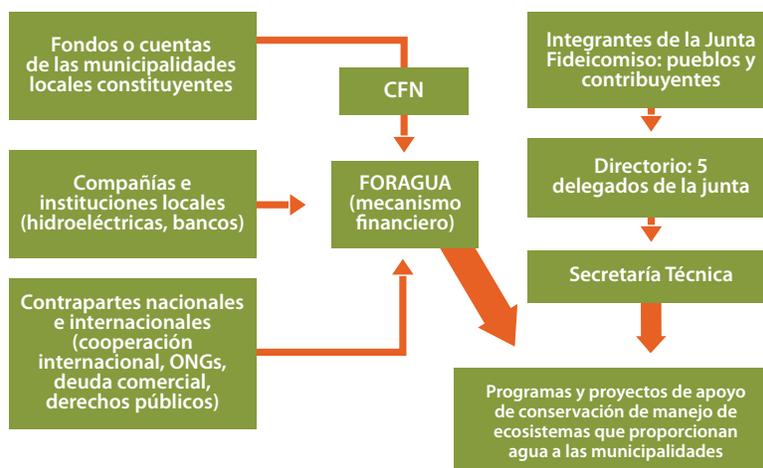


Figura 7.9 Actores interesados de FORAGUA

El fondo mismo fue creado por decreto y los participantes establecieron los mandatos que gobiernan a FORAGUA.

FORAGUA cuenta con las siguientes entidades reguladoras y de manejo: a) la Junta del Fideicomiso, la cual es la mayor autoridad del fideicomiso y está conformada por el representante legal de cada constituyente, b) el Directorio, compuesto por cinco miembros y c) la Secretaría Técnica, que proporciona apoyo y asistencia a las municipalidades y garantiza la ejecución adecuada de los programas y proyectos financiados. El Banco Central de Ecuador recibe todos los pagos y la CFN maneja el fondo (véase también la figura 7.9) (Dorado et al., 2011).

A nivel local, varios miembros también tienen Comités de Servicios Ambientales. Consisten en representantes del gobierno local, usuarios de agua, propietarios de terrenos en las cuencas y otras partes interesadas. La idea es que los comités puedan establecer las prioridades en grupo, apoyar el proceso de planificación y aportar supervisión (Kauffman y Echavarría, 2013).

Financiamiento de FORAGUA

FORAGUA es financiada mediante el cobro por servicios ambientales y fondos de donantes. El mecanismo está basado en gran medida en la voluntad de los ciudadanos a pagar una cantidad adicional en su factura del agua. Debido a que se anticipó que serían altos

los costos para implementar medidas de protección y restauración, así como para la adquisición de tierras, se creó una clasificación para los usuarios siguiendo las mismas categorías que utilizan las municipalidades (p.ej., residencial, comercial e industrial y usuarios oficiales). Para establecer las tarifas se hizo un promedio de los cobros que ya existían; recolección de basura, iluminación de la calle, etc. (véase la tabla 7.3).

La ordenanza de la municipalidad de Puyango incluye las siguientes fuentes de financiamiento:

- Cobros por servicios ambientales creados por la ordenanza municipal.
- Recursos financieros asignados por la municipalidad de Puyango mediante su presupuesto.
- Fondos obtenidos de la donación voluntaria de 25% del impuesto sobre la renta.
- Contribuciones, herencias y donativos.
- Otras fuentes (p.ej., cooperación internacional).

Además, la ordenanza establece que los fondos no podrán utilizarse para otros menesteres que no estén relacionados con la conservación de las cuencas hidrográficas o las actividades de restauración. El Artículo 14 de la ordenanza dice que *“Ninguna autoridad oficial o municipal tiene la potestad de asignar los recursos económicos para un uso diferente”* (Corte Constitucional de Ecuador, 2008).

Tabla 7.3 Tasas Ambientales de las municipalidades que constituyen FORAGUA

	Número de usuarios de agua (hogares, negocios)	Cobro ambiental (US\$)	Cantidad recolectada (US\$/año)
Loja	30.000	3-8 ¢/m ³	400.000
Celica	910	9 ¢/m ³	15.000
Puyango	1.300	11 ¢/m ³	18.000
Pindal	481	5 ¢/m ³	8.000
Macará	2.683	8-10 ¢/m ³	45.000
Zamora	11.000	1 dólar/propiedad	11.000
Chinchipec	754	2-5 ¢/m ³	4.000
Palanda	348	4-10 ¢/m ³	5.000
El Pangui	1.500	10-15 ¢/m ³	22.000
Centinela del Condor	823	4-10 ¢/m ³	12.000
ZARUMA	2.162	4-10 ¢/m ³	42.000
Total	51.961		582.000

FORAGUA es un fondo de donación (Laurans et al., 2012), lo cual quiere decir que una porción del mismo fondo (y no los intereses que genera el mismo) es lo que se utiliza para financiar las actividades de conservación en la cuenca. Los intereses generados se usan para reforzar las actividades de la Secretaría. Cada año se invierte en el fondo aproximadamente 600.000 US\$ (tabla 7.4).

Para garantizar que los fondos se utilicen solamente en actividades relacionadas para la protección de la cuenca, es el Banco Central de Ecuador el que recibe estos fondos. Debido a que los recursos financieros del fondo son de carácter público, son invertidos por el CFN. Del total de los fondos recaudados por la tasa ambiental, el 90% de las ganancias se reinvierten en las municipalidades en una cantidad proporcio-

Tabla 7.4 Total de fondos adicionales para FORAGUA obtenidos hasta la fecha

Donante	Objetivo	Cantidad (US\$)
Donaciones privadas	Establecimiento de FORAGUA	50.000
Fondo forestal Flemish	Establecimiento de la línea de base, equipo, monitoreo del agua	120.000
RARE International	Campaña de marketing social y adquisición de propiedades	30.000
Fondo forestal Flemish	Compensación por servicios ambientales	50.000
Donaciones privadas	Adquisición de propiedades	500.000
USAID	Fortalecimiento de la secretaría técnica de FORAGUA	37.000
Instituto AQUAYA	Monitoreo de la calidad del agua	35.000
Tinker	Participación de nuevas municipalidades	237.000
Gobierno de Flandes	Restauración de áreas degradadas en microcuencas	114.000
RARE	Campañas de concienciación ambiental	130.000
NCI	Apoyo a actividades de FORAGUA	120.000
Municipalidad de Loja	Conferencia internacional	30.000
Total		1.453.000

nal a la que cada municipalidad recauda y el 10% es utilizado para costear la Secretaría Técnica del fondo (figura 7.7). El mecanismo ha sido diseñado para que todas las municipalidades aporten sus recursos para el manejo de las actividades del fondo. Cada municipalidad por sí sola no podría lograr esto porque, en el caso de las más pequeñas, los recursos no serían suficientes para administrar una secretaría técnica o ejecutar grandes actividades de conservación.

Además de los fondos recaudados por la Tasa Ambiental, la Secretaría Técnica de FORAGUA tiene la obligación de administrar los recursos donados por la cooperación nacional e internacional, instituciones públicas y donaciones (tabla 7.4 y figura 7.10).

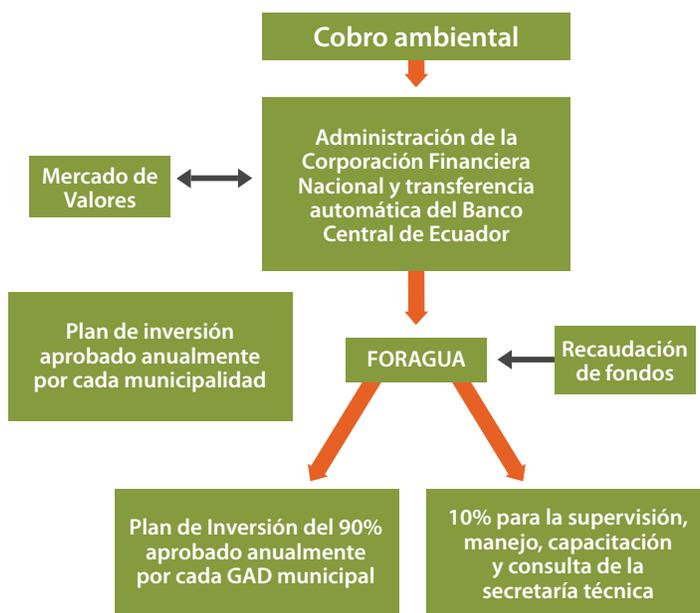


Figura 7.10 Flujo del dinero recaudado por los constituyentes de FORAGUA

Actividades de manejo de la cuenca hidrográfica

La inversión de los recursos financieros generados por el fondo sólo puede hacerse mediante la ejecución de un plan de inversión individual que cada municipalidad tiene que desarrollar. Estos planes de inversión contienen propuestas para destinar los fon-

dos y deben respetar las ordenanzas. Las propuestas de inversión son responsabilidad de las autoridades municipales del agua, como la compañía municipal de agua EMAAL-EP en Loja, y cada año deben ser aprobadas por FORAGUA y el Concejo Municipal.

El inicio de un plan de manejo es la zonificación de la municipalidad y el mapeo de áreas de importancia hidrológica. Por ejemplo, la ordenanza municipal de Chinchipe establece que son prioridad de conservación las áreas que ejercen un impacto en el ciclo del agua, debido a factores que incluyen ubicación y cobertura vegetal. Las cuencas, la recarga acuífera y los lugares que suministran agua son áreas de enfoque de gran importancia para la conservación. Esta ordenanza municipal distingue entre zonas intangibles o de protección permanente, áreas para la recuperación de la cobertura forestal y la regeneración de los ecosistemas naturales, y áreas para usos agrícolas, recreativos y otros usos sostenibles (Corte Constitucional de Ecuador, 2010).

Para medir la importancia de las áreas específicas que proporcionan servicios hidrológicos, se utiliza el número de beneficiarios servidos por cada cuenca en particular, donde el uso de mapas ha sido clave para esto. También las fotografías aéreas e imágenes satelitales han permitido identificar los usos actuales del suelo y suministrar una imagen precisa del estado de los embalses. También se ha recolectado información, como el tipo de suelo, pendiente, fertilidad, temperatura y precipitación, para determinar si el uso que se le da actualmente a la tierra es el más indicado dentro de los usos potenciales de dicho suelo (GCA, 2006). Por lo general, se cree que los ecosistemas naturales son la mejor opción de provisión de servicios ecosistémicos. Con esta información, se determinan las áreas dentro de la cuenca que están siendo objeto de sobreexplotación y las que deberían ser áreas prioritarias para ser compradas por las municipalidades a través de FORAGUA.

Antes de establecerse FORAGUA, algunas cuencas ya eran protegidas y propiedad de los gobiernos locales. Sin embargo, la mayoría de las cuencas eran de propie-

dad privada y se usaban principalmente para la ganadería extensiva (tabla 7.4). La adquisición de tierras es una de las actividades principales de los constituyentes de FORAGUA. El fondo ha adquirido aproximadamente 15.000 hectáreas de 52 propietarios de tierras.

Aunque el componente clave del plan de manejo de FORAGUA es la compra de los terrenos, en áreas de gran importancia para la provisión de servicios hidrológicos se han llevado a cabo actividades adicionales para la conservación y restauración de las cuencas. Entre estas actividades podemos mencionar el manejo y monitoreo, la recuperación de vegetación natural, la compensación por servicios ambientales, la protección de fuentes de agua, la conservación y protección de propiedad declarada como reserva, la investigación científica, la educación ambiental y otras actividades permitidas dentro de las reservas municipales. Los constituyentes de FORAGUA deben proporcionar facturas que garanticen que los fondos son sólo utilizados para actividades admisibles (Corte Constitucional de Ecuador, 2008; Kauffman y Echavarría, 2013).

Cuando se adquieren terrenos, éstos se integran en las reservas municipales para conservación. Sin embargo, como se dijo anteriormente, los propietarios de terrenos en áreas de gran importancia hidrológica también pueden decidir establecer una reserva privada de conservación, con la aprobación y regulación del Ministerio de Ambiente. Además, el gobierno ecuatoriano cuenta con un programa de pagos en tierras privadas por la conservación y restauración del bosque y páramos llamado Socio Bosque. Actualmente se desconoce si en las cuencas de FORAGUA alguno de los propietarios de terrenos participa en este programa. Un tipo de incentivos indirectos para la conservación ya implementado, es el pago a propietarios mediante contratos de arrendamiento.

Dentro de las áreas protegidas municipales, los miembros de FORAGUA llevan a cabo actividades de restauración, principalmente de reforestación con especies de árboles nativos. Las ordenanzas municipales permiten que en ciertas áreas de importancia hidrológica algunos sistemas de producción, como pastizales y maíz, sean reemplazados por otras cose-

Tabla 7.5 Área de pastos y número de propietarios de tierras privados dentro de las cuencas en el 2013

Municipalidad	Cuenca	Número de Hectáreas de Pasto	Número de Propietarios
Loja	El Carmen, San Simón, Pizarros, Puritroje, Jipiro y Shucos	No existen datos	49
Macará	Mataderos	491	51
	Jorupe	207	23
Puyango	Luz de América	36	16
Celica	Quira	98	No existen datos
	Matalanga	46	16
	Quillusara	118	51
Pindal	Papalango	247	50
Zamora	Limón	No existen datos	20
Chinchiipe	Los Rubies	300	No existen datos
	Chaupe las Minas	70	No existen datos
Zaruma	Giando-Mirmir	No existen datos	25
Palanda	SUHI, Los Molinos	No existen datos	23
Centinela del Cóndor	Zumbi	No existen datos	15
El Pangui	Cayamatza	No existen datos	No existen datos

Fuente: FORAGUA, 2014

chas que ocasionen un menor impacto ambiental y proporcionen una cobertura forestal continua, como el café de sombra y los frutos nativos (Corte Constitucional, Ecuador, 2010). Por ejemplo, en Pindal existe un proyecto para promocionar los sistemas agroforestales de café en vez de la producción intensiva de maíz. FORAGUA también financia proyectos de educación ambiental.

Para tener una idea clara del impacto de las diferentes actividades es necesario vigilar y medir sus efectos. Si no existe monitoreo, no se podrá analizar si los fondos de agua están actuando de una forma efectiva (Goldman et al., 2008). Según Farley et al. (2011), en Ecuador la mayoría de los programas que financian la provisión de los servicios ecosistémicos no realizaron un análisis ecológico de línea base. FORAGUA ha iniciado ahora un programa de monitoreo con el propósito de recolectar más información sobre las cuencas que pertenecen a las municipalidades. Este estudio de línea base incluye mapas de uso del suelo, cobertura vegetal, análisis de sistemas de agua potable (usuarios, pérdidas, pagos, subsidios, análisis de costos, cursos de agua) y tenencia de tierras. Hasta ahora, todas las cuencas han sido evaluadas en siete municipalidades y actualmente se están llevando evaluaciones en las demás.

Desafíos y lecciones aprendidas

El reto más importante para numerosas estrategias que se enfocan en la provisión de los servicios ecosistémicos es la necesidad de una mayor información sobre los usos del suelo que producirá los servicios prometidos (Farley et al., 2011). Además, la junta directiva de FORAGUA identificó los siguientes desafíos:

- La transferencia de fondos municipales a CFN es lenta.
- Las municipalidades no cumplen con las ordenanzas.
- Poco compromiso ciudadano.
- Bajas tasas de recolección por los pagos de servicios ambientales y altas tasas de impagos.
- La Secretaría carece de personal técnico.

- El presupuesto de la Secretaría es limitado.
- Algunos constituyentes no tienen voluntad política.
- No hay una estrategia de comunicación para informar a la sociedad sobre el valor del fondo y aumentar así la concienciación pública para que haya mayor apoyo y participación, especialmente durante los períodos de inestabilidad política.
- No se implementan planes de inversión.
- Heterogeneidad política y los gobiernos municipales autónomos descentralizados no son de la misma filiación política.
- No existe un vínculo con la Secretaría Nacional del Agua (SENAGUA).
- La junta directiva de FORAGUA (FORAGUA, 2013) no cuenta con representantes de los contribuyentes y de los usuarios del agua.
- El fondo no ha logrado ejercer un cambio de comportamiento entre los propietarios de terrenos.

Cuando las municipalidades pequeñas se unen, pueden crear economías de escala adecuadas para que exista un fondo de agua. La colaboración también facilita la transferencia de conocimiento y de buenas prácticas de manejo, lo cual hace posible la solidaridad entre pequeñas y grandes municipalidades e incrementa la posibilidad de solicitar ayuda financiera nacional e internacional. Además, según Kauffman y Echavarría (2013), un fideicomiso puede hacer más fácil el recibir donaciones externas porque los donantes quizás no estén dispuestos o se les prohíba proporcionar dinero directamente a entidades gubernamentales. Los fideicomisos privados proporcionan un mecanismo para superar estas dificultades y también pueden proporcionar una protección contra las prioridades cambiantes de los oficiales electos y la inestabilidad política que podría conllevar al desvío de fondos.

Fortalecimiento de las capacidades para el manejo de cuencas hidrográficas: mejora de la capacidad de manejo de las cuencas mediante sistemas agrícolas sostenibles en la península de Azuero en Panamá

Introducción

La República de Panamá es un país privilegiado en cuanto a recursos hídricos. El país cuenta con 52 cuencas hidrográficas, de las cuales 18 se encuentran en el mar Caribe y 34 en el océano Pacífico y sus ríos principales miden más de 4.000 kilómetros (Castillo, 2011). A pesar de su riqueza hídrica natural, algunas áreas del país sufren, durante varios meses al año, de falta continua de agua y de contaminación por productos agroquímicos.

La región del “Arco Seco” de la península de Azuero, situada en la provincia de los Santos en Panamá, es donde este problema es más evidente. Esta es un área con una precipitación baja y una marcada y prolongada época seca, durante la cual el nivel de agua en los acuíferos baja considerablemente y pone en riesgo el almacenamiento de agua potable del cuarto de millón de habitantes de la región (Castillo, 2011). Aquí como en el resto de Panamá, los propietarios de tierras deforestan ecosistemas naturales para dar más espacio a los sistemas de producción agrícolas y ganaderos. La ganadería tradicional normalmente se lleva a cabo en las áreas marginales, escarpadas y altas, es decir, en lugares inapropiados para la agricultura pero que abarcan áreas importantes de la cuenca donde nace el agua. Los ganaderos en Panamá talan y queman árboles para sembrar pastos exóticos y agresivos, los cuales manejan mediante quemadas anuales y aplicaciones de herbicidas en gran cantidad (Slusser et al., 2014). El impacto medioambiental de estos métodos incluye la pérdida de biodiversidad y de carbono del suelo, una disminución de la fertilidad, compactación y erosión del suelo, una reducción de la infiltración del agua y de la capacidad de regulación, así como la contaminación de la cuenca (Steinfeld et al., 2006). Un ejemplo reciente en Azuero fue la declaración de estado de emergencia porque el río

La Villa, fuente de agua potable para más de 100.000 residentes, fue contaminado con un herbicida de uso común en los campos agrícolas, lo cual ocasionó que se gastaran millones de dólares para proporcionar agua potable durante varias semanas (Ríos, 2014).

Las prácticas ganaderas sostenibles, como los sistemas silvopastoriles (SSP) que combinan árboles, arbustos forrajeros y pastos con la producción ganadera, pueden incrementar la biodiversidad y su integridad ecológica mientras complementan las prácticas ganaderas (Palmer, 2014). Los SSP pueden incrementar la diversidad de especies de arbustos y árboles mediante el establecimiento de cercas vivas y lotes de madera, la protección de las áreas ribereñas y la integración de los árboles en los pastizales, prácticas de manejo que fomentan niveles mayores de biodiversidad y conectividad entre manchas boscosas remanentes (Harvey et al., 2005; Murgueitio et al., 2011). Al incrementarse la cobertura de vegetación también se mejora la provisión y regulación de los servicios ecosistémicos. Los SSP pueden disminuir la erosión del suelo, mejorar los ciclos de nutrientes, aumentar la fertilidad del suelo, reducir la contaminación de la cuenca, mejorar el ciclo hidrológico y aumentar el secuestro de carbono, la polinización de las cosechas y el manejo de plagas, todos estos de gran importancia para los servicios ecosistémicos (Chazdon et al., 2009; Calle, Montagnini y Zuluaga, 2010; Murgueitio et al., 2011). A pesar de todos estos beneficios, en Panamá casi no hay SSP ya que los agricultores, por tradición, no tienen árboles en los pastizales puesto que compiten con los pastos por la luz. Además, los SSP no son muy conocidos por los institutos de investigación, agentes de extensión y ganaderos de Panamá (Slusser et al., 2014). Con el propósito de mejorar la falta de sistemas ganaderos

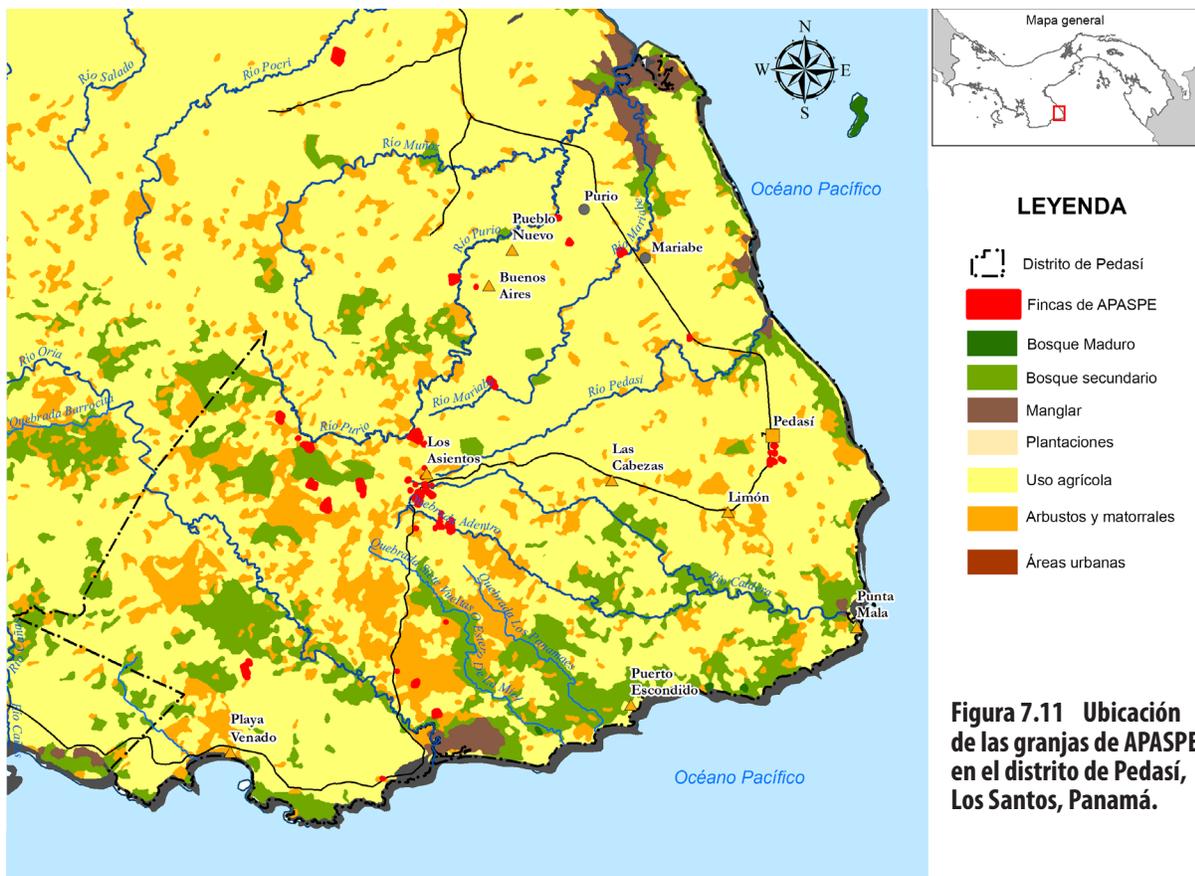


Figura 7.11 Ubicación de las granjas de APASPE en el distrito de Pedasí, Los Santos, Panamá.

sostenibles y el manejo para llegar a la toma de decisiones del uso del suelo en Panamá, la Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI – un programa de la Escuela Forestal de Yale y Estudios Ambientales (F&ES; *Forestry and Environmental Studies*) en colaboración con el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (STRI; *Smithsonian Tropical Research Institute*)) proporcionan oportunidades para el fortalecimiento de las capacidades y brindan apoyo de liderazgo a los propietarios de terrenos, agentes de extensión, autoridades locales, formuladores de políticas y líderes de negocios que toman decisiones sobre el uso del suelo en paisajes de usos múltiples, modificados por el hombre. El objetivo de ELTI es conservar la biodiversidad y restaurar los bosques tropicales utilizando estrategias adecuadas para las necesidades locales y la realidad de los propietarios de tierras. ELTI también ofrece asistencia financiera para el desarrollo profesional, la enseñanza y asistencia técnica para desarrollar e implementar proyectos locales.

Para abordar los asuntos relacionados con la degradación del suelo y el agua que afectan a los agricultores del Arco Seco en Azuero, ELTI, con la asistencia del Centro colombiano para la Investigación en sistemas sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV), puso en marcha varios cursos de campo para que los propietarios de tierras y autoridades ambientales mejoraran sus conocimientos sobre reforestación con especies nativas, agroforestería y SSP. Como resultado, varios ganaderos decidieron sembrar árboles y utilizar prácticas de conservación en sus tierras. Un grupo de ganaderos en particular, residentes de una importante cuenca conformada por cuatro de los ríos más grandes del distrito de Pedasí y que proporciona agua potable y para uso agrícola, decidieron colaborar y crear su propia asociación de carácter legal para implementar dichas prácticas. En 2009, estos agricultores formaron la Asociación de Productores Pecuarios y Agrosilvopastoriles de Pedasí (APASPE; figura 7.11) y desarrollaron una propuesta de subvención para el Programa de

Pequeñas Subvenciones (SGP, *Small Grants Program*) del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF's; *Global Environment Facility's*) para buscar apoyo para implementar SSP en sus territorios.

En 2010, APASPE recibió fondos para implementar las primeras granjas demostrativas de SSP y la restauración de la cuenca en la región. Los miembros de APASPE han logrado varios éxitos, incluyendo obtener fondos para una segunda fase (2014-16) para restaurar los bosques en las áreas de la cuenca. Aunque los efectos en la cuenca derivados de los esfuerzos de APASPE no han sido cuantificados científicamente, su principal éxito (la reforestación de 10 km de áreas ribereñas con más de 10.000 árboles de 25 especies nativas diferentes y el establecimiento de 40 hectáreas de SSP), ha inspirado a otros propietarios a explorar también los beneficios que SSP otorga en materia de producción y conservación. Para avanzar hacia dicha meta, los miembros de APASPE han recibido a más de 700 visitantes locales e internacionales en sus granjas modelo y actualmente son co-facilitadores de los cursos de capacitación de ELTI y transmiten el aprendizaje de agricultor a agricultor. Con el fin de compartir sus experiencias y repetir su éxito, APASPE ha ayudado a dos cooperativas a preparar propuestas para solicitar financiamiento para una agricultura sostenible y también ha compartido sus experiencias con más de 30 foros públicos. Con apoyo constante, estos esfuerzos podrían llevar a muchos propietarios de tierras a trabajar juntos para conservar y restaurar las cuencas de paisajes ganaderos (Slusser et al., 2014).

Gestión de cuencas hidrográficas mediante pagos por servicios hidrológicos: experiencia de México en el centro de Veracruz

Introducción

Un método que ha ganado popularidad en los últimos años para manejar las cuencas son los programas de “Pagos por Servicios Ambientales Hidrológicos” (PSAH) y consiste en dar una compensación a los propietarios de terrenos aguas arriba por conservar los bosques o por tomar medidas que protejan los recursos hídricos que benefician a los consumidores aguas abajo. El programa de

PSAH de México, activo desde el 2003, es uno de los programas de PSAH de mayor duración del mundo y es por ello, un excelente caso para poder entender tanto los beneficios como los desafíos de este instrumento político de promoción de la sostenibilidad de la gestión de la cuenca. Además de este programa nacional, México tiene experiencia con otros tipos de pagos incluyendo otros programas de pagos múltiples

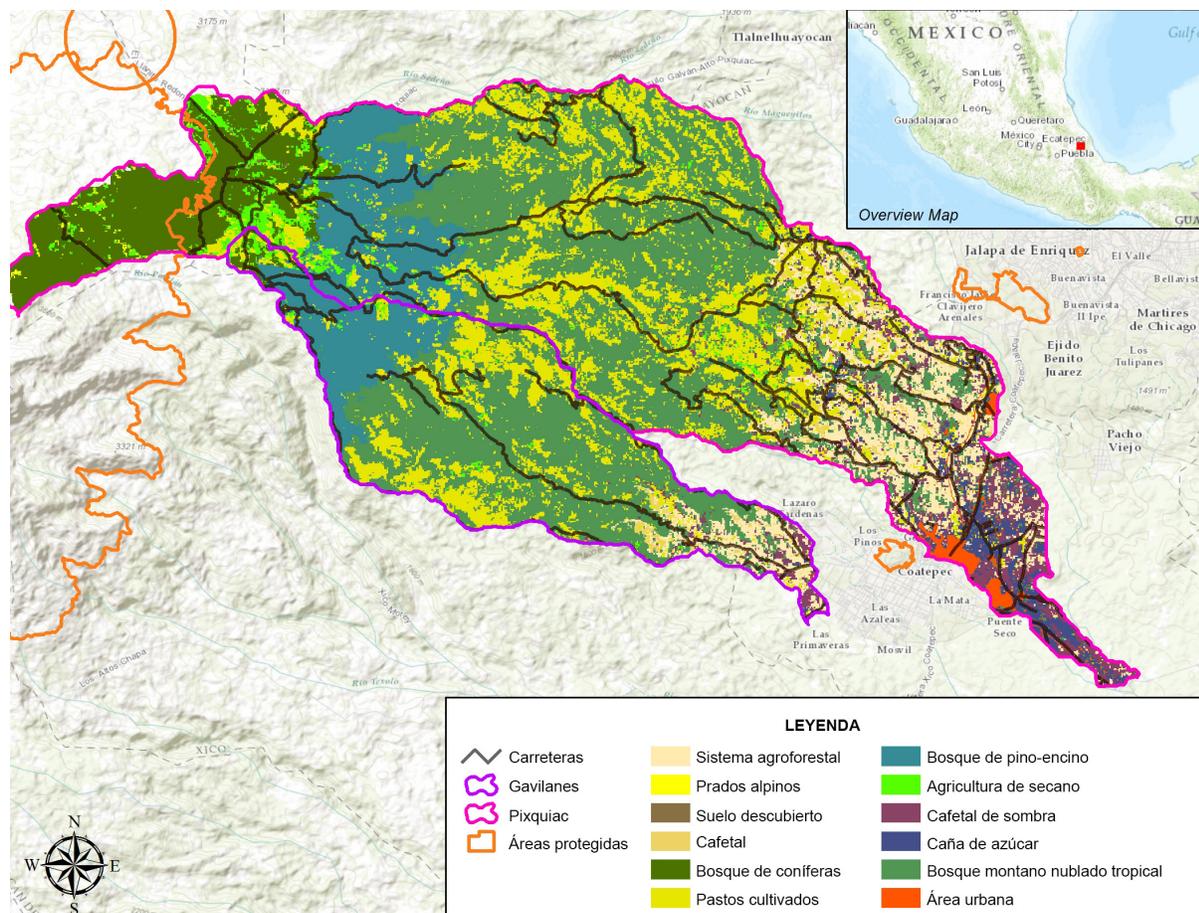


Figura 7.12 Cobertura vegetal en las cuencas hidrográficas de Los Gavilanes y Pixquiatic en la región montañosa del centro de Veracruz, México

(más de 70 en todo México), los cuales se han hecho realidad gracias al apoyo de los gobiernos locales municipales y estatales y de organizaciones locales no gubernamentales. Todas estas experiencias sirven para analizar y comparar diferentes métodos y aprender qué es lo que funciona y qué no, por lo que son una información valiosa para otros programas PSAH del mundo.

Este análisis se enfoca en dos cuencas en la región montañosa del centro de Veracruz: Los Gavilanes (~3.680 ha) y Pixquiatic (~10.727 ha; figura 7.12). Esta región es un caso ideal, por diferentes motivos, para estudiar el potencial de usar un PSAH como instrumento político para el manejo de la cuenca. Aunque el estado de Veracruz ocupa sólo el 3,6% del territorio de México, se le considera el tercer estado con mayor biodiversidad y sus ríos cuentan con un 33% del agua que fluye sobre la superficie del país. Sin embargo, Veracruz es el primer estado del país que ha perdido la mayor cantidad de vegetación natural debido a una historia larga de tala de los bosques a favor de la expansión de la agricultura, lo que también ha ocasionado la pérdida de valiosos servicios ecosistémicos. Sólo el 4% de la vegetación natural no ha sido perturbada y la mayoría de sus especies están amenazadas. Aproximadamente el 40% del área está afectada por una elevada tasa de erosión y los ciclos de inundaciones y sequías son incluso más severos. Por todos estos problemas, se han desarrollado numerosos programas de PSAH en el estado, con la participación de los tres niveles de gobierno y del sector privado. Estos programas incluyen fondos aportados localmente de las municipalidades de Coatepec, “Fideicomiso Público para la Promoción, Preservación y Pago por Servicios Ambientales Forestales” (FIDECOAGUA; el primer programa de PSAH establecido en México en el 2002) y Xalapa, “Programa para la Compensación de Servicios Ambientales y Desarrollo Rural Integrado” (PROSAPIX; establecido en el 2006), así como un programa de PSAH federal operado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) desde el 2003. Además, la Secretaría Ambiental Estatal en Veracruz planea promover algunos programas de PSAH a través del Fondo Ambiental de Veracruz, creado recientemente. Dada la aparición de numerosos actores y programas, la región central del estado de Veracruz es considerada como un laboratorio donde se generan y prueban los programas de PSAH.

Las dos cuencas a estudio proporcionan la mayor cantidad de agua a dos grandes poblaciones: Coatepec (población de 53.621; recibe el 90% de su agua del río Gavilanes) y Xalapa (población de 424.755; recibe el 40% del río Pixquiatic). En el área, la elevación va desde aproximadamente 1.000 a 3.000 metros sobre el nivel del mar, el clima es templado-húmedo con unas temperaturas promedio de 12 a 18° C y la precipitación anual es de 2.000 a 3.000 mm (García, 1988). Estas cuencas están localizadas en la parte más alta de la cabecera de la extensa cuenca del río Antigua (figura 7.12).

En estas cuencas, la vegetación original dominante era el bosque montano nublado (también llamado nuboso, de niebla o específicamente en México denominado mesófilo) tropical, con bosques mixtos de pino-encino en las partes más elevadas por encima del bosque nublado (Rzedowski, 1978). Sin embargo, más del 64% del área ha sido deforestada y convertida a otros usos, principalmente para el pastoreo extensivo del ganado (22%), pero también para plantaciones de café de sombra (18%), agricultura (11%) y caña de azúcar (5%; Muñoz-Villers y López-Blanco, 2008). En la cuenca Gavilanes, Coatepec ha establecido una reserva municipal, “La Cortadura”, para proteger aproximadamente 100 ha de bosque montano nublado. Sin embargo, una serie de iniciativas de reforestación apoyadas por el gobierno han utilizado principalmente la especie *Pinus patula*, nativa de las zonas más elevadas de los bosques pino-encino, en pastizales abandonados y tierras de labranza, incluyendo los que se ubican en áreas que antes estaban pobladas con bosques nublados. Y, aunque el objetivo de esta iniciativa de reforestación era proteger la provisión y calidad del abastecimiento de agua en la región, algunos grupos locales han protestado sobre el desplazamiento de las especies nativas.

Provisión de los servicios ecosistémicos: tendencias actuales y futuras

Los servicios ecosistémicos proporcionados por el bosque, particularmente los bosques montanos nublados tropicales, dentro de las cuencas de

Pixquiatic y Gavilanes se describen abajo según los cuatro tipos de servicios ampliamente reconocidos: de apoyo, reguladores, de provisión y culturales (MEA, 2003).

Servicios de apoyo

Los bosques montaños tropicales nublado aunque sólo representan aproximadamente el 1,4% de los bosques tropicales del mundo, albergan un nivel excepcionalmente alto de diversidad de especies y endemismos (Doumenge et al., 1995; Aldrich et al., 2000). En México, estos bosques ocupan menos del 1% del área, pero son el hogar de entre el 10 y 12% de todas las especies de plantas del país (Ramamoorthy et al., 1993). Sin embargo, durante las últimas décadas más de la mitad de estos bosques han sido transformados a otros usos (Challenger y Caballero, 1998). La cuenca del río Antigua en Veracruz, donde se ubican las cuencas hidrográficas de Pixquiatic y Gavilanes, ha sido declarada como zona de gran importancia por los servicios que proporciona, biodiversidad e hídricos, debido en gran parte a la fuerte presión sobre los fragmentos del bosque nublado que quedan (Arriaga et al., 2000; Cotler, 2011). Un servicio de apoyo muy importante que prestan estos bosques en esta área, debido a su elevado grado de diversidad y complejidad estructural, es el mantenimiento de los procesos del ciclo de nutrientes y la estabilización de los suelos con pendientes pronunciadas, lo cual contribuye a la provisión de otros servicios ecosistémicos. La conversión de los bosques nublados y los cafetales de sombra asociados a otros usos del suelo más intensivos han contribuido a la disminución de la biodiversidad total en la región.

Servicios de regulación

Por lo general, se considera que los bosques nublados son muy importantes como “productores de agua”, porque pueden capturar grandes cantidades de agua adicionales por la intercepción del agua de la nube por el dosel (llamado “goteo de niebla” o “precipitación horizontal”) y tener una baja pérdida de evapotranspiración (Bruijnzeel et al., 2011 y referencias dentro). Además de potencialmente contar con más agua, los bosques nublados pueden también ayudar a regular los caudales de agua porque permiten la infiltración y el almacenamiento de agua en el suelo y en acuíferos,

lo que garantiza que haya un flujo durante la época seca y minimiza los caudales máximos durante los eventos de elevada precipitación (Bruijnzeel, 1989). Finalmente, debido a que estos bosques se localizan, por lo general, en pendientes elevadas son importantes para estabilizar el suelo y reducir la erosión. Se descubrió que en los pastos que antes fueron bosques nublados se incrementaron los caudales máximos y se produjo una reducción del caudal base durante la época seca (Muñoz-Villers y McDonnell, 2013). Además del cambio en el uso del suelo, el cambio climático podría estar afectando la hidrología y el clima de los bosques nublados, incluyendo un aumento del nivel de condensación de las nubes y una reducción potencial de la frecuencia y duración de la niebla en áreas bajas. Otros servicios de regulación importantes que proporcionan estos bosques son el secuestro y almacenamiento de carbono y su influencia en el clima regional. Asimismo, también se ha observado que los elevados niveles de biodiversidad en los bosques nublados contribuyen al control de plagas y enfermedades que atacan a los cafetales y otras cosechas agrícolas (Soto-Pinto et al., 2002).

Servicios de provisión

Un servicio de provisión de gran importancia, que la cabecera de los bosques nublados aportan a las cuencas de Gavilanes y Pixquiatic, es que mantienen un abastecimiento fiable de agua de calidad para las tierras bajas, especialmente para los principales centros urbanos de Xalapa y Coatepec (véanse detalles, arriba). Por ejemplo, Mokondoko-Delgadillo (2012) estudió diez cuencas en el centro de Veracruz y pudo demostrar que existen unas fuertes relaciones entre la cobertura vegetal en las zonas de los ríos, la calidad del agua (concentración de *E. coli*) y las enfermedades estomacales e intestinales en las comunidades cercanas. Un estimado conservador del valor de estos servicios ecosistémicos del bosque ribereño en mantener una calidad del agua fue de 90\$/ha/año, una cantidad muy similar a los PSAH en ese momento. Además, el agua de los arroyos y ríos que se origina de los bosques nublados es importante para la producción agrícola local (p.ej., patatas, caña de azúcar, vegetales, café, árboles frutales) y las piscifactorías locales (granjas de truchas) (CNA, 1998; Muñoz-Villers y López, 2008). Finalmente, los bosques nublados proporcionan numerosos productos

maderables y no-maderables que los habitantes locales aprovechan, incluyendo la leña, madera para construcción, orquídeas, palmeras, vida silvestre y plantas medicinales.

Servicios culturales

Los bosques nublados de Veracruz son ampliamente reconocidos por sus importantes servicios culturales, como se refleja en la designación de la región como parte de la “Ruta de Los Pueblos Mágicos”. Esta ruta consiste en una serie de pequeños pueblos (incluyendo Coatepec) en las montañas altas de la cuenca Antigua y es un programa establecido por la Secretaría de Turismo de México, en donde la sostenibilidad, la historia cultural y las tradiciones son criterios importantes en la evaluación y selección de los pueblos participantes (http://www.sectur.gob.mx/es/sectur/sect_Pueblos_Magicos). Es importante hacer notar que los valores culturales importantes de esta región surgen de una atmósfera mística creada por la niebla inmersa en los bosques nublados y sus abundantes musgos y plantas epífitas. Otros servicios culturales importantes que prestan estos bosques son las actividades recreativas como el “rafting”, caminatas, observación de vida silvestre y demás actividades al aire libre y experiencias con la naturaleza.

Dimensiones socioeconómicas

Tanto Coatepec como Xalapa tienen elevadas tasas de crecimiento poblacional y expansión urbanística (INEGI). Los ingresos de Coatepec dependen en gran medida del turismo y de la producción agrícola (café); mientras Xalapa es la capital de Veracruz y por ello, es donde se encuentran numerosas oficinas de gobierno, universidades y un sector de turismo activo (véase para más detalle: <http://www.veracruz.gob.mx/finanzas/informacion-socioeconomica-por-municipio/cuadernillos-municipales/>).

Gobernanza de cuencas

Los programas de PSAH en México han estado operando durante más de diez años y han utilizado diferentes métodos para financiar y manejar los

pagos por servicios hidrológicos. FIDECOAGUA se estableció como un fideicomiso público administrado por las autoridades municipales de Coatepec, con unos pagos fijos de los usuarios locales del agua. En el 2003, CONAFOR estableció el Fondo Forestal Mexicano como fideicomiso similar para administrar el 2,5% de todos los pagos por concesiones de agua en el país e invirtió los fondos en áreas adecuadas para tener un programa PSAH. Estos fideicomisos han sido de gran importancia para la aceptación de los programas PSAH en México, ya que incrementan la transparencia y proporcionan continuidad en los pagos aunque haya cambios en las oficinas de gobierno. Este último programa ha sido modificado y expandido en varias ocasiones, la más importante de ellas es la creación de un programa de fondos equiparados en el 2008, que permite que se formen sociedades locales y desde entonces hasta hoy en día, ha promovido el establecimiento de más de 70 programas de PSAH locales. Una de estas asociaciones resultó en la creación de PROSAPIX, que es una colaboración entre CONAFOR, el gobierno del estado de Veracruz, la municipalidad de Xalapa y una ONG local (SENDAS). Uno de los mayores retos a los que se enfrentan estos programas es garantizar un fondo coherente y continuo, en parte debido a la falta de unas estructuras formales para el manejo de los fondos del programa y el cambio frecuente de los oficiales públicos, lo cual significa el cambio de prioridades y formas en que se manejan los recursos hídricos.

Diseño del plan de manejo de cuencas hidrográficas

En esta sección se proporciona una breve explicación de la estructura, historia e impactos de cada uno de los programas de PSAH antes mencionados: FIDECOAGUA, CONAFOR y PROSAPIX.

COATEPEC: FIDECOAGUA (Fideicomiso Coatepecano para el Pago de Servicios Ambientales Hidrológicos)

La municipalidad de Coatepec estableció el primer programa de PSAH de México en 1998, tras una sequía que ocasionó, por primera vez en la historia, restricciones y escasez de agua potable para los

residentes. En respuesta a esta crisis, y tras darse cuenta de que había problemas debido a la escasez de agua y a la deforestación, la municipalidad creó una reserva comunitaria de 100 ha llamada “La Cortadura”, cuya región superior de la cuenca está dominada por vegetación intacta del bosque nublado. En noviembre de 2002, se creó el fideicomiso público FIDECOAGUA con el objetivo de promover la protección de los bosques y suministros de agua en la cuenca de Los Gavilanes mediante un programa de pago por servicios hidrológicos (Saldaña Herrera, 2013). FIDECOAGUA tiene la ventaja de que los límites municipales de Coatepec corresponden en gran parte a los límites de la cuenca de Los Gavilanes, lo cual facilitó enormemente la inversión de fondos para beneficiar directamente a los habitantes de la municipalidad.

FIDECOAGUA está compuesta por este fideicomiso, un comité técnico y un equipo de operación. El comité técnico desarrolla planes de trabajo y decide cómo se distribuirán los recursos, este comité consta del presidente municipal, el director del operador local de agua (CMAS) y los actores interesados notorios de la región. El equipo operativo está compuesto por un director, un administrador y un asistente, todos ellos reciben apoyo y capacitación técnica de CONAFOR para el monitoreo del cumplimiento en las parcelas que reciben pagos (Fuentes-Pangtay, 2008).

Aunque inicialmente fue creado como fideicomiso autónomo, en la práctica, el gobierno municipal mantiene un poder considerable sobre la administración de FIDECOAGUA, dado que nombra tanto al presidente y secretario del comité técnico como al director del equipo operativo. El gobierno municipal también administra los fondos obtenidos de los usuarios de agua en la ciudad, quienes pagan entre 1 y 2 pesos al mes por el agua para uso doméstico o del sector privado. En el 2008, un total de 668 hectáreas se incluyeron en el programa, de las cuales 135 fueron pagadas mediante una combinación del programa de PSAH de CONAFOR y FIDECOAGUA. En el 2008 FIDECOAGUA estableció un convenio con el nuevo “programa de Fondos Concurrentes” de CONAFOR, el cual duplicó los pagos para proveedores de agua de la región. Más recientemente, los ciudadanos locales y compañías, incluyendo Coca-Cola y Nestlé, apoyaron en el 2012 el programa “adopta una hectárea”. Este

programa pudo duplicar el área que recibía pagos (800 ha) hasta más de 1.600 ha entre 2011 y 2012, donde la mayoría de participantes eran cafetales de sombra en la parte inferior de la cuenca. Además de los pagos realizados directamente a los propietarios de terrenos aguas arriba, FIDECOAGUA también usa un mecanismo que otorga becas educativas (1.200 pesos/año) a los hijos de los propietarios que participan en el programa.

A pesar de su crecimiento y de ser manejada como un fideicomiso, en el 2007 ocurrió una interrupción importante en la operación de FIDECOAGUA. Un nuevo presidente municipal que no estaba convencido de la importancia del programa, decidió entregar los recursos financieros y los bienes físicos del programa a otras oficinas o entidades del gobierno municipal. Esta experiencia demostró la vulnerabilidad de FIDECOAGUA a los cambios de intereses políticos y económicos dentro del gobierno local, el cual es el principal responsable de los procesos de toma de decisiones que afectan a su operación. También se puede observar los riesgos de enfoque en los proveedores vs. los consumidores de agua sin crear un grupo de apoyo que defienda el programa durante los cambios en la administración.

CONAFOR – PSAH (Pagos por Servicios Ambientales Hidrológicos) y programa local de Fondos Concurrente

El programa nacional de PSAH de CONAFOR fue creado en el 2003 como parte de las modificaciones del Artículo 223 de la Ley de Derechos Federales, la cual estableció una fuente permanente de fondos (15,4 millones \$/año) para dar apoyo al programa de PSAH transfiriendo a CONAFOR el 2,5% de las concesiones de impuestos cobradas a los usuarios de agua a nivel nacional por la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA). El Fondo Forestal Mexicano (FFM) fue creado para ser la entidad administradora de fondos recibidos y hacer posible la distribución de los mismos a los propietarios de terrenos inscritos en el PSAH durante un período de 5 años. Con base en información científica y en el consejo de expertos, se tomó la decisión de pagar una mayor cantidad (30,8 \$ ha/año) a los terrenos que dieran apoyo al bosque nublado y una cantidad algo menor (23,1 \$ ha/año) a todos los demás tipos de bosque (Muñoz-Piña

et al., 2008). Inicialmente, los requerimientos para inscribirse en el PSAH eran relativamente simples (i) un mínimo de 80% de cobertura forestal, (ii) documentación de tenencia legal del terreno, (iii) ubicación cercana a fuentes de agua sobre-explotadas, (iv) proximidad a los centros poblacionales con más de 5.000 habitantes, (v) sin extracción activa de madera comercial a menos que se haya certificado y, (vi) una superficie total de 50 ha a 4.000 ha.

Sin embargo, en el 2004 se desarrolló un enfoque más específico que estableció criterios más detallados de elegibilidad con la finalidad de considerar diferentes prioridades del programa, no solamente los servicios hidrológicos sino también otros servicios ecosistémicos (p.ej., biodiversidad, carbono) y la reconversión y mejora de los sistemas agroforestales. Entre 2005 y 2008 se incorporaron otros criterios y modificaciones como la reducción del mínimo de cobertura del bosque al 80%, localización dentro o cerca de un área nacional protegida o dentro de las 60 regiones montañosas identificadas por CONAFOR, nivel de riesgo de deforestación y zonas con escasa agua superficial. También fueron gradualmente introducidos criterios socioeconómicos tales como el grado de marginalización del área, la presencia de poblaciones indígenas, consideraciones de género y la existencia de un contrato con un comprador de servicios ecosistémicos. Estos nuevos elementos sociales reflejan los intereses políticos y las presiones para abordar los problemas de mitigación de pobreza, igualdad y justicia social. Por lo tanto, es un movimiento alejado de los PSAH básicos basados solamente en criterios técnicos (p.ej., cobertura boscosa y su relación con los servicios hidrológicos) y objetivos económicos (p.ej., creación de mercados) que pueden ocasionar que el programa no sea eficiente en el futuro (Muñoz-Piña et al., 2011).

Una vez al año se abre la convocatoria para nuevas solicitudes y, una vez recibidas, se revisan y evalúan según los criterios de idoneidad y prioridades del programa de PSAH. Los propietarios invitados a participar en el programa deben firmar un convenio para conservar el área designada de bosque e implementar las mejores prácticas de manejo en el terreno. Para facilitar el monitoreo (véase abajo) e incrementar la eficiencia del programa, el área de terreno mínima para participar es de 250 hectáreas y cada hectárea

debe tener por lo menos el 80% de cobertura boscosa. Por consiguiente, la coordinación entre los vecinos o entre la comunidad entera es, por lo general, necesaria para que la solicitud tenga éxito, especialmente en áreas como Veracruz donde la mayoría de los propietarios poseen terrenos pequeños (Manson et al., 2013).

En el 2008, CONAFOR amplió el programa para incluir un programa de promoción de mecanismos locales de PSAH llamado “Fondos Concurrentes”. La creación de este mecanismo se debió en gran parte a la respuesta de las preocupaciones sobre la falta de contribuciones locales a los fondos PSAH y de participación de los propietarios, quizás por el enfoque descendente (“de arriba abajo”) del programa original de PSAH, además de la preocupación sobre la financiación a largo tiempo, dado que es poco probable que las fuentes que dan fondos hoy en día puedan ser convencidas para incrementar sus contribuciones al programa. El objetivo de este programa es involucrar directamente a los usuarios locales de los servicios hidrológicos y ecosistémicos, convirtiéndolos de esta manera en corresponsables de mantener los beneficios del ecosistema y promover más actividades sostenibles del uso del suelo. Además se contaba con la previsión de que este método motivaría a los usuarios de los servicios hidrológicos, incluyendo a las compañías privadas, a establecer acuerdos contractuales con los proveedores de servicios para incrementar los fondos locales que dan apoyo al programa de PSAH (Saldaña-Herrera, 2013).

El programa original de PSAH de CONAFOR proporcionaba pagos a los propietarios de terrenos a cambio de conservación (p.ej., no usar). Parte de la visión y motivación de establecer el “programa concurrente” fue el deseo de involucrar a los propietarios en el desarrollo e implementación de las mejores prácticas para la conservación del bosque y del manejo del uso de suelo. Otro objetivo importante del programa concurrente fue incrementar la flexibilidad de los operadores del programa para incluir actividades de restauración y monitoreo y establecer pagos más atractivos del área. Sin embargo, no es fácil pasar de un método pasivo a uno activo, porque requieren de unos cambios en cuanto a lo que los propietarios creen y esperan al participar en el programa y disfrutar de sus beneficios.

XALAPA: PROSAPIX (Programa de Compensación por Servicios Ambientales y Desarrollo Rural Integral del Pixquiac)

El apoyo para el programa de PSAH en la cuenca de Pixquiac (llamado “PROSAPIX”) vino inicialmente del gobierno municipal de Xalapa en el 2006 como una forma para justificar parcialmente el incremento del 30% de las tasas por el uso de agua. Este incremento fue necesario para que el sistema de tratamiento y distribución de agua de las ciudades funcionara adecuadamente. Una ONG local, SENDAS, se había establecido recientemente en el área para promover el manejo integrado de las cuencas, junto con las relaciones regionales e intercomunitarias necesarias para desarrollar los mecanismos técnicos, organizativos y financieros del manejo sostenible de los recursos naturales. Así, SENDAS fue seleccionada por el gobierno de Xalapa para gestionar el programa PROSAPIX. Con el fin de empoderar a los actores locales, SENDAS ayudó a crear el Comité de Cuenca del Río Pixquiac (COCUPIX) para supervisar el programa PROSAPIX. Este comité está compuesto por representantes de las comunidades que proveen y usan los servicios ecosistémicos dentro de la cuenca, y por varias universidades, agencias estatales y federales, ejidos y ONGs. En 2008, COCUPIX nombró a SENDAS como el proveedor de servicio técnico responsable de administrar el programa PROSAPIX y se llevaron a cabo estudios ambientales y sociales de la cuenca para identificar las áreas prioritarias para PSAH y asistencia técnica asociada.

Durante los años siguientes, el programa PROSAPIX fue apoyado por una mezcla de varias fuentes de financiamiento estatal y local en conjunto con CONAFOR (iniciando en 2008, cuando se estableció el programa de fondos concurrentes, véase más detalles abajo). Es importante saber que, en el 2008, los oficiales de gobierno de la ciudad de Xalapa recién electos retiraron fondos de PROSAPIX debido a la falta de convicción en la efectividad del programa de los tomadores de decisiones y los usuarios locales de agua. Como en el caso de FIDECOAGUA, el principal propósito de SENDAS ha sido trabajar directamente con los proveedores de agua (propietarios aguas arriba) con un menor énfasis en cuanto a los usuarios aguas abajo, lo que puede haber contribuido a la falta de una voluntad política de

continuar financiando el programa. En términos generales, el programa PROSAPIX se ha enfrentado a una gran cantidad de problemas, tanto irregulares como impredecibles, para obtener fondos lo cual refleja la falta de una estructura legal clara o un fideicomiso para administrar los pagos y no ver limitado su crecimiento.

Además de proporcionar pagos a los propietarios por conservar sus terrenos intactos (1.000\$/ha), PROSAPIX también provee asistencia técnica y financiera a actividades de restauración y prácticas sostenibles del uso del suelo. La metodología de PROSAPIX para implementar el programa está basada en una serie de pasos que pretenden fomentar una nueva relación entre la cuenca y los propietarios para evitar la cultura de subsidio que se ha dado en otros programas de PSAH en México. En el primer año, el propietario lleva a cabo actividades de reforestación o conservación del bosque. Durante el segundo año, se desarrolla e implementa un proyecto de producción sostenible con propietarios interesados con el objetivo de lograr un sistema de producción sostenible a largo plazo que sea compatible con la protección de la cuenca dentro de un período de cinco años. Después de los tres primeros años de estar funcionando, PROSAPIX logró la reforestación de 132 ha con especies forestales nativas, la conservación de 114 ha de bosque nublado intacto, la creación de dos viveros comunitarios para especies nativas de árboles y la participación de 57 propietarios en actividades de uso del suelo sostenibles.

La ciencia tras el plan de gestión

Los bosques nublados juegan un papel importante en proporcionar a la sociedad servicios ecosistémicos significativos de regulación, apoyo, culturales y provisión. Estos servicios son los que han motivado el diseño y puesta en marcha de los programas de PSAH en las regiones del bosque nublado de todo el mundo. Este es el caso particular de los servicios hidrológicos, los bosques nublados son importantes “productores de agua” y, consecuentemente, el enfoque de conservación como parte de los programas PSAH. Sin embargo, muy pocos estudios han logrado demostrar concluyentemente las contribuciones de los bosques nublados a la escorrentía, especial-

mente durante la época seca, cuando es de mayor importancia abastecer las poblaciones más bajas. Además, normalmente no se realizan monitoreos ni evaluaciones de los efectos de los programas de PSAH en la cantidad y calidad del agua en el tiempo, ya que la mayoría de las evaluaciones se centran en determinar la cobertura vegetal y asumen que existe una relación positiva entre ésta y los servicios hidrológicos (Brouwer et al., 2011). En particular, debido a que los bosques de gran estatura utilizan lógicamente más agua (p.ej., tienen tasas de transpiración más altas) que las especies que los reemplazan tras la deforestación - pastos de estatura baja y cosechas agrícolas - (Zhang et al., 2004), frecuentemente el rendimiento hídrico es menor en cuencas dominadas por bosques. Sin embargo, los bosques nublados pueden dar un aporte adicional de agua debido a la frecuente acción de las nubes y, en consecuencia, la combinación de la intercepción de la niebla por las copas altas y unas tasas bajas de evapotranspiración, pueden predecir que la producción hídrica de estos bosques será mayor que cuando se trata de una vegetación de menor estatura. Los bosques nublados muestran una alta variabilidad en cuanto a la cantidad y frecuencia de los efectos de las nubes y es por ello crucial el tomar medidas en campo para determinar de qué forma influyen estos bosques en el equilibrio hídrico y las dinámicas de los cursos de agua en un lugar en particular y evaluar su contribución a los servicios hidrológicos. Además, aunque la producción hídrica total (anual) sea menor cuando existen bosques (incluyendo algunos bosques nublados), el objetivo primordial de los servicios hidrológicos es normalmente la cantidad de *escorrentía durante la época seca*, ya que la disponibilidad hídrica en las regiones bajas es normalmente más importante durante los meses secos que durante los lluviosos. Dado que los bosques tienen unas tasas altas de infiltración de recarga de suelos y aguas subterráneas, son generalmente capaces de continuar proporcionando agua a los cauces durante períodos de tiempo más largos (es decir, dentro de la época seca) comparados con los pastos y cosechas agrícolas, en los cuales hay una menor infiltración, una mayor escorrentía y por consiguiente, mayores caudales máximos durante la época húmeda y menores caudales base durante la época seca. Por esto las evaluaciones de campo sobre el impacto que ocasionan los bosques nublados y la conversión del uso del suelo en los servicios hidrológicos deberán

incluir evaluaciones específicas de un lugar sobre la *distribución de la escorrentía* durante todo el año, como también a lo largo de varios años, para determinar el impacto de los caudales en la época seca.

Como parte de nuestro estudio del bosque nublado en Veracruz, se evaluaron el balance hídrico y las dinámicas de escorrentía en tres tipos de cobertura de suelo de este bosque de la región Xalapa-Coatepec: bosque nublado maduro, bosque nublado de 17 años de regeneración natural y un pasto degradado. También se evaluó el balance hídrico de una plantación de pino joven (10 años) y otra antigua (30 años). Los resultados mostraron que la cantidad adicional de aporte de agua debido a la intercepción del agua de niebla por el dosel fue menos del 2% de la precipitación anual (o 640 mm; Holwerda et al., 2010), lo cual es mucho menor comparado con otros bosques nublados del mundo, donde las tasas de intercepción del dosel pueden llegar hasta el 75% y a más de 1.280 mm (Bruijnzeel et al., 2011 y referencias). Además, la evapotranspiración estimada para este sitio (1.400 mm/año; Muñoz-Villers et al., 2012) fue mayor que la mayoría de los otros lugares con bosques de niebla. Estos resultados combinados, sugieren que la producción hídrica sería probablemente menor en un bosque nublado comparado con otros tipos de cobertura vegetal de menor altura como los pastos o las plantaciones de pino. Esto fue confirmado mediante las mediciones de la escorrentía, que mostraron que la descarga anual del caudal de agua de una cuenca dominada por pastos fue de entre 12% y 9% mayor comparada con cuencas dominadas por bosque nublado maduro o de 20 años en regeneración, respectivamente (Muñoz-Villers y McDonnell, 2013). Sin embargo, la escorrentía base del final de la época seca – *que es un servicio hidrológico más importante que el caudal anual en esta región* – fue de 35 y 75% más alto en cuencas con bosque maduro y en regeneración, comparado con la cuenca de pasto (Muñoz-Villers y McDonnell, 2013). Por lo tanto, en el caso de las regiones de bosque nublado en Veracruz, México, el objetivo de los pagos por PSAH en áreas que dan apoyo a los bosques maduros y en regeneración debería contribuir a mantener la disponibilidad de agua en pueblos y ciudades de sitios bajos durante la época seca y también podría ayudar a proteger de inundaciones durante la época de lluvia en el caso de eventos con elevada precipitación.

Monitoreo y evaluación

La principal forma de monitoreo y evaluación de la efectividad de los PSAH y los programas concurrentes de México se ha basado en la evaluación de la cobertura de bosque mediante imágenes satelitales (IKONOS o Quickbird, tamaño pixel 1m²). En el caso de los 3 programas, los técnicos/extensionistas de campo también trabajan directamente con los participantes de los PSAH para ayudarles a preparar y enviar sus solicitudes de inscripción e implementar sus planes de manejo. Además, para el “programa concurrente” de CONAFOR, un técnico de campo es también el responsable de visitar a los participantes de PSAH de forma regular para verificar que se están implementando las actividades establecidas en su plan de manejo (p.ej., siembra y/o protección de árboles, establecimiento de cortafuegos); estas actividades de restauración y reforestación no se incluyen en el programa nacional de PSAH. El método utilizado por los técnicos de campo de PROSAPIX es visitar durante el primer año a todos los propietarios de terrenos inscritos, estableciendo así un precedente de control riguroso y después se realizan visitas más espaciadas a un subgrupo elegido al azar del 50% y al final, solo al 30% del número total de participantes. Los criterios de monitoreo incluyen una limitación en la extracción de leña para uso doméstico, el establecimiento de señales en las áreas de conservación, el mantenimiento del ganado alejado de las áreas reforestadas y la participación en proyectos sostenibles de producción. Además, el monitoreo de la calidad de agua en el Pixquiac ha sido llevado a cabo por una red de monitoreo comunitario en colaboración con Global Water Watch-Mexico (GWW) desde el 2005 (Fuentes-Pangtay, 2008).

Impactos y resultados de las actividades de gestión (sociales, económicas, beneficios ecológicos)

Estudios recientes en México (Muñoz-Piña et al., 2011; Scullion et al., 2011) y en otros lugares (Kosoy et al., 2007; Van Hecken y Bastianensen, 2010; Garcia Amado et al., 2011; Newton et al., 2012), sugieren que la cantidad de PSAH recibida por los

propietarios de terrenos no se considera suficiente ni una motivación para participar en los programas (Scullion et al., 2011). Esto aplica tanto al programa nacional administrado por CONFAFOR como a los programas locales de fondos concurrentes que operan en cuencas individuales, aunque los pagos que hacen estos últimos tienden a ser un poco más altos. Esto se debe en parte a que los programas se centran en la conservación del bosque y tienen pocos efectos adicionales; de todas maneras, la mayoría de los participantes pensaban planificar la conservación de su cobertura del bosque y ven a estos pagos como una “recompensa” por sus decisiones ambientalmente sostenibles (Scullion et al., 2011). En los fondos concurrentes, la restauración de la cobertura vegetal es posible aunque complicado, debido a que el costo de oportunidad asociado a convertir en bosque los terrenos que se utilizan para agricultura o cosechas es mayor. Sin embargo, la nueva metodología utilizada por el programa PROSAPIX que combina PSAH con la asistencia técnica para motivar que se lleven a cabo otras actividades de usos del suelo más sostenibles, parece haber tenido algo de éxito en la mejora de la subsistencia de los agricultores, en el cambio de mentalidad de las comunidades y en el aumento de la cobertura vegetal (Asbjornsen et al., en revisión). Este método intenta ir más allá de la cultura basada en el subsidio, la cual domina en las comunidades rurales de México, y promover una responsabilidad del manejo de los recursos naturales locales conjunta. Otro factor que influye en el impacto económico de los PSAH es la estabilidad del programa, la cual es proporcionada por un marco legal y un fideicomiso para el manejo de los fondos que permiten a los beneficiarios del programa planificar a largo plazo cómo utilizar los pagos para mejorar su subsistencia.

En general, el impacto de las actividades del programa de PSAH en la mentalidad y el comportamiento de los participantes parece ser mayor en los fondos concurrentes que con los de los PSAH nacionales, debido en parte a la existencia de una relación más sólida entre los operadores del programa y los propietarios que reciben los pagos (Asbjornsen et al., en revisión). Aunque originalmente se pensó como un mecanismo para reforzar las relaciones entre los usuarios y proveedores del agua, la experiencia de la cuenca superior de Antigua indica que los operadores de fondos concurrentes tienden a ignorar, en gran

medida, al primer grupo de usuarios de sus programas, dejándolos a su propio riesgo. Esta decisión afecta el apoyo a largo plazo y por lo tanto la estabilidad del programa a través de las administraciones municipales sucesivas. Otro factor que afecta la operatividad de los programas de fondos concurrentes de PSAH es si la cuenca a objeto está dentro de los límites políticos de la municipalidad que da apoyo al programa (FIDECOAGUA) o si incluye también a las municipalidades vecinas (PROSAPIX), porque los políticos tienden a preferir actividades que favorezcan directamente a sus constituyentes. A excepción de la asistencia técnica que se presta en Pixquiac y al trabajo que se hace con las escuelas primarias en Los Gavilanes, los esfuerzos de ambos programas para promover cambios en la mentalidad y generar impactos y apoyo a más largo plazo han sido bastante limitados, especialmente entre los usuarios del agua (Asbjornsen et al., en revisión).

Los impactos ambientales de estos programas han sido más difíciles de evaluar ya que se toma en cuenta casi exclusivamente la cobertura boscosa como indicador de desempeño del programa de PSAH. Mientras que los tres programas parecen tener unas pérdidas mínimas de bosque en las áreas que reciben pagos, la adicionalidad de estos pagos es baja y hay pocos intentos de investigar otros problemas como las pérdidas (Alix-García et al., 2005), e incluso menos por averiguar en qué forma los programas PSAH impactan en los servicios hidrológicos (p.ej., Locatelli y Vignola, 2009; Brouwer et al., 2011). Aunque a partir del 2010 los cambios efectuados en las reglas de los programas de fondos concurrentes han permitido que se monitoree el aprovisionamiento de los servicios ecosistémicos, actualmente sólo algunos de los más de 70 programas PSAH que operan en México han logrado establecer programas de monitoreo. Antes de establecer los programas de PSAH, lo más adecuado sería primero evaluar la cantidad y calidad del agua en las cuencas de interés y después hacer evaluaciones de forma regular, para que se pueda establecer una línea base de evaluación de desempeño del programa y hacer ajustes para garantizar el mayor impacto ambiental en el futuro. Con demasiada frecuencia, los gobiernos municipales consideran estos programas como divulgación o campañas de relaciones públicas en vez de métodos basados en la ciencia para garantizar el manejo efectivo de los recursos

hídricos o contratos reales entre proveedores y usuarios del agua que requieren una fuerte evidencia de su efectividad para lograr los resultados deseados. Actualmente, el programa PROSAPIX es el único de los tres programas que, desde el 2005, ha intentado monitorear la calidad de agua utilizando métodos con base en la comunidad desarrollados por la ONG Global Water Watch. Sin embargo, este monitoreo no se ha utilizado para evaluar el desempeño del programa y está aún poco desarrollado (sólo se ha monitoreado el caudal principal del río en la parte inferior de la cuenca) como para proporcionar suficiente información acerca de las actividades específicas del programa. SENDAS prevé establecer una red a escala más precisa de los puntos de monitoreo, lo que ayudaría a solucionar este problema.

Puntos fuertes, desafíos y lecciones aprendidas

Puntos generales

Los programas nacional y concurrente de PSAH en las cuencas de Pixquiac y Gavilanes han experimentado algunos desafíos clave parecidos. Primero, ambos han tenido dificultades para mantener el apoyo económico y político continuo para la operatividad del programa y, en diferentes ocasiones y circunstancias, se han enfrentado a la incertidumbre de su sostenibilidad a largo plazo. Por consiguiente, ambos tuvieron que diversificar sus fuentes y mecanismos de financiamiento, desde cobrar a los usuarios del agua (tanto industrial como doméstico) hasta ofrecer mecanismos de incentivos como los programas de “adopción de una hectárea”, donde los ciudadanos u organizaciones interesados pueden voluntariamente dar apoyo a la conservación del bosque. Ambos programas han podido, a lo largo del tiempo, expandir su rango de operación o incluir otros servicios ecosistémicos aparte del agua, especialmente biodiversidad y carbono. Finalmente, ambos esquemas de PSAH se han enfrentado a desafíos relacionados con la creación de un sistema de monitoreo y evaluación efectivos para evaluar los impactos directos de los pagos de PSAH en los resultados relacionados con el mantenimiento o mejora de los servicios hidrológicos, e impactos indirectos en otras dimensiones

sociales y económicas como la mitigación de la pobreza, conflicto social y distribución equitativa del acceso a recursos. Algunos de los puntos fuertes y desafíos a los que se enfrentan los diferentes programas se resumen a continuación.

FIDECOAGUA - Coatepec

FIDECOAGUA fue diseñado conceptualmente como un programa apoyado y operado por el gobierno para simplificar su operación a través del pago por parcelas de tierra con la mayor cantidad de cobertura boscosa. La sencillez de su operación le ha permitido expandirse ampliamente y proporciona una idea innovadora entre los actores locales a la vez que opera con costos relativamente bajos. En la práctica, los propietarios de terrenos son pagados por conservar el bosque, pero no se proporcionan fondos adicionales para otras actividades tales como reforestación, actividades de conservación o prácticas sostenibles de uso del suelo, convirtiéndolo en una extensión natural de los subsidios tradicionales del gobierno. Además, aquellos propietarios que tenían contactos, vivían cerca de las carreteras principales o tenían iniciativa propia, fueron por lo general los que pudieron ser incluidos en el programa. Adicionalmente, cumplir con el monitoreo utilizando sólo imágenes satelitales es un desafío y requiere de un constante apoyo de CONAFOR (SENDAS). Finalmente, el programa no estableció de forma explícita una relación directa entre la extensión de cobertura del bosque y el principal objetivo del programa, que es garantizar el suministro de agua potable para la población urbana, ya que existen muchos otros factores más allá de la cobertura que pueden influir en los recursos del agua (véase detalles arriba; Guzman, 2005; Fuentes-Pangtay, 2008).

Puntos fuertes:

- Constante apoyo gracias a un cobro extra (1 peso para usuarios domésticos; 2 pesos para usuarios comerciales) en las facturas bimestrales de los usuarios locales de agua.
- La municipalidad engloba los límites geográficos de la cuenca hidrográfica que proporciona agua al centro urbano en la región baja, lo cual evita complicaciones de efectuar pagos a propietarios de otras municipalidades.

- Estructura y operación relativamente simples por la similitud a una entidad de gobierno, con fideicomiso y comité técnico conformado por los tomadores de decisiones y grupos de interés.
- El reconocimiento internacional del programa como el primero en este tipo en México, es un factor importante a la hora de minimizar la probabilidad de grandes cambios al programa por influencias políticas.
- La sociedad está dispuesta a participar y el programa crece rápidamente, entremezclándose con la historia del país en subsidios a áreas rurales; las compañías contribuyen (Coca Cola, Nestlé) y FIDECOAGUA mantiene las buenas relaciones.

Desafíos:

- Depende directamente del gobierno municipal local, lo cual le hace vulnerable a perder memoria institucional (cambio de personal) cada tres años que cambia el alcalde y la asignación de personal está basada en consideraciones políticas con falta de habilidades, conocimientos y experiencia necesarios en PSAH.
- Fondos estancados (cobro extra de 2 pesos a los usuarios de agua), lo que ha limitado el área de bosque que puede incluirse en el programa. Sin embargo, en el 2010 el área total fue más que duplicada mediante un programa innovador: “adopción de una hectárea”. Finalmente, el hecho de que los pagos son iguales para todos los usuarios significa que los usuarios domésticos proporcionan una cantidad desproporcionada en comparación con los usuarios privados e industriales.
- Falta de base científica para reforzar el programa. Uso continuo de la cobertura del bosque como criterio único para seleccionar las áreas prioritarias para la inscripción en el programa de PSAH, a pesar de que un estudio previo identificó áreas vulnerables hidrológicas en la microcuenca (PLADEYRA, 2003). La evaluación de los impactos del programa está también limitada porque sólo se toma en cuenta la cobertura boscosa mediante teledetección en vez de un monitoreo *in situ* de la cantidad y calidad del agua.

- Se ha dado menos atención a las actividades de divulgación entre los productores de agua y propietarios de los terrenos en las áreas aguas arriba de la cuenca; por consiguiente, su conocimiento y apoyo al programa tiende a ser menor comparado con los usuarios aguas abajo (los niños en edad escolar han sido el enfoque del programa hasta ahora).

PHS-CONAFOR (Programas Nacional y de Fondos Concurrentes)

Este programa se inició en el 2003 con un enfoque en los servicios hidrológicos y con el apoyo del 2,5% de los recursos obtenidos de los pagos por concesiones de agua a nivel nacional a CONAGUA. En el 2004 se incluyeron los pagos por conservación de la biodiversidad y el secuestro de carbono. En el 2008, el congreso federal empezó a ganar un promedio de 50-60 millones de dólares estadounidenses por los pagos extra por lo que el programa podía renovar los contratos por cinco años con los beneficiarios existentes y seguir incluyendo nuevos al programa. El monitoreo se lleva a cabo por medio de imágenes de satélite de alta resolución. En el 2008, dada la alta demanda por pagos de servicios ambientales, las limitaciones financieras y la débil relación entre proveedores y usuarios de agua en el programa nacional, CONAFOR creó el programa de fondos concurrentes, el cual proporciona hasta el 50% del financiamiento dado por una fuente local. Además, este programa permite que los fondos sean utilizados para la restauración y monitoreo en vez de sólo para la conservación del bosque y la capacitación de propietarios, como en el caso del programa nacional de PSAH. Aunque este programa ya incluye más de 80 programas locales, el monitoreo aún se hace en su mayoría mediante imágenes de satélite, como es el caso del programa nacional.

Puntos fuertes:

- Estructura, criterios de selección y reglas de operación claras con el gobierno federal como usuario principal que da apoyo al sistema con impuestos nacionales.
- Establece que los gobiernos municipal y estatal se vean obligados a contribuir económicamente; mayor participación de los ciudadanos locales

(se aplica sólo al programa de fondos concurrentes).

- A nivel nacional, la operación de PSAH es menos vulnerable a las vicisitudes de los intereses y presiones de los partidos políticos locales y de los políticos, lo que ayuda a equilibrar y mitigar el ambiente de cambio de la política local y la economía. Esto ayuda a que los criterios de selección para la participación sean de carácter técnico y no político.
- Contar con un programa nacional centralizado es también más rentable, ya que el fortalecimiento de capacidades humanas y la estructura de manejo de operaciones del programa pueden integrarse en una unidad centralizada y distribuir los costos en todo el programa/país.
- El programa de fondos concurrentes permite una relación más estrecha entre proveedores y usuarios de agua, lo que estimula la participación de más personas/propiedades, incluyendo el sector privado.
- El programa de fondos concurrentes es más flexible comparado con el programa nacional y puede adaptarse de mejor manera a las condiciones locales y a un grupo más amplio de propietarios (p.ej., puede ser de menor tamaño), tipos y cantidades de pagos y cuencas objetivo.

Desafíos:

- El método descendente a veces presenta dificultades para que los participantes locales interesados lo acepten y tengan confianza (por lo general el pago que se otorga a nivel local es limitado dado que los recursos se distribuyen a nivel nacional); este método también limita la innovación ya que son las oficinas centrales de una agencia de gobierno las encargadas, lo que no permite la participación de otros sectores de la sociedad.
- El límite mínimo de 250 ha requeridas para inscribirse en el programa necesita de la coordinación entre propietarios y esto puede excluir a aquellos en regiones donde las parcelas tienden a ser muy pequeñas (como en Veracruz, donde la mayoría de tierras son de tipo ejido o las propie-

dades privadas son pequeñas). Combinadas, estas pequeñas posesiones pueden ser extremadamente importantes para mantener las funciones de la cuenca pues los propietarios son quienes viven en la cuenca y manejan directamente los recursos naturales (Fuentes-Pangtay, 2008).

- Normalmente los niveles de pago no reflejan los costos de oportunidad locales, lo que resulta en una baja participación en el programa, siendo los propietarios que sí participan aquellos que viven en la ciudad y que por lo general no manejan los recursos naturales de la cuenca. (Nota: desde el 2010, se ha tratado de resolver este problema a través de la vinculación del monto a pagar con el riesgo de deforestación como un sustituto del costo de oportunidad).
- Bajo nivel de tenencia de tierra entre los participantes del programa, una distribución de los beneficios del programa no proporcional y/o no se utilizan de forma que se contribuya a la sostenibilidad de la cuenca (p.ej., para consumo personal, etc.), lo que realmente es un problema cuando los pagos se dan a los ejidos y no a quienes son responsables de las parcelas individuales, o que se pagan en efectivo y no como asistencia técnica (Fuentes-Pangtay, 2008).
- No existe un verdadero mercado regional de servicios ecosistémicos donde otros usuarios de agua de la cuenca también contribuyan con pagos.
- No hay suficiente monitoreo de los servicios hidrológicos para demostrar si el programa es efectivo para mantener la calidad y cantidad de agua.
- Los programas nacionales de PSAH donde el gobierno es el único comprador (como los de México) son por lo general más vulnerables a las tensiones políticas; por ejemplo, con el tiempo se ha tendido a contar con más elementos socioeconómicos, lo cual reduce la importancia de los asuntos hidrológicos prioritarios cuando se evalúan las solicitudes de participación (Muñoz-Piña et al., 2011).
- Sí existen mecanismos para identificar cuencas de

alta prioridad pero no microcuencas prioritarias o áreas de recarga hidrológica dentro de las mismas (problemas de escala).

PROSAPIX - XALAPA

Puntos fuertes:

- Promueve la corresponsabilidad en vez de la dependencia de los subsidios, cambiando pagos por participación en actividades con asistencia técnica para establecer proyectos, productivos con prácticas sostenibles.
- La organización multisectorial responsable de supervisar la operación del programa (COCUPIX) garantiza la existencia de una buena comunicación y coordinación entre los diversos actores, participantes y administradores del programa.
- El programa cuenta con una base científica sólida: utiliza estudios previos a nivel de cuenca para identificar las áreas prioritarias para la conservación y/o restauración y monitorea la calidad del agua desde sus inicios.
- Los administradores del programa (SENDAS) han incrementado la transparencia del mismo y han establecido una relación sólida con las comunidades de proveedores de agua.

Desafíos:

- En las áreas rurales por lo general se esperan “obsequios” en forma de subsidios (mentalidad de subsidios) como parte del ambiente político, lo cual dificulta establecer convenios basados en pagos por participación en actividades.
- La sostenibilidad financiera del programa es un desafío importante ya que: i) los costos de operación del equipo técnico (SENDAS) aún no se han integrado a los costos de operación del programa; ii) el financiamiento de proyectos integrados de uso sostenible del suelo y desarrollo rural es mayor que sólo proporcionar subsidios para la protección del bosque y además requerirá de mecanismos adicionales para generar los fondos necesarios (p.ej., proyectos para asistencia técnica de fuentes que no sean PSA); iii) el programa carece de un marco legal para generar y

recibir pagos constantes de los usuarios locales del agua.

- No existe un apoyo institucional estable a largo plazo por parte del gobierno/administración de Xalapa, el cual también es el beneficiario principal del programa de PSA.
- No se reciben contribuciones directamente de los usuarios de agua (se distribuyen a través de CMAS-Xalapa y la municipalidad de Xalapa); esto ocasiona que SENDAS se enfrente al reto de fomentar el interés y la participación de tanto los productores de agua río arriba como de los consumidores de la misma río abajo (p.ej., el vínculo entre productores y usuarios no es tan directo/sólido como el de FIDECOAGUA). También ha sido difícil encontrar “fondos concurrentes” para participar en el programa concurrente de CONAFOR, quizás debido a que no se confía en la administración local (falta de transparencia; no está claro cómo el programa cobra a los usuarios del agua).
- FIDECOAGUA ha tenido una relación sólida aunque muy limitada con los usuarios del agua (niños en edad escolar), mientras que la relación de PROSAPIX con los proveedores de agua es mayor. Ambos programas se beneficiarían en gran medida si tuvieran relaciones sólidas con los usuarios de agua y participaran en eventos diseñados para promover el diálogo entre proveedores y usuarios.
- Falta de transparencia por parte de CMAS-Xalapa y, por tanto, falta de confianza de los usuarios en el operador. Esto ha dificultado la replicación del sistema en Coatepec, donde los usuarios de agua reciben un recargo para apoyar a FIDECOAGUA. Como resultado, SENDAS está considerando un sistema de pagos voluntarios.

Resumen y conclusiones

Factores que generan una alta probabilidad de éxito de los programas de PSAH

- Estabilidad política y financiera mediante marcos y convenios institucionales.

- Buenas relaciones entre los usuarios y proveedores del agua, encargados de apoyar al programa durante los períodos de transición política.
- Una sólida estructura operativa (p.ej., a nivel municipal o de ONG).
- Sistema claro y transparente de cobro a usuarios que proporcione información sobre los impactos y sobre cómo se ha gastado el dinero del programa.
- Monitoreo de los servicios ecosistémicos de estudio para mejorar el desempeño; uso de otra información científica (equilibrio hidrológico, estudios socioeconómicos) cuando esté disponible.
- Responsabilidad conjunta; combinación de pagos en efectivo y asistencia técnica para promover alternativas sostenibles que mantengan la provisión de servicios ecosistémicos.
- Un buen entendimiento y sentido de pertenencia del programa por los ciudadanos.

Lagunas/brechas en el conocimiento: recomendaciones para futuros pasos

- Evaluar los impactos que han ejercido los programas de PSAH en los habitantes locales (tanto usuarios como consumidores).
- Cómo lograr un verdadero método basado en el mercado de PSAH, con poca intervención gubernamental y con la participación de numerosos usuarios y proveedores de servicios ecosistémicos.
- Considerar múltiples servicios ecosistémicos.
- Ajuste de pagos de forma adecuada y que no sólo dependan del coste de oportunidad (el cual tiende a ser muy bajo).
- Determinar las principales motivaciones de los propietarios para participar en los programas de PSAH.

La cuenca Cuitzmala en la costa del Pacífico de México

Introducción

Esta cuenca es única debido a sus características bióticas, la riqueza de información disponible sobre la misma y el equipo de investigadores que allí trabajan. El bosque tropical seco de la costa del Pacífico de México alberga una gran biodiversidad que es única para la región. Una parte de este bosque, localizado en el estado de Jalisco, ha estado bajo la protección de la Universidad Nacional Autónoma de México desde 1971 y en 1994 fue clasificada como Reserva de la Biósfera. Desde entonces, se han llevado a cabo una gran cantidad de investigaciones sobre su biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema. Ya en 1980 se iniciaba la investigación sobre la manera en que se maneja este ecosistema alrededor del área protegida y en el 2000, se expandió el área de estudio para incluir toda la cuenca. A partir de entonces es cada vez más numeroso el equipo interdisciplinario que trabaja en la reserva y la cuenca como sistema socioecológico.

La cuenca Cuitzmala se ubica en la costa del Pacífico de México en el estado de Jalisco, su área total abarca 1.090 km², entre 19° 29' - 19° 34' norte y 104° 58' - 105° 04' oeste (figura 7.13), la altitud máxima es de 1.730 m y el río desemboca en el océano Pacífico (Martínez-Trinidad, 2007).

La cuenca está dominada por montañas (70% de la cuenca) y áreas escarpadas (24%) con pendientes moderadas (de 12° a 24°), lo cual representa el 44% del área total (Martínez-Trinidad, 2007). Su origen geológico es volcánico, con grandes superficies dominadas por granito (85%). Su variada topografía y múltiples usos del suelo generan una alta heterogeneidad edáfica, aunque los suelos están ampliamente dominados por regosuelos (73%).

El clima local es marcadamente estacional con precipitaciones, incluyendo los ciclones, concentradas entre junio y diciembre (García-Oliva et al., 2002). En las áreas superiores de la cuenca el clima es tem-

plado, con hasta 1.600 mm de precipitación anual, la evapotranspiración potencial es de menos de 100 mm por mes y la escorrentía media es de 400 mm durante julio, agosto y septiembre (Piña, 2007). Por el contrario, la parte inferior de la cuenca posee un clima sub-húmedo cálido, con 750 mm de precipitación mensual y una temperatura promedio de 24,6° (García-Oliva et al., 2002).

La cuenca está en su mayoría cubierta de bosques, con un 15-38% convertido a pastizales y terrenos agrícolas (las fuentes de datos y definiciones de los tipos de uso del suelo y categorías de cobertura del suelo pueden encontrarse en Larrazábal, 2008; Piña, 2007). En términos generales, el tipo de vegetación es bosque tropical semidecíduo (40% del área) y bosque tropical seco (25%). Los bosques templados (encino, pino-encino) se hallan sólo en la parte superior de la cuenca (20% del área), mientras que un bosque tropical semidecíduo se puede encontrar en la transición entre los bosques templados y secos tropicales así como a lo largo de los márgenes de los ríos más grandes.

La tenencia de tierra en la cuenca es un mosaico de tierras privadas y comunitarias, dominadas por propietarios privados incluyendo la Fundación Cuixmala (50%), ejidos, que son áreas de tierra comunitaria utilizada para agricultura (35%) y dos comunidades indígenas (10%). La Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala (<http://www.ibiologia.unam.mx/eb-chamela/www/reserva.html>) es propiedad (por sectores) de las universidades; la nacional (Universidad Nacional Autónoma de México) y la estatal (Universidad Autónoma de Guadalajara) y de una fundación privada (Fundación Cuixmala). Parte de la reserva son tierras federales (5%), así como las zonas ribereñas a lo largo de los márgenes de los ríos (franjas de 5-10 m que se extienden desde el nivel de agua máximo; Warman, 2001; Flores-Díaz et al., 2014).

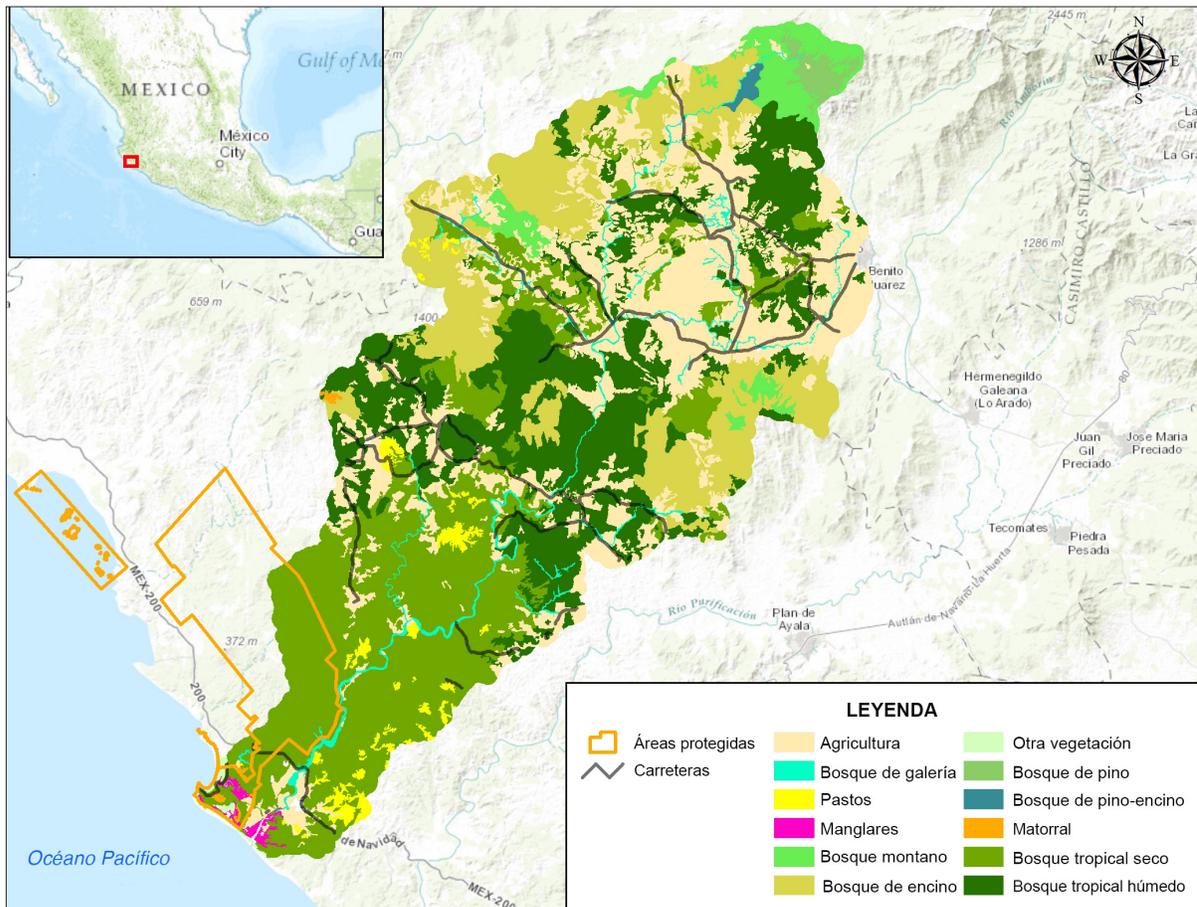


Figura 7.13 Cobertura vegetal de la cuenca Cuitzmala en el estado de Jalisco, México

Sesenta y dos pequeñas comunidades están situadas en la cuenca. La mayoría de las decisiones acerca del manejo regional las toman las autoridades locales de las municipalidades de Villa Purificación y La Huerta, aunque las ciudades principales de estas municipalidades se encuentran fuera de la cuenca (Flores-Díaz et al., 2014). Estas ciudades se conectan con la costa mediante carreteras pavimentadas y una red de baja densidad de carreteras no pavimentadas se halla fuera de la Reserva.

La cuenca ha pasado por varios períodos de transformación (Castillo et al., 2005; Lazos Chavero, en prensa). Antes de la colonización española, la región estaba escasamente poblada por varias tribus indígenas Náhuatl. Cerca del sur del área, se establecieron los españoles al poco tiempo de llegar a las Américas arrebatando las tierras mejores a los indígenas y en

1556 se fundó la Villa Purificación (Regalado, 2000). Se promovió la siembra de caña de azúcar y posteriormente la de añil (*Indigofera tinctoria* e *Indigofera suffruticosa*) y arroz. Se intercambiaron bienes mediante varias carreteras rurales entre “la Villa” y la parte inferior de la cuenca. Se crearon y fomentaron gradualmente grandes propiedades privadas llamadas “haciendas” durante la época de la independencia mexicana (1859) en tierras anteriormente propiedad de los indígenas. Los grandes terratenientes introdujeron la ganadería con el fin de ocupar grandes territorios. La Revolución Mexicana (1910) inició la distribución de tierras a los provincianos y también a oficiales militares. La explotación de los bosques templados y tropicales empezó durante esta época. En 1943, el programa “Marcha al Mar” promovió una distribución adicional de las tierras en las áreas costeras de tierras bajas. La mayoría de los ejidos de

la parte sur de la cuenca fueron creados desde la década de 1950 hasta mediados de la década de los 70. Alrededor de la década de los 70, los créditos del banco Banrural empezaron a fluir hacia los ejidos y comunidades locales, principalmente para la siembra de milpa (sistema agrícola donde crece conjuntamente maíz, calabaza y frijol) para abastecer a las grandes ciudades de Jalisco y después para crear ranchos ganaderos. Estos programas de desarrollo trajeron a la región una importante transformación social, económica y ambiental. El turismo, aunque presente en el discurso gubernamental desde la década de 1940, ha crecido gradualmente desde la primera década del siglo XXI (Castillo et al., 2009). Actualmente, se está convirtiendo en una actividad importante que podría tener efectos significativos en los servicios ecosistémicos en varias cuencas de la parte sur de la costa de Jalisco (Riensch et al., 2015).

Hoy en día, los usuarios directos del agua de la cuenca son, en su mayoría, agricultores, industria, minería (que ha tenido un reciente crecimiento) y turismo, así como residentes de las municipalidades de Villa Purificación, La Huerta y otras comunidades más pequeñas y dispersas. Entre los agricultores se pueden encontrar pequeños granjeros, los especializados en el mercado (que cosechan caña de azúcar, sandía, tomate, chile, papaya y mango), grandes y pequeños ganaderos y así como los que crían cerdos. Entre la industria se encuentran las compañías de agua embotellada. La mayoría de los usuarios del agua en la cuenca (privados, ejidos o indígenas) son agricultores de subsistencia, la excepción (menos del 5% del área) es un grupo de residentes acaudalados que poseen una angosta franja de tierra (de alrededor de 1 km de ancho) en la costa, donde se encuentra la industria turística (Flores-Díaz et al., 2014).

Servicios ecosistémicos

La región Cuitzmala ha sido manejada para fomentar el suministro y entrega de varios servicios ecosistémicos de provisión (Maass et al., 2005). La madera se ha estado extrayendo principalmente de los bosques tropicales semidecíduos (BTSD) y templados. Todos los tipos de vegetación han sido transformados en gran parte a campos de maíz y posteriormente, a pas-

tos para el forrajeo del ganado. Las llanuras aluviales han sido utilizadas para la agricultura comercial intensiva. Algunas áreas con lomas todavía se usan para el cultivo de subsistencia de milpa. La gente obtiene plantas y animales útiles de cualquier tipo de ecosistema. Las lomas bajas dominantes, donde predomina el bosque tropical seco (BTS), son altamente productivas con una productividad primaria neta (PPN) de 12–14 Mg ha⁻¹ año⁻¹ (Maass et al., 2005). El BTS es muy diverso en cuanto a plantas y animales, muchos de los cuales (aproximadamente el 70%) son endémicos de la costa oeste de México (Durán et al., 2002; Noguera et al., 2002).

Los servicios clave que proporciona la región son: agua, madera, madera para construcción, leña, ganado, cultivos, animales y plantas útiles (Maass et al., 2005). El agua es un recurso escaso y con una gran demanda. Casi el 90% de la precipitación vuelve a la atmósfera mediante la evapotranspiración; en áreas dominadas por BTS, la precipitación mensual es menor que la evapotranspiración potencial durante la mayor parte del año (Maass y Burgos, 2011). El agua es recogida de los cursos de agua y pozos (Solorzano Murillo, 2008) y mientras la calidad del agua es buena cerca de la reserva, ésta se deteriora a medida que se aproxima a los pueblos, debido a que las aguas residuales son descargadas directamente a estos cursos de agua. La parte inferior de la cuenca muestra una alta incidencia de bacteria coliforme asociada con la alta densidad de fauna (Lopez, 2008). Hasta la década de los 90, las pequeñas comunidades dependieron en gran medida del acceso al río para el consumo doméstico de agua, después comenzaron a hervir el agua (Lazos Chavero, en prensa).

La agricultura de baja intensidad en áreas de colinas proporciona maíz para el consumo local y terneros para el mercado regional y nacional (Cohen, 2014), incluso durante la década de los 90, los terneros fueron exportados a Estados Unidos (Lazos Chavero, en prensa). A lo largo de las llanuras aluviales se cultiva intensamente el sorgo, maíz, papaya, mango, tamarindo, lima, chile pimienta, sandía y calabaza (Cohen, 2014; Monroy Sais, 2013). Aproximadamente 16.000 m³/año de madera se obtiene del BTS y BTSD en el estado de Jalisco, donde se localiza la cuenca (Cohen, 2014; SEMARNAT, 2010) y entre las especies forestales más valoradas se encuentran:

Cordia spp., *Enterolobium cyclocarpum*, *Tabebuia* spp. y *Pirhanea mexicana* (Godínez Contreras, 2011). Cerca de 200 especies de plantas del BTS y BTSD son o han sido utilizadas para medicina, madera, leña, materiales, alimentos, bebidas y especies (Godínez Contreras, 2011) y son comercializadas en mercados locales, regionales, nacionales e internacionales. En particular, los tallos de *Croton* spp. son extraídos del BTS y transportados al norte de México para la producción de tomate (Rendón-Carmona et al., 2009). Entre las especies de animales vertebrados que se usan para alimento se incluye el venado (*Odocoileus virginianus*), pecarí de collar (*Tayassu tajacu*), coati o gato solo (*Nasua narica*), chachalaca (*Ortalis vetula*) e iguanas (*Iguana iguana*) (Monroy Sais, 2013). Otros animales (p.ej., loros - *Amazona finschii*, *A. orathryx*) son capturados y vendidos como mascotas (Renton, 2002).

Las especies nativas del BTS se han adaptado a la disponibilidad mínima y estacional de agua. Las predicciones para el cambio climático en los trópicos incluyen un incremento de las temperaturas y una disminución de la disponibilidad hídrica, haciendo que las especies del BTS se conviertan en fuentes importantes de germoplasma adaptadas a dichas condiciones. Además, varias de estas especies pueden ser propagadas mediante multiplicación vegetativa (Maass et al., 2005). Los parientes silvestres de algunos cultivos, como por ejemplo la calabaza (*Cucurbita* spp.) y otras especies del BTS, pueden ser importantes fuentes de diversidad genética para los cultivos actuales y los nuevos productos futuros (Lott, 1993).

La regulación del clima global y del microclima, el mantenimiento de la fertilidad del suelo, el control de las inundaciones, el control de la erosión, la regulación de las plagas y la polinización y la resiliencia son los servicios de regulación más importantes que proporciona la cuenca de Cuitzmala (Maass et al., 2005). Los BTS mexicanos almacenan 2,3 Pg de carbono (C), que es casi igual al carbono almacenado por los bosques perennes del país (2,4 Pg C). Las potenciales emisiones de carbono a la atmósfera por la quema de biomasa (como resultado de la agricultura de tala y quema) en los paisajes mexicanos podrían alcanzar los 708 Tg C, comparado con 569 Tg C de los bosques perennes (Jaramillo et al., 2003). A escala local, el bosque proporciona sombra y humedad a los agri-

cultores y sus animales (Castillo et al., 2005). La regulación de la fertilidad del suelo en las tierras bajas con colinas es particularmente crítica debido a que las tierras son poco profundas, rocosas, dominan las pendientes y la precipitación es marcadamente estacional, lo cual genera un alto potencial de lixiviación para este ecosistema (Maass et al., 2005). El BTS ha desarrollado unos mecanismos de reciclamiento estrictos para evitar que el ecosistema pierda nutrientes, como el mantenimiento de una densa capa de hojarasca de hasta 8,2 Mg ha⁻¹, una inmovilización microbiana de nutrientes durante la época seca, la reabsorción de nutrientes previa a la abscisión de las hojas, una resistencia del bosque a incendios y una alta estabilidad de los agregados del suelo. Las quemaduras efectuadas por los agricultores para promover el crecimiento del pasto y frenar la invasión de la vegetación leñosa, consumen hasta el 80% de la biomasa de la superficie, con una conversión del bosque al pasto que ocasiona pérdidas del 77% al 82% del carbono y nitrógeno, respectivamente, de la biomasa superficial. Los BTS también regulan la erosión del suelo; la erosión y el sedimento que se transporta río abajo debido al cultivo del maíz pueden ser de una mayor magnitud comparado con las tasas naturales (hasta 130 Mg ha⁻¹ año⁻¹), mientras que las pérdidas de nutrientes pueden llegar hasta 179 y 24 kg ha⁻¹ año⁻¹ de nitrógeno (N) y fósforo (P) respectivamente (Maass et al., 1988). Los bosques desempeñan un papel crucial en la regulación de inundaciones ya que la región está expuesta constantemente a eventos ciclónicos con tormentas sumamente erosivas. La vegetación y la cobertura de hojarasca ayudan a que el suelo tenga una alta tasa de infiltración, evitando la escorrentía y la erosión del suelo y reduciendo así las inundaciones (Cotler et al., 2002; Maass et al., 1998).

Tanto los polinizadores nativos como los introducidos son de gran importancia para muchos de los cultivos agrícolas en la región que, en el 2000, obtuvieron 12.000.000 dólares americanos (Maass et al., 2005). Por ejemplo, la calabaza (*Cucurbita* spp.) es polinizada por las abejas solitarias nativas *Peponapis* spp. y *Xenoglossa* spp., pero también por la introducida *Apis mellifera*; sin embargo, los polinizadores nativos llegan a las flores más temprano y son más eficientes, removiendo y depositando el polen en los estigmas de las flores (Mariano-Bonigo, 2001). Por lo tanto, una reducción de las poblaciones de poliniza-

dores nativos, debido a la fragmentación y transformación del BTS y BTSD, puede afectar al rendimiento y la calidad de numerosas cosechas, incluyendo la de calabaza, con impactos económicos negativos. Los vertebrados voladores como los murciélagos nectarívoros y frugívoros (*Glossophaga soricina*, *Leptonycteis curasoae* y *Artibeus jamaicensis*) son también polinizadores esenciales de especies silvestres y domesticadas de cactus y agave, así como de los árboles de la familia *Bombacaceae*, endémicos de la costa de la región de Jalisco, que tienen un valor estético y económico (Quesada et al., 2013).

La resiliencia de los BTSs parece ser sólida a pesar de las grandes perturbaciones asociadas con los ciclones y la sequía (Martínez-Ramos et al., 2012; Maass et al., 2005). Su capacidad de autopoda juega un papel importante en su recuperación y se ha demostrado que el área basal llega a niveles observados en bosques maduros en sólo diez años después de haber sido abandonados los pastos. El BTS que se encuentra aquí es resistente al fuego, incluso durante períodos muy secos. La regulación de enfermedades humanas y de plagas depende de las dinámicas de los vectores y parásitos, y podría estar supeditada a que se mantengan las diversas comunidades de enemigos naturales en el BTS y BTSD, aunque se necesita de una mayor investigación para dar validez a estos vínculos.

Los servicios culturales más importantes de la cuenca son su belleza escénica, su potencial de ecoturismo y la satisfacción espiritual (Castillo et al., 2005; Maass et al., 2005). La naturaleza resistente de la costa, con múltiples arroyos pequeños, algunas bahías más amplias, finas arenas de color claro que contrastan con la vegetación verde (durante la época lluviosa) o grisácea (época seca) y la presencia de arroyos, ríos y humedales son profundamente apreciados por los turistas nacionales y extranjeros (Castillo et al., 2009; Godínez, 2003). La gran diversidad de aves y otros organismos que se hallan en los humedales pueden proporcionar un punto de enfoque para el desarrollo del ecoturismo para extranjeros y locales que actualmente exploran la opción. Los habitantes locales también valoran la belleza de la costa, los humedales, los cuerpos de agua y el BTS conservado y consideran que contribuyen a su bienestar espiritual (Castillo et al., 2005).

Gobernanza de la cuenca hidrográfica

La gobernanza de la cuenca es compleja debido a que en la región hay múltiples actores interesados, los tres principales tipos de tenencia de la tierra son: privado, ejidos y comunidades indígenas. Los propietarios de los terrenos privados pueden decidir sobre el uso del suelo y la cobertura vegetal. En cuanto a ejidos y comunidades indígenas, la Asamblea (una sesión plenaria de todos los miembros) es la principal autoridad agraria y toma decisiones generales sobre el uso del suelo, pero son los agricultores individuales los que toman sus propias decisiones de manejo en cuanto a qué, cuándo y cómo se usa su tierra (Schroeder y Castillo, 2012).

Por ley, el agua de México pertenece a toda la nación (Carpizo, 1917) y su manejo es responsabilidad de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Por ejemplo, CONAGUA está a cargo de otorgar las autorizaciones y permisos del uso de agua. Sin embargo, varios estudios han demostrado que la mayoría de los habitantes locales no son conscientes de las regulaciones de agua de CONAGUA, aunque esta entidad ha emitido acuerdos institucionales informales para regular el uso de agua tanto para su uso doméstico como para las actividades agrícolas (Flores-Díaz et al., 2014; Solorzano Murillo, 2008). Frecuentemente existen comités locales de agua en las comunidades rurales para organizar el acceso al agua, donde la mayor parte es bombeada de pozos y los pagos son sólo por los costos de energía eléctrica (Solorzano Murillo, 2008). También los traficantes de drogas juegan un papel importante en cuanto al acceso y distribución del agua.

Actualmente no hay diques importantes en la cuenca de Cuiztmala, pero desde hace 8 años existe un plan para construir uno en la parte superior de la cuenca. Tampoco existen instituciones de agua que regulen el acceso a la misma para sistemas de irrigación, los agricultores cercanos a los ríos se han auto-otorgado el derecho de irrigar pequeñas parcelas a lo largo de los ríos y arroyos durante la época de lluvias. Las estructuras temporales para la retención de agua también son utilizadas por los ganaderos locales para dar agua a sus animales. Los agricultores valoran el acceso al agua y reconocen que los demás también tienen derecho a ella. También comprenden la

necesidad de preservar la vegetación ribereña para controlar la erosión, proporcionar sombra al ganado y uso recreativo (Flores-Díaz et al., 2014).

Poco es lo que se conoce sobre los conflictos ocasionados por el agua en la región. Conflictos recientes, generados por el desarrollo de grandes instalaciones para el turismo a lo largo de la costa, han puesto de manifiesto ciertas necesidades de conservación, como la protección de la biodiversidad y el uso adecuado del agua dulce y los recursos playeros en el área (Castillo et al., 2007). Los turistas, en su gran mayoría de lujo, se ven atraídos por la belleza, limpieza y privacidad de las playas aunque, por otra parte, recientemente se han aprobado grandes desarrollos turísticos en el área vecina de la Reserva, incluyendo una marina y un club de golf. A medida que se desarrolla la industria turística, también se expande la población urbana de empleados y la demanda de agua para irrigación, albercas y duchas para turistas, lo cual incrementa la probabilidad de conflictos en un futuro cercano (Riensch et al., 2015).

Actualmente no existen planes de manejo para la cuenca del río Cuitzmala. Sin embargo, en los últimos 10 años se han creado diversas asociaciones regionales que vinculan agencias municipales, estatales y federales con instituciones ciudadanas y privadas para abordar los problemas ambientales de los programas de la cuenca (Flores-Díaz et al., 2014). Con base en el decreto del 2004 de la Ley de Desarrollo Rural, se crearon concejos municipales y regionales como plataformas donde agentes gubernamentales y ciudadanos (incluyendo académicos) hablan y llevan las recomendaciones en cuanto a asuntos de producción, salud, educación y ambientales a las autoridades pertinentes, por lo que estas asociaciones se están convirtiendo en importantes actores interesados. Además, se formó una ONG llamada JICOSUR (Junta Intermunicipal de Medio Ambiente de la Costa Sur del Estado de Jalisco) (Arellano y Rivera, 2011), que ya comenzó a interactuar con el sector académico y cuyos objetivos principales incluyen la promoción de planes de manejo de la cuenca para toda la región costera con el fin de estimular su conservación a largo plazo (Castillo et al., 2007; Lazos Chavero, en prensa). Finalmente, se concibió un programa de monitoreo de agua comunitario (Carrara Castilleja, 2009; Jiménez Belalcázar, 2014; Russildi

Gallego, 2010) y está siendo implementado como herramienta educativa para fortalecer a las comunidades en el manejo de sus recursos hídricos. Si una asociación intermunicipal tuviera verdaderamente el apoyo de las autoridades municipales y federales del agua, podría lograrse una gran mejora en cuanto a la gobernanza del agua.

Lecciones aprendidas

La cuenca del río Cuitzmala proporciona servicios ecosistémicos clave para gran cantidad y variedad de usuarios tanto dentro como fuera de la cuenca. La investigación ecológica a largo plazo en el área ha contribuido a comprender estos servicios, particularmente la contribución de los procesos ecológicos para la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, el manejo de la cuenca requiere tanto de comunicación e intervenciones institucionales como de prácticas sostenibles. Una mayor investigación transdisciplinaria y un co-diseño de planes de manejo de la cuenca entre investigadores y actores locales interesados son necesarios.

Apéndices

Apéndice I: Bibliografía

- Aber, J.D., Melillo, J.M., 2001. Terrestrial Ecosystems. Academic Press, San Diego.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2003. Naturaleza legal 2003 Informe social y Ambiental.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá). 2005. Acuerdo No. 103. Por el cual se aprueba el Reglamento de Uso de Aguas bajo Administración Privativa de la Autoridad del Canal de Panamá y de Extracción y Uso de Aguas de la Cuenca Hidrográfica del Canal. 25 de agosto de 2005.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2007. Informe anual 2007. Disponible en: <http://micanaldepanama.com/nosotros/sobre-la-acp/rendicion-de-cuentas/presupuestos-y-proyectos/informes-anales/>. Última actualización el 19 de marzo, 2015.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá). 2009. Convenio marco de cooperación técnica interinstitucional entre la Autoridad del Canal de Panamá, La Autoridad Nacional del Ambiente y el Ministerio de Desarrollo Agropecuario. Convenio firmado en 2009.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2010. Informe ejecutivo: Programa de incentivos económicos ambientales 2010. Logros del programa de incentivos económicos ambientales en la cuenca del canal a dos años de iniciada su ejecución. Departamento de Ambiente, Agua, y Energía, División de Ambiente, Sección de Manejo de Cuenca. Disponible en: <http://www.cich.org/publicaciones/1/programa-incentivos-economicos-amb-2010.pdf>
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2011a. Aguas y bosques en la Cuenca del Canal: Tendencias de largo plazo. Disponible en: <http://www.micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/Agua-y-Bosques.pdf>. Última actualización el 22 de abril, 2015.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2011b. Anuario Hidrológico 2010: Pedro Miguel, República de Panamá, Autoridad del Canal de Panamá, Departamento de Ambiente, Agua y Energía, División de Agua, Sección de Recursos Hídricos, Unidad de Hidrología Operativa, 80 p. [<http://micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/Anuario/2010.pdf>]
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2011c. Anuario de Sedimentos Suspendidos 2010: Pedro Miguel, República de Panamá, Autoridad del Canal de Panamá, Departamento de Ambiente, Agua y Energía, División de Agua, Sección de Recursos Hídricos, Unidad de Hidrología Operativa, 83 p. [<http://micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/Anuario/2010.pdf>]
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2012. Informe anual 2012. Disponible en: <http://micanaldepanama.com/nosotros/sobre-la-acp/rendicion-de-cuentas/presupuestos-y-proyectos/informes-anales/>. Última actualización el 19 de marzo, 2015.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2013a. Informe anual 2013a. Disponible en: <http://micanaldepanama.com/nosotros/sobre-la-acp/rendicion-de-cuentas/presupuestos-y-proyectos/informes-anales/>. Última actualización el 19 de marzo, 2015.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2013b. Informe de calidad de agua de la Cuenca

- del Canal, 2013. Available at: <http://micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/2013.pdf>. Última actualización el 22 de abril, 2015.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2014a. Informe anual 2014. Disponible en: <http://micanaldepanama.com/nosotros/sobre-la-acp/rendicion-de-cuentas/presupuestos-y-proyectos/informes-anales/>. Última actualización el 19 de marzo, 2015.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá) 2014b, Informe de la Tormenta La Purísima 2010, Autoridad del Canal de Panamá, División de Agua, Sección de Recursos Hídricos, Panamá, República de Panamá.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2014c. Instituciones de la CICH integrarán esfuerzos en la Cuenca del Canal. Disponible en: <http://micanaldepanama.com/instituciones-de-la-cich-integraran-esfuerzos-en-la-cuenca-del-canal/>. Última actualización el 19 de marzo, 2015.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2014c. Informe Experiencia ajustes y nuevas proyecciones-2008-2027, PIEA 15 de julio 2014. Documento de trabajo.
- ACP (Autoridad del Canal de Panamá), 2014d. Fortalecimiento de la Asociación de Productores de Café de Ciri Grande y Trinidad, en la cuenca del Canal de Panamá, en comercialización del café. Especificaciones y requerimientos técnicos (documento de trabajo).
- Aguilar, S., Condit, R., 2001. Use of native tree species by an Hispanic community in Panama. *Economic Botany* 55, 223-235.
- Aguilar-González, B., Moulaert, A., 2013. ECOTICOS: Multi-dimensional Valuation for Environmental Conflict Analysis in Costa Rica. In: Healey, H., Martínez-Alier, J., Temper, L., Walter, M., Gerber, J.F. (Eds). *Ecological Economics from the Ground Up*. Earthscan, London, UK, pp. 465–487.
- Aguirre N., Torres J., 2014. Restauración Ecológica de los Páramos de Jatunhuaycu: Degradación, Sistemas de Referencia y Estrategias de Regeneración. Fondo para la Protección del Agua – FONAG, Quito, Ecuador.
- Aide, T.M., Cavelier, J., 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2, 219–229.
- Aide, T.M., Clark, M.L., Ricardo Grau, H., Lopez-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M.J., Muñiz, M., 2012. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean. *Biotropica* 0, 1-10.
- Aldrich, M., Hostettler, S., 2000. Tropical montane cloud forest, time for action. UNEP-World Conservation Monitoring Center, Cambridge.
- Alila, Y., Kuras, P.K., Schnorbus, M., Hudson, R., 2009. Forests and floods: A new paradigm sheds light on age-old controversies. *Water Resources Research* 45, 1-24.
- Alix-Garcia, J., Janvry, A., Sadoulet, E., Torres, J.M., Varela, J.B., Ramos, M.Z., 2005. An assessment of Mexico's payment for environmental services program. Unpublished paper prepared for FAO by UC Berkeley and the Centre for Research and Teaching of Economics, Mexico.
- Allan, J.A., 1995. Overall Perspectives on Countries and Regions. In: Rogers, P., Lydon, P. (Eds). *Water in the Arab World: Perspectives and Prognoses*. Harvard University Press, Cambridge, MA, USA, pp. 65–100.
- Allan, J.A., 1998. Virtual water: A strategic resource global solutions to regional deficits. *Ground Water* 36, 545–546.

- Almekinders, C., 2002. Incentive measures for sustainable land use and conservation of agrobiodiversity. Proceedings of the workshop on experiences and lessons from Southern Africa, Lusaka, Zambia, 11–14 September 2001. Southern African Development Community Plant Genetic Resources Centre (SPGRC), Lusaka, Zambia.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente). 2010. Curso Regional Manejo Integrado de Aguas y Areas Costeras en América Latina y el Caribe: Teoría y Práctica. Situación ambiental e instruccional de los recursos hídricos y áreas costeras de Panamá. Disponible en: http://www.pnuma.org/agua-miaac/CursoRegPres_Presentaciones.php. Última acceso el 19 de marzo, 2015.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente). 2014a. Quiénes somos. Disponible en: <http://www.anam.gob.pa/index.php/homepage/getting-started>. Última acceso el 18 de marzo, 2015.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente). 2014b. Estadísticas ambientales evolutivas: 2000 – 2013. Disponible en: http://www.anam.gob.pa/CONAPHI/images/stories/documentos/Recursos_Hidricos_Panama.pdf. Última acceso el 17 de marzo, 2015.
- Appleton, A.F., 2002. How New York City Used an Ecosystem Services Strategy Carried out Through an Urban-Rural Partnership to Preserve the Pristine Quality of Its Drinking Water and Save Billions of Dollars. *Forest Trends*, Toyko, New York, 11 pp. Disponible en: http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/resources.library.page.php?page_id=22§ion=home&eod=1.
- Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Metcalfe, D. B., Silva-Espejo, J. E., Jiménez, E., Navarrete, D., Almeida, S., Costa, A. C. L., Salinas, N., Phillips, O. L., Anderson, L. O., Alvarez, E., Baker, T. R., Goncalvez, P. H., Huamán-Ovalle, J., Mamani-Solórzano, M., Meir, P., Monteagudo, A., Patiño, S., Peñuela, M. C., Prieto, A., Quesada, C. A., Rozas-Dávila, A., Rudas, A., Silva Jr., J. A., and Vásquez, R., 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils, *Biogeosciences*, 6, 2759-2778, doi:10.5194/bg-6-2759-2009.
- Arellano, R.A., Rivera, P., 2011. Asociacionismo Municipal y Medio Ambiente. La junta intermunicipal del río Ayuquila, Jalisco. *Espacios Públicos* 14, 32-56.
- Arnold, J.E.M., Ruiz Perez, M., 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* 39, 437-447.
- Arriaga, L., Espinoza, J.M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., Loa, E. (coordinadores), 2000. Regiones Terrestres Prioritarias de México (escala 1:1.000.000). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/terrestres.htm>.
- Arriaga, L., Aguilar, V., Alcocer, J., 2002. Regiones Hidrológicas Prioritarias de México (escala 1:4.000.000). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/hidrologicas.html>.
- Asamblea Nacional, 1994. Constitución Política de Panamá, Título XIV.
- Asamblea Nacional, 1997a. Ley No. 19, De 11 de junio de 1997. Ley orgánica de la Autoridad del Canal de Panamá, por la que se organiza la Autoridad del Canal de Panamá.
- Asamblea Nacional, 1997b. Ley No. 21, del 2 de julio de 1997, Por la cual se adopta el Plan Regional y el Plan General de Uso de Suelo, Conservación y Desarrollo del Área del Canal.

- Asamblea Nacional, 2006. Ley No. 20 de 21 de junio de 2006, que deroga la Ley 44 de 1999, por la cual se aprueban los límites de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá.
- Asbjornsen, H., Manson, R., Scullion, J., Holwerda, F., Munoz-Villers, L., Alvarado-Barrientos, M.S., Geissert, D., Gomez-Tagle, A., Dawson, T., McDonnell, J., Bruijnzeel, L.A., In Review. Exploring interactions between payments for hydrologic services, landowner decisions, and ecohydrological consequences in a Mexican cloud forest watershed: Is there a disconnect between the policy goals and outcomes?
- Asbjornsen, H., Velázquez-Rosas, N., García-Soriano, R., Gallardo-Hernández, C., 2005. Deep ground fires cause massive above- and below-ground biomass losses in tropical montane cloud forests in Oaxaca, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 21, 427–434.
- Ashton, M.S., Peters, C., 1999. Even-aged silviculture in mixed moist tropical forests with special reference to Asia: Lessons learned and myths perpetuated. *Journal of Forestry* 97, 14–19.
- Ashton, M.S., Gunatilleke, C.V.S., Singhakumara, B.M.P., Gunatilleke, I.A., 2001. Restoration pathways for rainforests in southwest Sri Lanka: A review of concepts and models. *Forest Ecology and Management* 154, 1–23.
- Ashton, P.S., Brokaw, N., Bunyavehchewin, S., Condit, R., Chuyong, G., Co, L., Dattaraja, H.S., Davies, S., Esufali, S., Ewango, C.E.N., Foster, R., Gunatilleke, N., Gunatilleke, S., Hernandez, C., Hubbell, S., Itoh, A., John, R., Kanzaki, M., Kenfack, D., Kiratiprayoon, S., LaFrankie, J., Lee, H.S., Liengola, I., Lao, S., Losos, E.C., Makana, J.R., Manokaran, N., Navarrete, H., Okhubo, T., Pérez, R., Pongpattannanurak, N., Samper, C., Sri-ngernyuang, K., Sukumar, R., Sun, I.F., Suresh, H.S., Tan, S., Thomas, D., Thompson, J., Vallejo, M., Villa Muñoz, G., Valencia, R., Yamakura, T., and Zimmerman, J., 2004. Floristics and vegetation of the forest dynamics plots. In: Losos, E.C., Leigh, E.E.J. (Eds). *Tropical Forest Diversity and Dynamism: Findings from a Large-Scale Plot Network*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 90-102.
- Ashton, M.S., Hall, J.S., 2011. Review: The Ecology, Silviculture, and Use of Tropical Wet Forests with Special Emphasis on Timber Rich Types. In: Gunter, S., Weber, M., Stimm, B., Mosandl, R. (Eds). *Silviculture in the Tropics*, Tropical Forestry 8. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Asner, G.P., Mascaro, J., Anderson, C., Knapp, D.E., Martin, R.E., Kennedy-Bowdoin, T., van Breugel, M., Davies, S., Hall, J.S., Muller-Landau, H.C., Potvin, C., Sousa, W., Wright, J., Birmingham, E., 2013. High-fidelity national carbon mapping for resource management and REDD+. *Carbon Balance and Management* 8, 7 <http://www.cbmjournal.com/content/8/1/7>.
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*.
- Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T.J., Lobell, D.B., Delire, C., Mirin, A., 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 6550-6555.
- Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Lenero, L., Altesor, A., DeClerk, F., Gardner, T., Hall, J., Lara, A., Laterra, P., Pena-Claros, M., Matos, D.M.S., Romero-Duque, L.P., Vogl, A., Arreola, L.F., Carro-Borrero, A.P., Gallego, F., Jain, M., Little, C., Xavier, R.O., Paruelo, J.M., Peinado, J.E., Poorter, L., Azcarrunz, N., Correa, F., Cunha-Santino, M.B., Hernandez-Sanchez, A.P., Vallejos, M., 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of

- the art. *Ecosystem Services* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.006>.
- Barkmann, J., Eichhorn, S., Maza, B., Walter, F., Olschewski, R., 2013. The Challenges of Sustainable Development in the Podocarpus-El Cónдор Biosphere Reserve. In: Bendix, J., Beck, E., Bräuning, A., Makeschin, F., Mosandl, R., Scheu, S., Wilcke, W., (Eds). *Ecosystem Services, Biodiversity and Environmental Change in a Tropical Mountain Ecosystem of South Ecuador*. Ecological Studies, Vol. 221. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 31-40.
- Barrett, A., Ashton, M.S., 2013. Global relevance of lessons learned in watershed management and drinking water treatment from the northeastern United States. In: Alcott, E., Ashton, M.S., Gentry, B.S. (Eds). *Natural and Engineered Solutions for Drinking Water Supplies*. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 239-266.
- Barthlott, W., Mutke, J., Rafiqpoor, M.D., Kier, G., Kreft, H., 2005. Global centers of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina* 92, 61–83.
- Batterman, S.A., Hedin, L.O., van Breugel, M., Ransjin, J., Craven, D., 2013. Key role of symbiotic dinitrogen fixation in tropical forest secondary succession. *Nature* 502: 224-227.
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12, 1394-1404.
- Bennett, G., Nathaniel, C., Hamilton, K., 2013. *Charting New Waters: State of Watershed Payments 2012*. Washington, DC: Forest Trends [online] available at http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3308.pdf.
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E.L., BurnSilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T.M., Evans, L.S., Kotschy, K., Leitch, A.M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M.D., Schoon, M.L., Schultz, L., West, P.C., 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources* 37, 421-448.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York, 253.
- Brady, N.C., 1990. *The Nature and Properties of Soils*. Macmillan Publishing Company, New York, 740.
- Brauman, K. A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32, 67-98.
- Brenes-Arguedas, T., Coley, P.D., Kursar, T.A., 2009. Pests vs. drought as determinants of plant distribution along a tropical rainfall gradient. *Ecology* 90, 1751–1761.
- Broecker, W.S., Denton, G.H., 1989. The role of ocean-atmosphere reorganization in glacial cycles: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53, 2465-2510.
- Broom, D., Molento, C., 2004. Bem-estar animal: conceito e questões relacionadas – Revisão (Animal welfare: concept and related issues–Review). *Archives of Veterinary Science* 9, 1-11.
- Broom, D.M., Galindo, F.M., Murgueitio, E., 2013. Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* 282 <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3790492/>.
- Brouwer, R., Tesfaye, A., Pauw, P., 2011. Meta-analysis of institutional-economic factors

- explaining the environmental performance of payments for watershed services. *Environmental Conservation* 38, 380-392.
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W., Vertessy, R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310, 28-61.
- Bruijnzeel, L.A., 1989. (De)forestation and dry season flow in the tropics: A closer look. *Journal of Tropical Forest Science* 1, 229-243.
- Bruijnzeel, L.A., Hamilton, L.S., 2000. Decision Time for Cloud Forest. UNESCO (IHPO Humid Tropic Programme Series No. 13). Paris, France.
- Bruijnzeel, L.A., 2004. Hydrological functions of tropical forest: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 185-228.
- Bruijnzeel, L.A., Kappelle, M., Mulligan, M., and Scatena, F.N., 2010. Tropical Montane Cloud Forests: State of Knowledge and Sustainability Perspectives in a Changing World. In: Bruijnzeel, L. A., Scatena, F. N., Hamilton, L. S. (Eds). *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 691-740.
- Bruijnzeel, L.A., Mulligan, M., Scatena, F.N., 2011. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: Emerging patterns. *Hydrological Processes* 25, 465-498.
- Bruijnzeel, L.A., Veneklaas, E.J., 1998. Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. *Ecology* 79: 3-9.
- Bubb, P., May, I., Miles, L., Sayer, J., 2004. Cloud forest agenda. *Agenda* 1, 1-36.
- Bumrungsri, S., Harbit, A., Benzie, C., Carmouche, K., Sridith, K., Racey, P., 2008. The pollination ecology of two species of *Parkia* (Mimosaceae) in southern Thailand. *Journal of Tropical Ecology* 24, 467-475.
- Bumrungsri, S., E. Sripaoraya, T. Chongsiri, K. Sridith, and P. A. Racey. 2009. The pollination ecology of durian (*Durio zibethinus*, Bombacaceae) in southern Thailand. *Journal of Tropical Ecology* 25, 85.
- Bunch, R., 1982. Two ears of corn. A guide to people-centered agricultural improvement. World Neighbors, Oklahoma City, USA.
- Buytaert, W., Célleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., Hofstede, R., 2006. Human impact on the hydrology of the andean páramos. *Earth Science Reviews* 79, 53-72.
- Calder, I.R., Smyle, J., Aylward, B., 2007. Debate over flood-proofing effects of planting forests. *Nature* 450, 945.
- Calle, A., Montagnini, F., Zuluaga, A.F., 2009. Farmers' perceptions of silvopastoral system promotion in Quindío, Colombia. *Bois et forets des tropiques* 300, 79-94.
- Calle, Z., Méndez, L.E., 2009. Estructura y composición de la vegetación arbórea en el agropaisaje del río La Vieja. In: Rodríguez, J.M., Camargo, J.C., Niño, J., Pineda, A.M., Arias, L.M., Echeverri, M.A., Miranda, C.L. (Eds). *Valoración de la Biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero*. CIEBREG, Pereira, Colombia, pp. 171-184.
- Calle, Z., Murgueitio, E., Calle, N., 2001. Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas. *Ganadería Productiva y Sostenible*. Fundación CIPAV, Cali, Colombia.
- Calle, Z., Murgueitio, E., Chará, J., 2012. Integrating

- forestry, sustainable cattle-ranching and landscape restoration. *Unasyva* 239, 31-40.
- Calle, Z., Murgueitio, E., Chará J., Molina C. H., Zuluaga A. F., Calle, A., 2013. A strategy for scaling-up intensive silvopastoral systems in Colombia. *Journal of Sustainable Forestry* 32, 677-693.
- Calvache, A., Benitez, S., Ramos, A., 2012. *Water Funds: Conserving Green Infrastructure. A guide for design, creation and operation.* Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua, The Nature Conservancy, Fundación FEMSA & Banco Interamericano de Desarrollo, Bogotá, Colombia.
- Campbell, C., 1983. The assessment of mealybugs (Pseudococcidae) and other Homoptera on mature cocoa trees in Ghana. *Bulletin of Entomological Research* 73, 137-151.
- CAN, 1998. *Estudio de Indicadores Biológicos en el Rio Los Pescados.* CNA-IMTA, México.
- Candanedo, I., Ponce, E., Riquelme, L. (compiladores), 2003. *Plan de Conservación de Área para el Alto Chagres.* The Nature Conservancy (TNC) y Asociación Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ANCON). Panamá, República de Panamá.
- Carabias, J., De la Maza, J., Provencio, E., 2008. Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad. In: Carabias, J., Mohar, A., Anta, S., De la Maza, J. (Eds). *Capital natural de México. vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad.* CONABIO, México, D.F., p. 29-42.
- Carpizo, J., 1917. *La Constitución Mexicana de 1917.* Porrúa, México, D.F.
- Carr, D.L., Lopez, A.C., Bilsborrow, R.E., 2009. The population, agriculture, and environment nexus in Latin America: Country-level evidence from the latter half of the twentieth century. *Population and Environment* 30, 222-246.
- Carrara Castilleja, E., 2009. *Diseño de un Modelo de Monitoreo Climático Comunitario en la Cuenca del Río Cuitzmala, Jalisco, México.* Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Carson, M.A., Kirkby, M.J., 1972. *Hillslope, Form and Process.* Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Carson, R.T., Louviere, J.J., 2011. A common nomenclature for stated preference elicitation approaches. *Environmental Resource Economics* 49, 539-559.
- Carter, M.M., Elsner, J.B., 1997. A statistical method for forecasting rainfall over Puerto Rico. *Weather and Forecasting* 12, 515-525.
- Castaño, C., 2002. *Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición Hotspot y Global Climatic Tensor.* IDEAM, Bogotá.
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., Godínez, C., 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: A case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8, 630-643.
- Castillo, A., Domínguez, C., García, A., Quesada, M., Vega, J., 2007. *Panel Técnico de Análisis de los Proyectos de Desarrollo Turísticos La Huerta Y Tambora en las Áreas Vecinas de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala.* Proyectos De Desarrollo Turístico. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Castillo, A., Godínez, C., Schroeder, N., Galicia, C., Oujadas-Botey, A., Martínez-Hernández, L., 2009. Los bosques tropicales secos en riesgo: Conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico y provisión de servicios ecosistémicos en la costa de Jalisco, México. *Interciencia* 34, 844-850.
- Castillo, N.T., 2011. *Recursos Hidricos: Panama.* TEC Monterrey y Centro del Agua para América Latina y el Caribe.

- Cayuela, L., Golicher, D.J., Benayas, J.M.R., Gonzalez-Espinosa, M., Ramirez-Marcial, N., 2006. Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology* 43, 1172–1181.
- Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in Neotropical dry forests. Pages 195–220 in S. H. Bullock, H. A. Mooney, and E. Medina, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- CEDES (Centro de Estudios para el Desarrollo Sustentable & Estudios Técnicos Inc.), 2002. Puerto Rico en ruta hacia el desarrollo inteligente: El impacto del desparrame urbano en el área metropolitana de San Juan. Escuela de Asuntos Ambientales, Universidad Metropolitana. <http://www.suagm.edu/umet/cedes/index.asp>.
- Célleri, R., Feyen, J., 2009. The hydrology of tropical Andean ecosystems: Importance, knowledge status, and perspectives. *Mountain Research and Development* 29, 350-355.
- Center for International Forestry Research, 2005. *Forests and Floods: Drowning in Fiction or Thriving in Facts*. CIFOR, Jakarta, Indonesia.
- Cerezo, A., 2011. Uso de especies nativas para la reforestación de tierras en la Cuenca del Canal de Panamá. Segundo Simposio Internacional. Construyendo Caminos de Conocimiento para un Futuro con Sostenibilidad Hídrica. UNESCO. Programa Hidrológico Internacional Hidrología para el Ambiente, la Vida y las Políticas-HELP. pp. 2228-233.
- Challenger, A., Caballero, J., 1998. Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Chambers, J. Q., Negron-Juarez, R.I., Hurtt, G.C., Marra, D.M., Higuchi, N., 2009. Lack of intermediate-scale disturbance data prevents robust extrapolation of plot-level tree mortality rates for old-growth tropical forests. *Ecology Letters* 12, E22–25.
- Chan, K.M., Goldstein, J., Satterfield, T., Hannahs, N., Kikiloi, K., Naidoo, R., 2011. Cultural services and non-use values. In: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T., Daily, G.C., Polasky, S. (Eds). *Natural Capital Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford, pp. 206-228.
- Chan, K.M., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B.S., Hannahs, N., Levine, J., Ruckeshaus, M., Russell, R., Tam, J., Woodside, U., 2012. Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience* 62, 744-756.
- Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., 2004. *Water Footprints of Nations. Volume I. Main report (Research Report No. 16), Value of Water*. IHE, Delft, The Netherlands.
- Chapin III, F.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 2011. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York.
- Chará, J., Murgueitio, E., Uribe, F., Montoya, S., 2014. Carne sostenible con bienestar animal. *Revista De Carne* 13, 16-20.
- Chardonnet, P., Clers, B. D., Fischer, J., Gerhold, R., Jori, F., Lamarque, F., 2002. The value of wildlife. *Revue scientifique et technique-Office international des epizooties* 21, 15-52.
- Chase, J.M., Leibold, M.A., 2003. *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. University of Chicago Press.
- Chazdon, R.L., Pearcy, R.W., 1991. The importance of sunflecks for forest understory plants. *BioScience* 41, 760–766.

- Chazdon, R.L., 2003. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 6, 51–71.
- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Finegan, B., 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362, 273–289.
- Chazdon, R.L., Harvey, C., Komar, O., Griffith, D.M., Ferguson, B.G., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Bruegel, M., Philpott, S., 2009. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 41, 142–153.
- Chazdon, R. L., C. A. Harvey, M. Martínez-Ramos, P. Balvanera, J. E. Schondube, K. E. Stoner, L. D. A. Cabadilla, Flores-Hidalgo, M., 2011. Seasonally Dry Tropical Forest Biodiversity and Conservation Value in Agricultural Landscapes of Mesoamerica. Pages 195–219 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press.
- Chazdon, R.L. 2014. *Second Growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Chisholm, R. A., Muller-Landau, H., Abdul Rahman, K., Bebb, D. P., Bin, Y., Bohlman, S. A., Bourg, N. A., Brinks, J., Bunyavejchewin, S., Butt, N., Cao, H., Cao, M., Cárdenas, D., Chang, L., Chiang, J., Chuyong, G., Condit, R., Dattaraja, H. S., Davies, S., Duque, A., Fletcher, C., Gunatilleke, N., Gunatilleke, S., Hao, Z., Harrison, R. D., et al, 2013. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *Journal of Ecology*, 101, 1214–1224.
- Christensen, J.H., Kanikicharla, K.K., Aldrian, E., An, S.I., Cavalcanti, I.F.A., de Castro, M., Dong, W., Goswami, P., Hall, A., Kanyanga, J.K., Kitoh, A., Kossin, J., Lau, N.-C., Renwick, J., Stephenson, D.B., Xie, S.P., Zhou, T., 2013. Climate Phenomena and their Relevance for Future Regional Climate Change. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M.M.B., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds). *Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1217–1308.
- CICH (Comisión Interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá), 2007. Informe del estado ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá.
- CICH (Comisión Interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá), 2008a. Mapa 5: Subcuencas. Available at: <http://www.cich.org/mapas/imagenes/map5.jpg>. Último acceso el 16 de abril, 2015.
- CICH (Comisión Interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá), 2008b. Plan de Desarrollo Sostenible y Gestión Integrada de los Recursos Hídricos de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá. Disponible en: <http://www.cich.org/documentos/plan-ds-y-girh-31-octubre-2008.pdf>. Último acceso el 16 de abril, 2015.
- CICH (Comisión Interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá), 2010. 10 Años.
- CICH (Comisión Interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá), 2015. La Cuenca. Disponible en: <http://www.cich.org/la-cuenca/cuenca.html>. Último acceso el 17 de marzo, 2015.

- CIFOR, Center for International Forestry Research, ed., 2005, *Forests and Floods: Drowning in Fiction or Thriving in Facts*: Jakarta, Indonesia, CIFOR.
- Clark, D.A., Clark, D.B., Sandoval, R.M., Vinicio Castro, M.C., 1995. Edaphic and Human Effects on Landscape-Scale Distributions of Tropical Rain Forest Palms. *Ecology* 76, 2581-2594.
- CNA, 1998. Estudio de indicadores biológicos en el río Los Pescados. CNA-IMTA, México.
- Coates, A.G., 1997. The Forging of Central America. In: Coates, A.G. (Ed). *Central America: A Natural and Cultural History*. Yale University Press, New Haven and London, pp. 1-37.
- Cochrane, M.A., 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421, 913-919.
- Cohen, D., 2014. Estrategias de Manejo de Recursos Naturales en un Ejido Aledaño a la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacan.
- Comunidad Emberá Drua. 2015. Bienvenidos a Emberá Drua. Website disponible en: <http://www.trail2.com/embera/index.htm>. Último acceso el 20 de marzo, 2015.
- Condit, R., 1998. Ecological implications of changes in drought patterns: Shifts in forest composition in Panama. *Climatic Change* 39, 413-427.
- Condit, R., Robinson, W.D., Ibáñez, R., Aguilar, S., Sanjurjo, A., Martínez, R., Stallard, R.F., García, T., Angehr, G.R., Petit, L., Wright, S.J., Robinson, T.R., Heckadon, S., 2001. The status of the Panama Canal Watershed and its biodiversity at the beginning of the 21st century. *BioScience* 51, 389-398.
- Condit, R., Engelbrecht, B.M., Pino, D., Pérez, R., Turner, B.L., 2013. Species distributions in response to individual soil nutrients and seasonal drought across a community of tropical trees. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 110, 5064-5068.
- Congreso, 2013. Ley de Aguas Nacionales. Diario Oficial de la Federación, Cámara de Diputados del H Congreso de la Unión.
- Connell, J.H., 1971. On the role of enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: den Boer P. J., Gradwell G. R. (Eds). *Dynamics of populations*. Center for Agricultural Publication and Documentation, Wageningen, The Netherlands, pp. 298-312.
- Constitutional Court of Ecuador, 2008. Registro Oficial, Año II, N. 373. Corte Constitucional de Ecuador, Ecuador.
- Constitutional Court of Ecuador, 2010. Registro Oficial, Año I, N. 176. Corte Constitucional de Ecuador, Ecuador.
- Cotler, H., Durán, E., Siebe, C., 2002. Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. In: Noguera, F.A., Vega, J.H., García-Aldrete, A.N., Quesada, M. (Eds). *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México México, D.F. pp. 17-79.
- Cotler, H. 2010. Las cuencas hidrográficas de México: Diagnostico y priorización. Primera edición. Instituto Nacional de Ecología, México City.
- Craven, D., Hall, J., Verjans, J.M. 2008. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama Canal Watershed. *Restoration Ecology*.
- Cuesta, F., Bustamante, M., Becerra, M., Postigo, J., Peralvo, M. (Eds.), 2012. *Panorama Andino*

- sobre Cambio Climático: Vulnerabilidad y adaptación en los Andes Tropicales. CONDESAN, SGCAN, Lima, Perú.
- Cuesta F., Muriel, P., Beck, S., Meneses, R.I., Halloy, S., Salgado, S., Ortiz, E., Becerra, M.T. (Eds.), 2012. Biodiversidad y Cambio Climático en los Andes Tropicales – Conformación de una red de investigación para monitorear sus impactos y delinear acciones de adaptación. Red Gloria-Andes, Lima, Perú and Quito, Ecuador.
- Cuesta, F., Sevin, J., Llambi, L.D., De Bievre, B., Posner, J. (Eds.), 2014. Avances en Investigación para la Conservación de los Páramos Andinos. CONDESAN, Lima, Perú.
- Dale, V.H., Brown, S., Calderon, M.O., Montoya, A.S., Martinez, R.E., 2005. Projected land-use change for the Eastern Panama Canal Watershed and its potential impacts. In: Harmon, R.S. Springer, Dordrecht (Eds). The Rio Chagres, Panama: A Multidisciplinary Profile of a Tropical Watershed. The Netherlands, pp. 337 – 345.
- Dalling, J. W., Muller-Landau, H. C., Wright, S. J., Hubbell, S. P., 2002. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. *Journal of Ecology* 90, 714–727.
- Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C., Gobster, P., Grêt-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J., von der Dunk, A., 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *PNAS* 109, 8812-8819.
- Darghouth, S., Ward, C., Gambarelli, G., Styger, E., Roux, J., 2008. Watershed Management Approaches, Policies, and Operations: Lessons for Scaling Up (No. 11), Water Sector Board Discussion Paper. World Bank, Washington DC, USA.
- De Bièvre, B., Íñiguez, V., Buytaert, W., 2006. Hidrología del páramo andino: Importancia, propiedades y vulnerabilidad. In: Ortiz M.; P. Mena (Eds). Páramo: Investigaciones Biofísicas en el Páramo. Grupo de Trabajo en Páramos del Ecuador (GTP), Quito, Ecuador, pp. 26 – 48.
- DeFries, R., Asner, G.P., Foley, J., 2006. A glimpse out the window: Landscapes, livelihoods, and the environment. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 48, 24-36.
- DeFries, R., Rudel, T., Uriarte, M., Hansen, M., 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* DOI: 10.1038/NGEO756.
- Dickinson, M. B., S. M. Hermann, Whigham, D.F., 2001. Low rates of background canopy-gap disturbance in a seasonally dry forest in the Yucatan Peninsula with a history of fires and hurricanes. *Journal of Tropical Ecology* 17, 895–902.
- Diekmann, L., Lawrence D., 2006. The ecological legacy of land use: How shifting cultivation affects soil phosphorus in a Mexican dry tropical forest. *Ecology in an era of globalization: challenges and opportunities for environmental scientists in the Americas. Proceedings of the Ecological Society of America International Conference, Merida, Mexico.* ESA, Washington, D.C.
- Diemont, S.A.W., Martin, J.F., Levy-Tacher, S.I., Nigh, R.B., Ramirez-Lopez, P., Golicher, J.D., 2006. Lacandon Maya forest management: Restoration of soil fertility using native tree species. *Ecological Engineering* 28, 205–212.
- Dillaha, T., Ferraro, P., Huang, M., Southgate, D., Upadhyaya, S., Wunder, S., 2007. Payments for

- watershed services: regional syntheses (Working Paper). Office of International Research, Education, and Development (OIREED).
- Dirzo, R., H. S. Young, H. A. Mooney, Ceballos, G., 2011. Introduction. Pages xi–xiii in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press.
- Dorado, V., Eguino, S., Octavio Ribera, M., Sangüeza, S., 2011. *Mecanismos financieros del agua en América Latina*. FUNDESNAP, Bolivia and Fundación Avina, Panamá.
- Doumenge, C., Gilmour, D., Ruiz-Perez, M., Blockhus, J., 1995. Tropical Montane Cloud Forest: Conservation Status and Management Issues. In: Hamilton, L.S., Juvik, J.O., Scatena, F.N. (Eds). *Tropical Montane Cloud Forest*. Springer, New York, pp. 24-37.
- Dudley, N. (Editor) (2008). *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Durán, E., Balvanera, P., Lott, E.J., Segura, G., Perez-Jimenez, A.I., Franco, M., 2002. Composición, Estructura y Dinámica de la Vegetación. En: Noguera, F.A., Vega Rivera, J.H., García Aldrete, A.N., Quesada Avendaño, M., (Eds). *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. pp. 443-472.
- Eade, D., 1997. *Capacity-Building: An Approach to People-Centered Development*. Oxfam, 226 pp.
- Eguiguren, P., Ojeda, T., 2009. Línea base para el monitoreo a largo plazo del impacto del cambio climático sobre la diversidad florísticas en una zona piloto del ecosistema páramo del Parque Nacional Podocarpus. Tesis Ingeniería Forestal. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador.
- Eguiguren P., Ojeda, T., Aguirre, N., 2010. Diversidad florística del ecosistema páramo del Parque Nacional Podocarpus para el monitoreo del cambio climático. *Revista Ecología Forestal* 1, 7-18.
- Eller, C.L., Lima, A.L., Oliveira, R.S., 2013. Foliar uptake of fog water and transport belowground alleviates drought effects in the cloud forest tree species, *Drimys brasiliensis* (Winteraceae). *New Phytol* 199: 151-162.
- Emanuel, K.A., 1988. Toward a general theory of hurricanes. *American Scientist* 76, 371-379.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65, 663–674.
- Engelbrecht, B.M., Comita, L.S., Condit, R., Kursar, T.A., Tyree, M.T., Turner, B.L. Hubbell, S.P., 2007. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature* 447, 80–82.
- Espinosa, J.A., 2011. Water management in the Panama Canal during the December 2010 extreme flood. In: Tarté, A., Soto, E.R., Messina, E.A. (Eds). *Second International Symposium on Building Knowledge Bridges for a Sustainable Water Future*, Panama, Republic of Panama, 21-24 November, 2011, Panama Canal Authority and UNESCO, pp. 41-45.
- Etter, A., Botero, P.J., 1990. Efectos de procesos climáticos y geomorfológicos en la dinámica del bosque húmedo tropical de la Amazonia colombiana. *Colombia Amazonica* 4, 7-21.
- Evans, H.C., 2007. Cacao diseases-the trilogy revisited. *Phytopathology* 97, 1640-1643.
- Fajardo, D., Johnston-González, R., Neira, L., Chará, J., Murgueitio, R., 2010. Influencia de los sistemas silvopastoriles en la diversidad de aves en la Cuenca del río La Vieja,

- Colombia. *Revista Recursos Naturales y Ambiente* 58, 9-16.
- Falkenmark, M., 2003. Freshwater as shared between society and ecosystems: From divided approaches to integrated challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 358, 2037–2049.
- FAO 2011. FAOSTAT statistical database. LAC. <http://faostat.fao.org>.
- Farley, J., 2008. The role of prices in conserving critical natural capital. *Conservation Biology* 22, 1399–1408.
- Farley, K.A., Anderson, W.G., Bremer, L.L., Harden, C.P., 2011. Compensation for ecosystem services: An evaluation of efforts to achieve conservation and development in Ecuadorian páramo grasslands. *Environmental Conservation* 38, 393–405.
- Farrington, J., Turton, C., 2000. *Participatory Watershed Development: Challenges for the Twenty-First Century*. Oxford University Press.
- Feng, K., Chapagain, A., Suh, S., Pfister, S., Hubacek, K., 2011. Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations. *Economic Systems Research* 23, 371–385.
- Finer, M., Jenkins, C.N., 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS ONE* 7, e35126. [<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3329437/pdf/pone.0035126.pdf>].
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653.
- Flores-Díaz, A.C., Castillo, A., Sánchez-Matías, M., Maass, M., 2014. Local values and decisions: Views and constrains for riparian management in western Mexico. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 414, 1-6.
- Foley, J., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Hibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570-574.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C.O., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Plasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337-342.
- FORAGUA, 2014. Plan Estratégico 2013-2014. Disponible en: <http://www.foragua.org/?q=node/76>.
- Fuentes-Pangtay, T., 2008. Análisis de los programas de pago o compensación por servicios ambientales en la Cuenca del Pixquiatic: Fortalezas y debilidades en el contexto local. Informe por cuenta del Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, AC (FMCN) y de la Agencia de los Estados Unidos de América para el Desarrollo Internacional (USAID), Coatepec, México. GEF (2006) México.
- Fundación Chagres, 20xx. Sabías que ... Disponible en: <http://fundacionchagres.org/parque-nacional-chagres/>. Último acceso el 17 de marzo, 2015.
- Fundación Natura, 2010. Pequeños pasos hasta grande cambios: Fondo FIDECO 15 Años (1995 – 2010). Disponible en: <http://www.naturapanama.org/>. Último acceso el 20 de marzo, 2015.
- Fundación Natura, 2015. Fondos Administrados: FIDECO. Disponible en: <http://www>.

- naturapanama.org/index.php/fondos-administrados/fondo-fideco. Último acceso el 20 de marzo, 2015.
- Fundación Natura, ACP (Autoridad del Canal de Panamá), CICH (Comisión interinstitucional del Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá), ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente), CREA, CATIE y La ROCAA. 2008. Plan de manejo de las subcuencas de los ríos Ciri Grande y Trinidad (Cuenca del Canal de Panamá). Disponible en: <http://www.cich.org/documentos/ciri-grande-y-trinidad/vol-vi-bibliografia-y-anexos-ciri-y-trinidad-2008.pdf>. Último acceso el 18 de marzo, 2015.
- García, E., 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Autónoma de México, Instituto de Geografía, D.F., México.
- García-Amado, L. R., Pérez, M.R., Escutia, F.R., García, S.B., Mejía, E.C., 2011. Efficiency of payments for environmental services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. *Ecological Economics* 70, 2361-2368.
- García-Oliva, F., Camou, A., Maass, J.M., 2002. El Clima de la Región Central de la Costa del Pacífico Mexicano. En: Noguera, F.A., Vega, J.H., García-Aldrete, A.N., Quesada, M. (Eds). *Historia Natural de Chamela*. México, D. F.: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, D.F., pp. 3-10.
- Garen, E., Saltonstall, K., Slusser, J., Mathias, J., Ashton, P.M.S., Hall, J.S., 2009. An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: Implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. *Agroforestry Systems* 76, 219-236.
- GCA, 2006. Valoración del Recurso Hídrico en Microcuencas Abastecedoras de agua para el Cantón Loja. *Naturaleza y Cultura*, Loja, Ecuador.
- Geist, H.J., Lambin, E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52, 143-150.
- Gellis, A.C., Webb, R.M.T., McIntyre, S.C., Wolfe, W.J., 2006. Land-use effects on erosion, sediment yields, and reservoir sedimentation: A case study on the Lago Loíza Basin, Puerto Rico. *Physical Geography* 27, 39-69.
- Gentry, A.H., 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. In: Hecht, M. K., Wallace, B., Prance, G.T. (Eds). *Evolutionary Biology*. Plenum press, New York.
- Gentry, A.H., Dodson, C.H., 1987. Diversity and biogeography of Neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 74, 205-233.
- Gentry, A.H., 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Missouri Botanic Gardens* 75, 1-34.
- Gibbon, A., Silman, M.R., Malhi, Y., Fisher, J.B., Meir, P., Zimmermann, M., Dargie, G.C., Farfan, W.R., Garcia, K.C., 2010. Ecosystem carbon storage across the grassland-forest transition in the high Andes of Manu National Park, Peru. *Ecosystems* 13, 1097-1111.
- Gibson, L., Lee, T.M., Hoh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J.A., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Sodhi, N.S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478, 378-381.
- Giraldo, C., Escobar, F., Chará, J., Calle, Z., 2011. The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation & Diversity* 4, 115-122.
- Girardin, C.A.J., Malhi, Y., Aragão, L.E.O.C., Mamani, M., Huaraca Huasco, W., Durand,

- L., Feeley, K.J., Rapp, J., Silva-Espejo, J.E., Silman, M., Salinas, N., Whittaker, R.J., 2010. Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. *Global Change Biology* 16, 3176–3192.
- Global Giving, 2015. Fundación Natura – Panamá. Disponible en: <http://www.globalgiving.org/donate/12468/fundacion-natura-panama/info/>. Último acceso el 20 de marzo, 2015.
- Global Water Team Initiative, 2015. Agriculture Practices Improving Water Productivity in Rainfed Production Systems in Central America.
- Godínez, M.C., 2003. Percepciones del Sector Turismo Sobre el Ambiente, los Servicios Ecosistémicos y las Instituciones Relacionadas con la Conservación del Ecosistema de Selva Baja Caducifolia en la Costa Sur de Jalisco. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Godínez Contreras, M.C., 2011. Plantas útiles y potencialmente útiles del bosque tropical secos presentes en Chamela, Jalisco, México. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Godsey, S.E., Kirchner, J.W., Clow, D.W., 2009. Concentration–discharge relationships reflect chemostatic characteristics of US catchments. *Hydrological Processes* 23, 1844–1864.
- Goldman, R.L., Tallis, H., Kareiva, P., Daily, G.C., 2008. Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 9445–9448.
- Goldman-Benner, R.L., Benitez, S., Boucher, T., Calvache, A., Daily, G., Kareiva, P., Kroeger, T., Ramos, A., 2012. Water funds and payments for ecosystem services: Practice learns from theory and theory can learn from practice. *Oryx* 46, 55–63.
- Goldsmith, G.R., Matzke, N.J., Dawson, T.E., 2013. The incidence and implications of clouds for cloud forest plant water relations. *Ecology Letters* 16:307–314.
- Gonzalez W., L. Llambi, J. Smith, Gámez, L., 2011. Dinámica sucesional del componente arbóreo en la zona de transición bosque-paramo en los andes tropicales. *Ecotropicos* 14, 60-79.
- Gordillo, F., 2013. Mecanismo financiero de los GAD's Municipales de la Región 7 del Sur del Ecuador para la conservación de las fuentes de agua. Presentación realizada en el seminario “Conservación de las fuentes de agua. Mecanismos financieros, Innovación tecnológica, Gobernanza y Cambio climático” 4-6 diciembre, 2013 en Loja, Ecuador.
- Greiner, R., Stanley, O., 2013. More than money for conservation: Exploring social co-benefits from PES schemes. *Land Use Policy* 31, 4–10.
- Griscom, H.P., Ashton, M.S., 2011. Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management* 261, 1564–1579.
- Guhl, A., 2004. Café y cambio de paisaje en la zona cafetera colombiana entre 1970 y 1997. *Cenicafé* 55, 29-44.
- Guiney, J.L., Lawrence, M.B., 1999. Preliminary Report, Hurricane Mitch, 22 October - 05 November 1998, Preliminary Report, National Hurricane Center, p. 21. [http://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/AL131998_Mitch.pdf].
- Gunderson, L. H., 2000. Ecological resilience--in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 425-439.
- Gutiérrez Rivera, R., Irving Díaz, H., 20xx. Estadísticas de los recursos forestales de Panamá. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/007/ad102s/ad102s14.htm>. Último acceso el 20 de marzo, 2015.

- Guzmán, G., 2005. Estudio de caso sobre el desarrollo de mercados de servicios ambientales en México, Cofre de Perote-Coatepec, Veracruz. FIDECOAGUA Consultoría para CONAFOR / Banco Mundial.
- GWP, 2000. Integrated Water Resources Management (No. 4), TAC Background Papers. Global Water Partnership, Stockholm, Sweden.
- Hack, J., 2010. Payment schemes for hydrological ecosystem services as a political instrument for the sustainable management of natural resources and poverty reduction – A case study from Belén, Nicaragua. *Advances in Geosciences* 27, 21–27.
- Hall, J.S., Ashton, M.S., Garen, E.J., Jose, S., 2011. The ecology and ecosystem services of native trees: Implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. *Forest Ecology and Management* 261, 1553–1557.
- Hall, J.S., Love, B.E., Garen, E.J., Slusser, J.L., Saltonstall, K., Mathias, S., van Breugel, M., Ibarra, D., Wishnie, M.H., Ashton, M.S., 2011. Tree plantations on farms: evaluating growth and potential for success. *Forest Ecology and Management* 261, 1675–1683.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, a., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853.
- Hanson, P. E. 2011. Insect diversity in Seasonally Dry Tropical Forests. Pages 71–84 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- Hardin, G., 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162, 1243–1248.
- Hartmann, J., Harrison, D., Opperman, J., Gill, R., 2013. *The New Frontier of Hydropower Sustainability: Planning at the System Scale*. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.
- Hartshorn, G. S., 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12, 23–30.
- Harvey, C.A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B.G., Finegan, B., Griffith, D.M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M., Wishnie, M., 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* 22, 8–15.
- Harvey, C.A., Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, M., Taylor, R., Martínez, J.L., Navas, A., Sáenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B., Pérez, A., Ruiz, F., López, F., Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A., Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management* 261, 1654–1663.
- Harvey, C.A., C. Villanueva, J. Villacís, M. Chacón, D. Muñoz, M. López, M. Ibrahim, R. Taylor, J.L. Martínez, A. Navas, J. Sáenz, D. Sánchez, A. Medina, S. Vilchez, B. Hernández, A. Pérez, F. Ruiz, F. López, Sinclair, F. L. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111, 200–230.
- Hassler, S. K., Zimmermann, B., van Breugel, M., Hall, J. S., and Elsenbeer, H., 2011. Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. *Forest Ecology and Management* 261, 1634–1642.
- Healy, C., Gotelli, N.J., Potvin, C., 2008. Partitioning the effects of biodiversity and environmental heterogeneity for productivity and mortality

- in a tropical tree plantation. *Journal of Ecology* 96, 903-913.
- Healy, R.W., Winter, T.C., LaBaugh, J.W., Franke, O.L., 2007. *Water Budgets: Foundations for effective water-resources and environmental management*: U.S. Geological Survey, Circular 1308, 90 p. [<http://pubs.usgs.gov/circ/2007/1308/>].
- Hecht S.B., Saatchi, S.S., 2007. Globalization and forest resurgence: Changes in forest cover in El Salvador. *Bioscience* 57, 663-672.
- Heckadon-Moreno, S., 1999. Introducción: Luces y sombras en el manejo ambiental del Río Chagres. In: Heckadon-Moreno, S., Ibáñez, R., Condit, R. (Eds). *La Cuenca del Canal: Deforestación, contaminación y urbanización. Proyecto de Monitoreo de la Cuenca del Canal de Panama (PMCC)*, ISBN 9962-614-00-7.
- Heller, N. E., Zavaleta, E. S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological conservation* 142, 14-32.
- Hellin, J., Schrader, K., 2003. The case against direct incentives and the search for alternative approaches to better land management in Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99, 61-81.
- Herdendorf, C.E., 1982. Large lakes of the world. *Journal of Great Lakes Research* 8, 379-412.
- Herrera, R., Jordan, C.F., Klinge, H., Medina, E., 1978, Amazon ecosystems. Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients: *Interciencia*, v. 3, p. 223-231.
- Herzog S., Martínez, R., Jorgensen, P., Tiessen, H., 2011. *Climate change and Biodiversity in the Tropical Andes*. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI), Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), París, France.
- Hinchcliffe, F., Guijt, I., Pretty, J., Shah, P., 1995. *New horizons: the economic, social and environmental impacts of participatory watershed development*. Vol. 50. Gatekeeper Series, International Institute for Environment and Development, London.
- Hobbs R.J., Higgs, E., Hall, C.M., Bridgemater, P., Chapin, F.S., Ellis, E.C., Ewel, J.J., Hallett, L.M., Harris, J., Hulvey, K.B., Jackson, S.T., Kennedy, P.L., Kueffer, C., Lach, L., Lantz, T.C., Lugo, A.E., Mascaro, J., Murphy, S.D., Nelson, C.R., Perring, M.P., Richardson, D.M., Seastedt, T.R., Standish, R.J., Starzomski, B.M., Suding, K.N., Tognetti, P.M., Yakob, L., Yung, L., 2014. Managing the whole landscape: Historical, hybrid and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 557-564.
- Hodgson, J. A., Thomas, C. D., Wintle, B. A., Moilanen, A., 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: Back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46, 964-969.
- Hoekstra, A.Y., Hung, P.Q., 2002. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. (Research Report No. 101), *Value of Water*. IHE, Delft, The Netherlands.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., 2006. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management* 21, 35-48.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., 2008. *Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources*. Wiley-Blackwell, New Jersey, USA.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M., 2011. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. Earthscan, London, UK.

- Hofstede, R., 1995. Effects of burning and grazing on a Colombian páramo ecosystem. Ph.D. thesis, Universiteit van Amsterdam.
- Hofstede, R., Segarra, P., Mena, P. (Eds.), 2003. Los páramos del mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos, Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia, Quito, Ecuador.
- Holder, C.D., 2004. Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. *Forest Ecology and Management* 190, 373-384.
- Holl, K.D., Cairns Jr., J., 2002. Monitoring and appraisal. In: Perrow, M.R., Davy, A.J. (Eds). *Handbook of Ecological Restoration*, vol. 1, pp. 411–432.
- Holl, K.D., Zahawi, R.A., Cole, R.J., Ostertag, R., Cordell, S., 2010. Planting seedlings in plantations versus tree islands as a large-scale tropical forest restoration strategy. *Restoration Ecology*.
- Holl, K.D., Aide, T.M., 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261, 1558–1563.
- Holwerda, F., Bruijnzeel, L.A., Muñoz-Villers, L.E., Equihua, M., Asbjornsen, H., 2010. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology* 384, 84–96.
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodget, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Stala, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.
- Hooper, E., Condit, R., Legendre, P., 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12, 1626-1641.
- Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1986. Commonness and rarity in a Neo-tropical forest: Implications for tropical tree conservation. In: Soule, M. E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 205-231.
- Huszar, P., 1999. Justification for using soil conservation incentives. In: Sanders, D., Huszar, P., Sombatpanit, S., Enters, T. (Eds.). *Incentives in Soil Conservation: From Theory to Practice*. Oxford & IBH Publishing, New Delhi, pp. 57–68.
- Ibáñez, R., Condit, R., Angehr, G., Aguilar, S., Garcia, T., Martínez, R., Sanjurjo, A., Stallard, R.F., Wright, S.J., Rand, S., Heckadon, S., 2002. An ecosystem report on the Panama Canal: Monitoring the status of the forest communities and the watershed. *Environmental Monitoring and Assessment* 80, 65-95.
- Ibrahim, M., Villanueva, C., Casasola, F., Rojas, J., 2006. Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y restauración de la integridad ecológica de paisajes ganaderos. *Pastos Forrajes*. URL <http://www.redalyc.org/resumen.oa?id=269121676004>.
- IDIAP (Instituto de Investigación Agropecuaria de Panama), 2006. Zonificación de Suelos de Panama por Nivel de Nutrientes. Instituto de Investigación Agropecuaria de Panamá.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos), 2010. Censo nacional de población. Resultados finales: volumen I, lugares poblados de la república, 2010, cuadro 1. Disponible en: http://www.contraloria.gob.pa/INEC/Publicaciones/Publicaciones.aspx?ID_SUBCATEGORIA=59&ID_PUBLICACION=355&ID_IDIOMA=1&ID_CATEGORIA=13. Último acceso el 19 de marzo, 2015.

- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censo), 2011a. Contraloría General de la República de Panamá: Censo nacional agropecuario, resultados finales básicos 2011, volumen III Tenencia y aprovechamiento de la tierra, cuadro 3. Disponible en: http://www.contraloria.gob.pa/INEC/Publicaciones/Publicaciones.aspx?ID_SUBCATEGORIA=60&ID_PUBLICACION=470&ID_IDIOMA=1&ID_CATEGORIA=15. Último acceso el 19 de marzo, 2015.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censo), 2011b. Contraloría General de la República de Panamá: Censo nacional agropecuario, resultados finales básicos 2011, volumen III Tenencia y aprovechamiento de la tierra, cuadro 4. Disponible en: http://www.contraloria.gob.pa/INEC/Publicaciones/Publicaciones.aspx?ID_SUBCATEGORIA=60&ID_PUBLICACION=470&ID_IDIOMA=1&ID_CATEGORIA=15. Último acceso el 19 de marzo, 2015.
- INEC 2014 Población y Demografía. <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/>.
- Insuasty, J., Gómez, P., Rojas, O., Cárdenas, C., Vargas, O., 2011. Estrategias para la restauración ecológica de los páramos en áreas afectadas por pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia). In: Vargas O., Reyes, S. (Eds). *La Restauración Ecológica en la Práctica: Memoria del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, pp. 507-525.
- IPBES, 2013. Conceptual framework for the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. United Nations Environmental Programme.
- IPCC, 2014. Summary for Policymakers. In *Climate Change 2014 Synthesis Report Summary for Policy Makers*. <http://www.ipcc.ch/>.
- IRG Ltd. (International Resources Group Ltd.), 2000. Manejo Integral de la Cuenca del Canal de Panamá; El papel de la Comisión Inter-Institucional de la Cuenca Hidrográfica (CICH). Presentado a USAID/Panamá.
- ITTO (International Tropical Timber Organization), 2005. Status of tropical forest management: Panama, pp. 260 – 265.
- IUCN. (UICN, siglas en español) (1994). *Guidelines for Protected Area Management Categories*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., le Maitre, David C., McCarl, B.A., Murray, B.C., 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310, 1944-1947.
- Janzen, D.H., 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104, 501-528.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forests: the most endangered major ecosystem. Pages 130–137 in E. O. Wilson, editor. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Jaramillo, V.J., Kauffman, J.B., Rentería-Rodríguez, L., Cummings, D.L., Ellingson, L.J., 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6, 609-629.
- Jaramillo, V. J., A. Martínez-Yrizar, Sanford Jr., R.L., 2011. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. Pages 109–128 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press.

- Jenkins, W.A., Murray, B.C., Kramer, R.A., Faulkner, S.P., 2010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics* 69, 1051–1061.
- Jiménez Belalcázar, O.F., 2014. Utilización de los Macroinvertebrados Bénticos en el Monitoreo Comunitario de la Calidad del Agua en la Cuenca del Río Cuitzmala, Jalisco. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán, México.
- Johnsson, M.J., Stallard, R.F., Meade, R.H., 1988. First-cycle quartz arenites in the Orinoco River Basin, Venezuela and Colombia. *Journal of Geology* 96, 263-2771.
- Johnsson, M.J., Stallard, R.F., Lundberg, N., 1991. Controls on the composition of fluvial sands from a tropical weathering environment: Sands of the Orinoco River drainage basin, Venezuela and Colombia. *Geological Society of America Bulletin* 103, 1622-1647.
- Jones, E.R., Wishnie, M.H., Deago, J., Sautu, A., Cerezo, A., 2004. Facilitating regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grassland within the Panama Canal Watershed: Effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. *Forest Ecology and Management* 191, 171–183.
- Jones, K.E., Patel, N.G., Levy, M.A., Storeygard, A., Balk, D., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J.L., Daszak, P., 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451, 990-994.
- Jones-Walters, L., Mulder, I., 2009. Valuing nature: The economics of biodiversity. *Journal for Nature Conservation* 17, 245–247.
- José, C., 2001. La biodiversidad de Ecuador. Informe 2000. Quito, Ecuador: Ministerio de Ambiente, EcoCiencia y UICN.
- Jose, S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. *Agroforestry Systems* 76, 1-10.
- Kappelle, M., Horn S. (Eds.), 2005. *Paramos de Costa Rica*. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, 768 pp.
- Karp, D.S., Mendenhall, C.D., Sandí, R.F., Chaumont N., Ehrlich, P.R., Hadly, E.A., Daily, G.C., 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters* 16, 1339-1347.
- Kauffman, C.M., Echavarría, M., 2013. The evolution of water trust funds in Ecuador. In: Bjornlund, H., Brebbia, C.A., Wheeler, S. (Eds). *Sustainable Irrigation and Drainage IV. Management, Technologies and Policies*. WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol. 168. WIT Press Publishing, UK.
- Keating, P. L., 2000. Chronically disturbed Paramo vegetation at a site in Southern Ecuador. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127, 162–171.
- Keese J., Mastin T., Yun D., 2007. Identifying and assessing tropical montane forests on the eastern flank of the Ecuadorian Andes. *Journal of Latin American Geography* 6, 63-84.
- Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C.D., Holt, R.D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K.E., Mitchell, C.E., Myers, S.S., Bogich, T., Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature* 468, 647-652.
- Kerr, J., 2007. *Watershed Management: Lessons from Common Property Theory*. Igitur, Utrecht Publishing & Archiving Services for IASC, pp. 89-109.
- Kinner, D.A., Stallard, R.F., 1999. The hydrologic model TOPMODEL. In: Panama Canal Watershed Monitoring Project (staff editors) Report of the Panama Canal Watershed Monitoring Project, Chapter II.9, 8 Volumes, 21 CD-ROMs.

- Kinzig, A.P., Perrings, C., Chapin, F.S., Polasky, S., Smith, V.K., Tilman, D., Turner, B.L., 2011. Paying for ecosystem services: Promise and peril. *Science* 334, 603–604.
- Kinzig, A.P., Tilman, D., Pacala, S. (Eds.), 2002. *The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Klein, A.M., Steffan–Dewenter, I., Tschardtke, T., 2003. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* 270, 955–961.
- Kosoy, N., Martineztuna, M., Muradian, R., Martinezalier, J., 2007. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics* 61, 446–455.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15, 259–263.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8, 468–479.
- Kricher, J. 1999. *A Neotropical Companion: An Introduction to the Animals, Plants, and Ecosystems of The New World Tropics*, Princeton University Press, Princeton.
- Kummerow, J., Castillanos, J., Maas, Larigauderie, A., 1990. Production of fine roots and the seasonality of their growth in a Mexican deciduous dry forest. *Vegetatio* 90:73–80.
- Kunert, N., Schwendenmann, L., Holscher, D., 2010. Seasonal dynamics of tree sap flux and water use in nine species in Panamanian forest plantations *Agricultural and Forest Meteorology* 150, 411–419.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22.
- Lambers, H.F., Chapin III, F.S., Pons, T.L., 1998. *Plant Physiological Ecology*, Springer, New York.
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27, 108–118.
- Landsberg, J. J., Waring, R. H., 1997. A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *Forest Ecology and Management* 95, 209–228.
- Lange, G. M., Mungatana, E., Hassan, R., 2007. Water accounting for the Orange River Basin: An economic perspective on managing a transboundary resource. *Ecological Economics Special Issue on Environmental Accounting: Introducing the System of Integrated Environmental and Economic Accounting* 61, 660–670.
- Larrazabal, A., Medina, C., Troche, C., Velázquez, A., 2008. *Cartografía de la Cubierta Vegetal y Uso del Suelo en la Cuenca del Río Cuitzmala, Jalisco*. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.
- Larsen, M.C., Simon, A., 1993. A rainfall intensity-duration threshold for landslides in a humid-tropical environment, Puerto Rico. *Geografiska Annaler Series A - Physical Geography* 75A, 13–23.
- Larsen, M.C., Parks, J.E., 1997. How wide is a road? The association of roads and mass-wasting in a forested montane environment. *Earth Surface Processes and Landforms* 22, 835–848.
- Larsen, M. C. 2000. Analysis of 20th Century rainfall and streamflow to characterize drought and water resources in Puerto Rico: Physical

- Geography, v. 21, p. 494-521.
- Larsen, M.C., Torres Sánchez, A.J., 1998. The frequency and distribution of recent landslides in three montane tropical regions of Puerto Rico. *Geomorphology* 24, 309-331.
- Larsen, M.C., Stallard, R.F., 2000. Luquillo Mountains, Puerto Rico -- A Water, Energy, and Biogeochemical Budgets Program site. U.S. Geological Survey, Fact Sheet 163-99, 4 pp. [<http://pubs.usgs.gov/fs/fs-163-99/pdf/fs-163-99.pdf>].
- Larsen, M.C., Wieczorek, G.F., Eaton, L.S., Morgan, B.A., Torres-Sierra, H., 2002. Natural hazards on alluvial fans: The Venezuela debris flow and flash flood disaster. U.S. Geological Survey, Fact Sheet 163-99.
- Larsen, M.C., 2012. Landslides and sediment budgets in four watersheds in eastern Puerto Rico—Chapter F. In: Murphy, S.F., Stallard, R.F. (Eds). *Water Quality and Landscape Processes of Four Watersheds in Eastern Puerto Rico*. U. S. Geological Survey Professional Paper 1789–F, pp. 153-178.
- Laurance, W.F., 2007. Environmental science: Forests and floods. *Nature* 449, 409-410.
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 643-702.
- Laurans, Y., Leménager, T., Aoubid, S., 2012. *Payments for Ecosystem Services: From Theory to Practice – What are the Prospects for Developing Countries?* STIN, France.
- Lawton, R.O., Putz, F.E., 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology* 69, 764-777.
- Lazos Chavero, E. (Ed), (In press) *Memorias Agrarias, Vivencias Ambientales: Pueblos en Movimiento en Villa Purificación, Jalisco*. Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. A. Perez-Garcia, Meave, J.A., 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40, 422–431.
- Lebrija-Trejos, E., E. A. Pérez-García, J. A. Meave, L. Poorter, Bongers, F., 2011. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 27, 477–489.
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Döll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world’s reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 494-502.
- Leisher, C., Touval, R., Hess, S.M., Boucher, T.M., Reymodin, L., 2013. Land and forest degradation inside protected areas in Latin America. *Diversity* 5, 779-795.
- Leo, M., 1995. The importance of tropical montane cloud forest for preserving vertebrate endemism in Peru: The Río Abiseo National Park as a case study. In: Hamilton, L.S., Juvik, J.O., Scatena, F.N. (Eds). *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer-Verlag, New York, pp 198-211.
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., van der Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* 331, 554.
- Libecap, G.D., 2005. State Regulation of Open-Access, Common-Pool Resources. In: Menard, C., Shirley, M.M. (Eds). *Handbook of New Institutional Economics*. Springer, U.S.A., pp. 545–572.

- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R., Hartshorn, G. S., 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *The Journal of Ecology* 73, 915-924.
- Linares-Palomino, Oliveira-Filho, R.A.T., Pennington, R.T., 2011. Neotropical Seasonally Dry Forests: Diversity, Endemism, and Biogeography of Woody Plants. Pages 3–21 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- Little, P.E., 2014. Mega-development Projects in Amazonia: A geopolitical and socioenvironmental primer. *Derecho, Ambiente y Recursos Naturales*, Lima, Peru, 96 pp. [http://www.dar.org.pe/archivos/publicacion/145_megaproyectos_ingles_final.pdf].
- Llambí, L., Soto, A., Célleri, R., De Bievre, R., Ochoa, B., Borja, P., 2012. *Ecología, hidrología y suelos de páramos*. Proyecto Páramo Andino.
- Locatelli, B., Imbach, P., Vignola, R., Metzger, M.J., Leguía Hidalgo, E.J., 2010. Ecosystem services and hydroelectricity in Central America: Modeling service flows with fuzzy logic and expert knowledge. *Regional Environmental Change*. <http://link.springer.com/article/10.1007/s10113-010-0149-x/fulltext.html>.
- Locatelli, B., Vignola, R., 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analysis help? *Forest Ecology and Management* 258, 1864-1870.
- Lopez, T.D., 2008. Restauración de la Cuenca del Río Cuitzmala, Jalisco, Con Base en un Análisis de la Calidad del Agua. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.
- Lott, E., 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, Mexico. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* 148, 1–60.
- Lozano C., P. E., 2002. Los tipos de bosque en el sur de Ecuador. In: Aguirre, Z., Madsen, J. E., Cotton, E., Balslev, H. (Eds). *Botánica Austroecuatoriana: Estudios sobre los recursos vegetales en las provincias de El Oro, Loja y Zamora-Chinchipec*. Abya Yala, Quito, pp. 29–50.
- Lozano P., Bussmann, R., 2005. Importance of landslides in Podocarpus National Park, Loja, Ecuador. *Rev. Perú Biol* 12, 195-202.
- Lugo, A.E., Brown, S. 1993. Management of tropical soils as sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant Soil* 149, 27–41.
- Lugo, A.E., Brown, S.L., Dodson, R., Smith, T.S., Shugart, H.H., 1999. The Holdridge life zones of the conterminous United States in relation to ecosystem mapping. *Journal of Biogeography* 26, 1025–1038.
- Lugo, A.E., 2009. The emerging era of novel tropical forests. *Biotropica* 41, 589-591.
- Luteyn, J.L., 1992. Páramos: why study them? In: Balslev, H., Luteyn, J.L. (Eds). *Páramo: An Andean Ecosystem under Human Influence*. Academic Press, London, pp. 1-14.
- Maass, J.M., Jordan, C., Sarukhán, J., 1988. Soil erosion and nutrient losses in a seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal Applied of Ecology* 25, 595–607.
- Maass, J.M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R., Sarukhán, J., 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: Insights from long-term

- ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10, 17 (online).
- Maass, M., Burgos, A., 2011. Water dynamics at the ecosystem level in seasonally dry tropical forests. In: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (Eds). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press, Washington, DC.
- Maas, B., Clough, Y., Tschardt, T., 2013. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology Letters* 16, 1480-1487.
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador) 2012. *Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental*. Quito, Ecuador.
- Magrin, G.O., Marengo, J.A., Boulanger, J.-P., Buckeridge, M.S., Castellanos, E., Poveda, G., Scarano, F.R., Vicuña, S., 2014. Central and South America. In: Field, C., Barros, V., Dokken, D., Mach, K., Mastrandrea, M., Chatterjee, M., Estrada, Y., White, L., Kissel, E., MacCracken, S. (Eds). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*: Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. [<http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>].
- Maharjan, S. K., Poorter, L., Holmgren, M., Bongers, F., Wieringa, J. J., Hawthorne, W. D., 2011. Plant functional traits and the distribution of West African rain forest trees along the rainfall gradient. *Biotropica* 43, 552–561.
- Malhi, Y., Doughty, C., Galbraith, D., 2011. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science* 366, 3225–3245.
- Malmer, A., 1996. Hydrological effects and nutrient losses of forest plantation establishment on tropical rainforest land in Sabah, Malaysia. *Journal of Hydrology* 174, 129-148.
- Manson, R. H., 2004. Hydrological services and the conservation of Mexican forests. *Madera y Bosques* 10, 3-20.
- Manson, R., Barrantes, G., Bauche Petersen, P., 2013. *Lecciones de Costa Rica y México para el Desarrollo y Fortalecimiento de Programas de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos en América Latina*. p. 245-170. In: Lara, A., Laterra, P., Manson, R., Barrantes, G. (Eds). *Servicios Ecosistémicos Hídricos: Estudios de Caso en América Latina y El Caribe*. Red ProAgua CYTED, Imprenta América. Valdivia, Chile.
- Marcelino, E.V., Marcelino, I.P.V.D.O., Rudorff, F.D.M., 2004. *Cyclone Catarina: Damage and Vulnerability Assessment*. Santa Catarina Federal University, Florianópolis, Brazil, 14 pp. [http://www.dsr.inpe.br/geu/Rel_projetos/Relatorio_IAI_Emerson_Marcelino.pdf].
- Marengo, J., Nobre, C.A., Culf, A., 1997. Climatic aspects of friagem in forested and deforested areas of the Amazon Basin. *Journal of Applied Meteorology* 36, 1553-1566.
- Marengo, J., Cornejo, A., Satyamurty, P., Nobre, C.A., Sea, W., 1997. Cold waves in the South American continent: The strong event of June 1994. *Monthly Weather Review* 125, 2759-2786.
- Mariano-Bonigo, N.A., 2001. *Efactor de la Herbivoría sobre la Adecuación Masculina y Femenina de Cucurbita argyrosperma spp.* Sororia. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.
- Marin-Spiotta, E., Ostertag, R., Silver, W.L., 2007. Long-term patterns in tropical reforestation: Plant community composition and aboveground biomass accumulation.

- Ecological Applications 17, 828-839.
- Martin, P. A., A. C. Newton, Bullock, J.M., 2013. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280.
- Martinez, R., 2011. Autoridad del Canal de Panama: Aguas y bosques en la Cuenca del Canal: Tendencias de largo plazo. Cobertura vegetal, uso del suelo y tasa de deforestación en la cuenca hidrográfica del canal de panamá, 2008. Disponible en: <http://www.micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/Agua-y-Bosques.pdf>. Último acceso el 18 de marzo, 2015.
- Martinez-Alier, J., 2009. Socially sustainable economic de-growth. *Development and Change*, 40, 1099-1119.
- Martinez-Alier, J., Kallis, G., Veuthey, S., Walter, M., Temper, L., 2010. Social metabolism, ecological distribution conflicts, and languages of valuation. *Ecological Economics* 70, 153-158.
- Martinez-Alier, J., Anguelovski, I., Bond, P., 2014. Between activism and science: Grassroots concepts for sustainability coined by Environmental Justice Organizations. *Political Ecology* 21, 19-60.
- Martinez-Ramos, M., Soto-Castro, A., 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetation* 107, 299-318.
- Martínez-Ramos, M., Barraza, L., Balvanera, P., 2012. Manejo de bosques tropicales: Bases científicas para la conservación, restauración y aprovechamiento de ecosistemas en paisajes rurales. *Investigación Ambiental: Ciencia y Política Pública* 4, 111-129.
- Martinez-Trinidad, S., 2007. La agregación del suelo como indicador de calidad en un ecosistema tropical seco Montecillo. Texcoco, México: Colegio de Postgraduados.
- Martinez-Yrizar, A., J. M. Maass, L. A. Perez-Jimenez, Sarukhan, J., 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 12, 169-175.
- Mascaro, J., Asner, G.P., Muller-Landau, H., C., Breugel, M. van, Hall, J., Dahlin, K., 2011. Controls over aboveground forest carbon density on Barro Colorado Island, Panama. *Biogeosciences* 8, 1615-1629.
- Masera, O.R., Ordóñez, E.Z., Dirzo, R., 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long term scenarios. *Climatic Change* 35, 265-295.
- Mather, A.S., 1992. The forest transition. *Area* 24, 367-379.
- Mather, A.S., Needle, C.L. 1998. The forest transition: a theoretical basis. *Area* 30, 117-124.
- Medina, E. 1995. Diversity of life forms of higher plants in Neotropical dry forests. Pages 221-242 in S. H. Bullock, H. A. Mooney, and E. Medina, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Medina, E., Cuevas, E., 1989. Patterns of nutrient accumulation and release in Amazonian forests of the upper Rio Negro basin, in J. Proctor, editor. *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Great Britain, p. 217-240.
- Meir, P., Pennington, R.T., 2011. Climatic change and Seasonally Dry Tropical Forests. Pages 279-299 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- Mekonnen, M.M. and Hoekstra, A.Y., 2011. National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption. *Value of Water Research*

- Report Series No. 50. UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Mena, V., 2010. Los páramos ecuatorianos: paisajes diversos, frágiles y estratégicos. *AFESE: Revista de la Asociación de Funcionarios y Empleados del Servicio Exterior Ecuatoriano* N° 54. Quito, Ecuador.
- Méndez Vargas, L.E., Calle, Z., 2007. Árboles y arbustos de la cuenca media del río La Vieja, Guía de campo. CIPAV y CIEBREG, Cali, Colombia.
- Méndez Vargas, L.E., Calle Z., 2010. Plantas de la cuenca media del río La Vieja. CIPAV y CIEBREG, Cali, Colombia.
- Meybeck, M., 2003. Global analysis of river systems: From Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 358, 1935-1955.
- Meybeck, M., Vorosmarty, C., 2005. Fluvial filtering of land-to-ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene: *Comptes Rendus. Geoscience* 337, 107-123.
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos, Gordon, J.E., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33, 491–505.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D.C.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis; Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Milner-Gulland, E.J., Bennett, E.L., 2003. Wild meat: The bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 351-357.
- Ministerio de Medioambiente de Ecuador, 2013. *Mapa de Ecosistemas del Ecuador Continental*. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Ministerio de Medioambiente de Ecuador, 2014. *Áreas Protegidas*. Disponible en: <http://web.ambiente.gob.ec/?q=node/59>). Último acceso el 28 de marzo, 2014.
- Mojica, J.I., Usma, J.S., Álvarez-León, R., Lasso, C.A. (Eds.), 2012. *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales, Bogotá.
- Mokondoko-Delgadillo, P., García-Coll, I., Martínez-Otero, A., Manson, R.H., 2012. Chapter 7: Identificación y Mapeo de Zonas Prioritarias que Brindan Servicios Hidrológicos en la Zona Cafetalera del Centro del Estado de Veracruz. In: López Morgado, R., Sosa Fernández, V., Díaz Padilla, G., Contreras Hernández, A., (Eds). *Cafeticultura en la Zona Centro del Estado de Veracruz: Diagnóstico, Productividad y Servicios Ambientales*. INIFAP-Urbimpresos, Xalapa, Veracruz, México.
- Mokondoko-Delgadillo, P., Manson, R.H., Pérez-Maqueo, O., in review. Economic costs of changes in land cover on water quality and public health in central Veracruz, Mexico. *Ecological Economics*.
- Molinillo M., Monasterio, M., 2002. Vegetation and grazing patterns in paramo environment. *Sociedad Venezolana de Ecología ECOTRÓPICOS* 15, 19-34.
- Molina-Colón, S., Lugo, A.E., 2006. Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica* 38, 354–364.
- Molnia, B.F., Hallam, C.A. (Eds.), 1999. *Open Skies Aerial Photography of Selected Areas in*

- Central America Affected by Hurricane Mitch. U.S. Geological Survey Circular 1181, 82, CD-ROM.
- Monroy Sais, A.S., 2013. Historia, Uso y Manejo de los Bosques de un Ejido de la Región de Chamela-Cuixmala, Jalisco. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán.
- Montagnini, F., Cerezo, A., Lant Bent, H.S., Kim, T.J., Finney, C.H., 2008. Reforestation for control of invasive grass and watershed protection in the Panama Canal. *Revista Forestal YVYRARETA* 15, 33-38.
- Montagnini, F., Finney, C. (Eds.), 2011. Restoring Degraded Landscapes with Native Species in Latin America. New York: Nova Science Publishers.
- Montgomery, M.R., 2008. The urban transformation of the developing world. *Science* 319, 761-764.
- Morales, J., Estévez, J., 2006. El páramo: ¿Ecosistema en vía de extinción? *Revista Luna Azul* N° 22.
- Moss, D., 2013. Operadores Urbanos de Servicios de Agua y Comunidades Río Arriba Trabajando en Conjunto. Agua Nuestro Bien Común, New York.
- Moss, D., 2014. Water Utilities and Upstream Communities Working Together. Our Water Commons, New York.
- Munda, G., 2008. Social Multi-Criteria Evaluation for a Sustainable Economy. Springer, The Netherlands.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J.M., Braña, J., 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65, 725-736.
- Muñoz-Piña, C., Rivera, M., Cisneros, A., García, H., 2011. Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 228, 87-113.
- Muñoz-Villers, L. E., López-Blanco, J., 2008. Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29, 71-93.
- Muñoz-Villers, L.E., Holwerda, F., Gomez-Cardenas, M., Equihua, M., Asbjornsen, H., Bruijnzeel, L.A., Marin-Castro, B.E., Tobon, C., 2012. Water balances of old-growth and regenerating montane cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology* 462-463: 53-66.
- Muñoz-Villers L.E., McDonnell, J.J., 2013. Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 3543-3560.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P.H., 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1202-1208. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.006.
- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., de Blas, D.E., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gomez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., Le Coq, J.F., Leroy, P., May, P., Meral, P., Mibielli, P., Norgaard, R., Ozkaynak, B., Pascual, U., Pengue, W., Perez, M., Pesche, D., Pirard, R., Ramos-Martin, J., Rival, L., Saenz, F., Van Hecken, G., Vatn, A., Vira, B., Urama, K., 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*. 6, 274-279.
- Murgueitio, E., 2003: Impacto ambiental de la ganadería de leche en Colombia y alternativas de solución. *Livestock Research for Rural Development* 15 <http://www.lrrd.org/lrrd15/10/murg1510.htm>.

- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A., Solorio, B. 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management* 261, 1654-1663.
- Murphy, P. G., Lugo, A.E., 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 67–88.
- Murphy, S.F., 2006. State of the Watershed: Water Quality of Boulder Creek, Colorado. U.S. Geological Survey, Circular 1284, 34 pp. Murphy, S.F., Stallard, R.F. (Eds.), 2012a. Water quality and landscape processes of four watersheds in eastern Puerto Rico. U.S. Geological Survey Professional paper 1789, viii, Reston, VA, 292 pp. [<http://pubs.usgs.gov/pp/1789/>].
- Murphy, S.F., Stallard, R.F., 2012b, Hydrology and climate of four watersheds in eastern Puerto Rico—Chapter C, in Murphy, S.F., and Stallard, R.F., eds., Water quality and landscape processes of four watersheds in eastern Puerto Rico: U. S. Geological Survey Professional Paper 1789–C, p. 43-84. [<http://pubs.usgs.gov/pp/1789/pdfs/ChapterC.pdf>].
- Murphy, S.F., Stallard, R.F., Larsen, M.C., Gould, W.A., 2012. Physiography, geology, and land cover of four watersheds in eastern Puerto Rico—Chapter A. In: Murphy, S.F., Stallard, R.F. (Eds). *Water Quality and Landscape Processes of Four Watersheds in Eastern Puerto Rico*. U. S. Geological Survey Professional Paper 1789–A, pp. 1-23. [<http://pubs.usgs.gov/pp/1789/pdfs/ChapterA.pdf>].
- Mutke, J., Barthlott, W., 2005. Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. *Biologische Skrifter* 55, 521–531.
- Mwampamba, T.H., 2007. Has the woodfuel crisis returned? Urban charcoal consumption in Tanzania and its implications to present and future forest availability. *Energy Policy* 35, 4221-4232.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Fonseca, G., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nachtergaele, F.O., Petri, M. 2011. Mapping Land Use Systems at Global and Regional Scale for Land Degradation Assessment v1.1. LADA Technical Report #8. FAO, Rome.
- Naciones Unidas CEPAL / CELADE División de Población, 2010. Boletín demográfico No. 63.
- Naciones Unidas CEPAL / CELADE División de Población, 2010. Boletín demográfico No. 66.
- Nadkarni, N., 1984. Epiphyte Biomass and nutrient capital of a neotropical elfin forest. *Biotropica* 16, 249-256.
- Naeem, S., 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology* 12, 39-45.
- Nair, P.K.R., 2011. Agroforestry systems and environmental quality: Introduction. *Journal of Environmental Quality* 40, 784–790.
- Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M., Haile, S.G., 2009. Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: A feasibility appraisal. *Environmental Science and Technology* 12, 1099-1111.
- Nardone, A., Ronchi, B., Lacetera, N., Ranieri, M. S., and Bernabucci, U., 2010. Effects of climate changes on animal production and sustainability of livestock systems. *Livestock Science* 130, 57-69.
- National Hurricane Center, 2014. Tropical Cyclone Climatology. National Weather Service, National Hurricane Center. [<http://www.nhc.noaa.gov/climo/#hrhm>].
- Neumann-Cosel, L., Zimmermann, B., Hall, J.S., van Breugel, M., Elsenbeer, H., 2011. Soil carbon dynamics under young tropical

- secondary forests on former pastures— A case study from Panama. *Forest Ecology and Management* 261, 1625-1633.
- Newton, P., Nichols, E.S., Endo, W., Peres, C.A., 2012. Consequences of actor level livelihood heterogeneity for additionality in a tropical forest payment for environmental services programme with an undifferentiated reward structure. *Global Environmental Change* 22, 127-136.
- Nicholson, E., Mace, G.M., Armsworth, P.R., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., Ewers, R.M., Fa, J.E., Gardner, T.A., Gibbons, J., Grenyer, R., Metcalfe, R., Mourato, S., Muuls, M., Osborn, D., Reuman, D.C., Watson, C., Milner-Gulland, E.J., 2009. Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Applied Ecology* 46, 1139–1144.
- Noguera, F., Vega-Rivera, J.H., Aldrete-García, A.N., 2002. Introducción. In: Noguera, F., Rivera, J.H.V., García-Aldrete, A.N., Quesada Avendaño, M., (Eds). *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, México, D. F., pp. 443-472.
- Noss, R., Harris, L., 1986. Nodes, networks, and MUMs: Preserving diversity at all scales. *Environmental Management* 10, 299–309.
- Novo, P., Garrido, A., Varela-Ortega, C., 2009. Are virtual water “flows” in Spanish grain trade consistent with relative water scarcity? *Ecological Economics* 68, 1454–1464.
- OECD, 2004. *Handbook of Market Creation for Biodiversity*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, France.
- Ogden, F.L., Stallard, R.F., Elsenbeer, H., Hall, J., 2011. A Panama Canal Watershed Experiment: The Agua Salud Project. In: Tarté, A., Soto, E.R., Messina, E.A. (Eds). *Second International Symposium on Building Knowledge Bridges for a Sustainable Water Future*, Panama, Republic of Panama, 21-24 November 2011, Panama Canal Authority and UNESCO, pp. 168-172.
- Ogden, F.L., Crouch, T.D., Stallard, R.F., Hall, J.S., 2013. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research* 49, 8443-8462.
- Ogden, F.L., Kempema, E., Regina, J., Briceño, J.C., 2014. Diagnosing hydrologic flow paths in forest and pasture land uses within the Panama Canal Watershed using simulated rainfall and electrical resistivity tomography. Poster presented at American Geophysical Union Fall Meeting.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D’Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience* 51, 933-938.
- Olson, M., 2002. *The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups*, 20th ed, Harvard Economic Studies. Harvard University Press, Cambridge, USA.
- Ortiz Hidalgo, G., 2008. *La Región Sur del Ecuador: Historia y Proyección*. Available at: <http://blogs.utpl.edu.ec/gortizhidalgo/files/2008/03/la-region-sur-del-ecuador.pdf>.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge, MA.
- Ostrom, E., Gardner, R., Walker, J., 1994. *Rules, Games, and Common-Pool Resources*. University of Michigan Press, MI, USA.
- Pacheco, P., Aguilar-Støen, M., Börner, J., Etter, A., Putzel, L., Vera Diaz, M., 2011. *Landscape*

- transformation in tropical Latin America: Assessing trends and policy implications for REDD+. *Forests* 2, 1-29.
- Padín, C., Rivera, J., Juncos, M., 2002. En la ruta hacia el desarrollo inteligente. In: *Memorias del XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, México, D.F. pp.1-4.
- Pagiola, S., Bishop, J., Landell-Mills, N. (eds.). 2002. *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. London: Earthscan.
- Pagiola, S., Agostini, P., Gobbi, J., de Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E., Ramírez, E., Rosales, M., Ruíz, J.P., 2004. *Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes*. World Bank, Washington, D.C. World Bank.
- Pagiola, S., von Ritter, K., Bishop, J., 2004. *Assessing the economic value of ecosystem conservation* (Working Paper No. Environment Department Paper 101), Environmental Economics Series. The World Bank Environment Department, Washington DC, USA.
- Pagiola, S., Ramírez, E., Gobbi, J., de Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, M., Ruíz, J.P., Engel, S., Wunder, S., 2007. *Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua*. *Ecological Economics* 64, 374–385.
- Palmer, L., 2014. In the pastures of Colombia, cattle, crops and timber coexist." *Yale Environment* 360. http://e360.yale.edu/feature/in_the_pastures_of_colombia_cows_crops_and_timber_coexist/2746/.
- Parés-Ramos, I.K., Gould, W.A., Mitchell Aide, T., 2008. Agricultural abandonment, suburban growth, and forest expansion in Puerto Rico between 1991 and 2000. *Ecology and Society* 13 (online).
- Parfitt, R.L., 2009. Allophane and imogolite: Role in soil biogeochemical processes. *Clay Minerals* 44, 135-155.
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., 2010. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: *TEEB Ecological and Economic Foundations*.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 1633-1644.
- Peh, K., Balmford, A., Bradbury, R.B., Brown, C., Butchart, S.H.M., Hughes, F.M.R., Stattersfield, A., Thomas, D.H.L., Walpole, M., Bayliss, J., Gowing, D., Jones, J.P.G., Lewis, S.L., Mulligan, M., Pandeya, B., Stratford, C., Thomson, J.R., Turner, K., Bhaskar, V., Willcock, S., Birch, J.C., 2013. TESSA: A toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. *Ecosystem Services* 5, 51-57.
- Perkins, J., 2004. *Confessions of an economic hit man* (1st ed.). San Francisco, Berrett-Koehler Publishers, xxi, 250 pp. [<http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0715/2004046353-d.html>].
- Persson, U.M., Alpizar, F., 2013. Conditional cash transfers and payments for environmental services— A conceptual framework for explaining and judging differences in outcomes. *World Development* 43, 124–137.
- Peters, C., 1994. Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forests: An ecological primer. The Biodiversity Support Program, Washington, D.C.
- Phillips, O.L., 2009. Drought sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* 323, 1344-1347.
- Piña, P.P.C., 2007. *Caracterización Hidrológica de la Cuenca del Río Cuixmala*, Jalisco.

- Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán.
- Pirard, R., Billé, R., 2010. Payments for Environmental Services (PES): A Reality Check (Stories from Indonesia) (Working Paper). IDDRI, Paris, France.
- Pladeyra, S.C., 2003. Asesoría sobre el potencial de recarga de acuíferos y estabilización de ciclos hídricos de áreas forestadas. Cuenca del río Gavilanes, Coatepec, Ver. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Plath, M., Mody, K., Potvin, C., Dorn, S., 2011. Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: Small-scale effects on tree performance and insect herbivory. *Forest Ecology and Management* 261, 741–750.
- PNUD Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (United Nations Development Programme), 2014. Human development report 2014, Sustaining human progress: reducing vulnerabilities and building resilience. United Nations Development Programme, ISBN: 978-92-1-126368-8.
- PNUD (UNDP), 2008. Supporting Capacity Development, The UNDP Approach. http://www.undp.org/content/dam/aplaws/publication/en/publications/capacity-development/support-capacity-development-the-undp-approach/CDG_Brochure_2009.pdf
- PNUD, Capacity Development. 2014. <http://www.undp.org/content/undp/en/home/ourwork/capacitybuilding/overview.html>
- PNUMA Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP), 2002. Capacity building for sustainable development: An overview of UNEP environmental capacity development activities. http://www.unep.org/Pdf/Capacity_building.pdf
- PNUMA (UNEP), 2011. Water Footprint and Corporate Water Accounting for Resource Efficiency. UNEP, Nairobi, Kenya.
- Porras, I., Neves, N., 2006. PCJ- Inter-municipal consortium in the Piracicaba, Capivari and Jundiá basins. In *Markets for Watershed Services –Country*. International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Porras, I., Grieg-Gran, M., Neves, N., 2008. All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries. International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Potvin, C., Gotelli, N., 2008. Biodiversity enhances individual performance but does not affect survivorship in tropical trees. *Ecology Letters* 11, 217-223.
- Potvin, C., Mancilla, L., Buchmann, N., Monteza, J., Moore, T., Murphy, M., Oelmann, Y., Scherer-Lorenzen, M., Turner, B.L., Wilcke, W., Zeugin, F., Wolf, S., 2011. An ecosystem approach to biodiversity effects: Carbon pools in a tropical tree plantation. *Forest Ecology and Management* 261, 1614-1624.
- Powers, J.S., Corre, M.D., Twine, T.E., Veldkamp, E. 2011. Geographic bias of field observations of soil carbon stocks with tropical land-use changes precludes spatial extrapolation. *PNAS* 108, 6318-6322.
- Quesada, M., Herrerías-Diego, Y., Lobo, J.A., Sánchez-Montoya, G., Rosas, F., Aguilar, R., 2013. Long-term effects of habitat fragmentation on mating patterns and gene flow of a tropical dry forest tree, *Ceiba aesculifolia* (Malvaceae: Bombacoideae). *American Journal of Botany* 100, 1095-1101.
- Quijas, S., Balvanera, P., 2013. Biodiversity and ecosystem services. In Levin, S. (Ed). *Encyclopedia of Biodiversity 2nd Edition Vol 1*. Academic Press, Whaltam, MA, pp. 341-356.

- Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J. (Eds.), 1993. *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York.
- Ramírez-Marciala, N., González-Espinosa, M., Williams-Linera, G., 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 154, 311-326.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G., Bennett, E., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. Published online before print March 1, 2010.
- Redford, K.H., 1992. The empty forest. *BioScience* 42, 412-422.
- Regalado, A., 2000. *La Fundación de Villa Purificación*. Villa Purificación, Jalisco, México: H. Ayuntamiento Constitucional de Purificación, Jalisco.
- Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrizar, A., Balvanera, P., Pérez-Salicrup, D., 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management* 257, 567–579.
- Renton, K., 2002. Amazona oratrix Loro cabeza amarilla. In: Noguera, F., Vega Rivera, J.H., García Aldrete, A.N., Quesada Avendaño, M., (Eds). *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., pp. 343–344.
- Richards, P.W., Walsh, R.P D., Baillie, I.C., Greig-Smith, P., 1996. *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Richards, R., 2014. Gobierno ha distribuido más de 3 millones de botellas de agua en Azuero. Telemetro.com. http://www.telemetro.com/nacionales/Gobierno-distribuido-millones-botellas-Azuero_0_713629213.html.
- Richter M., 2008. Tropical mountain forests-distribution and general features. In: Gradstein SR, Homeier J, Gansert D (eds.) *Biodiversity and Ecological Studies 2*. Gottingen pp. 1-18.
- Ricketts, T.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Michener, C.D., 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101, 12579-12582.
- Riedel, J. Dorn, S., Plath, M., Potvin, C. Mody, K., 2013. Time matters: Temporally changing effects of planting schemes and insecticide treatment on native timber tree performance on former pasture. *Forest Ecology and Management* 297, 49-56.
- Riensch, M., Castillo, A., Flores-Díaz, A., Maass, M., 2015. Tourism at Costalegre, Mexico: An ecosystem services-based exploration of current challenges and alternative futures. *Futures* 66, 70-84.
- Rigau-Pérez, J.G., Vorndam, A.V., Clark, G.G., 2001. The dengue and dengue hemorrhagic fever epidemic in Puerto Rico, 1994-1995. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 64, 67-74.
- Rios, V., 2014. Herbicida en el Río La Villa: Continúa crisis del agua. *La Prensa Panamá*. http://impresa.prensa.com/nacionales/Continua-crisis-agua_0_4032346730.html#sthash.hTpIDS60.dpuf.
- Rivera, L., Armbrrecht, I., Calle, Z., 2013. Silvopastoral systems and ant diversity conservation in a cattle-dominated landscape of the Colombian Andes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181, 188-194.

- Roa-García M.C., Brown S., Schreier H., Lavkulich L.M., 2011. The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resources Research* 47, W05510.
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Joachim Schellnhuber, H., Nykvist, B., deWit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlber, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472-475.
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H.S., 2011. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261, 1605-1613.
- Rodríguez, J. P., J. M. Nassar, K. M. Rodríguez-Clark, I. Zager, C. A. Portillo-Quintero, F. Carrasquel, Zambrano, S., 2008. Tropical dry forests in Venezuela: assessing status, threats and future prospects. *Environmental Conservation* 35, 311–318.
- Román-Cuesta, R.M., Salinas, N., Asbjornsen, H., Oliveras, I., Huaman, V., Gutiérrez, Y., Puelles, L., Kala, J., Yabar, D., Rojas, M., Astete, R., Jordán, D.Y., Silman, M., Mosandl, R., Weber, M., Stimm, B., Günter, S., Knoke, T., Malhi, Y., 2011. Implications of fires on carbon budgets in Andean cloud montane forest: The importance of peat soils and tree resprouting. *Forest Ecology & Management* 261, 1987–1997.
- Romppe, G., Robinson, W.D., Desrochers, A., 2008. Causes of habitat loss in a Neotropical landscape: The Panama Canal corridor. *Landscape and Urban Planning* 87, 129-139.
- Rosa, H., Barry, D. Kandel, S., Dimas, L., 2004. Compensation for environmental services and rural communities. Lessons from the Americas and key issues for strengthening community strategies. Fundación PRISMA, San Salvador, El Salvador.
- Roubik, D.W., 1995. Pollination of cultivated plants in the tropics, vol 118. Food & Agriculture Org.
- Rubel, F., and Kotteck, M., 2010. Observed and projected climate shifts 1901–2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorologische Zeitschrift* 19, 135-141.
- Rudel, T.K., Bates, D., Machinguiashi, R., 2002. A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* 92, 87-102.
- Russell, R., Guerry, A.D., Balvanera, P., Gould, R.K., Basurto, X., Chan, K.M.A., Klain, S., Levine, J., Tam, J., 2013. Humans and nature: How knowing and experiencing nature affect well-being. *Annual Review of Environment and Resources* 38, 473-502.
- Russildi Gallegos, G.V., 2010. Implementación de un monitoreo comunitario de escorrentía en los afluentes de la cuenca del río Cuitzmala, Jalisco, México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, México.
- Rzedowsky, J. (Ed.), 1978, *Vegetación de México*. Limusa, Mexico, pp. 315–326.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., Morel A., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Science U.S.A.* 108, 9899–9904.
- Sadeghian, S., Rivera S. J., Gómez, M.E., 1999. Impacto de la ganadería sobre las

- características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. In: Sánchez, M., Rosales, M. (Eds), *Agroforestería para la Producción Animal en América Latina*. FAO, Rome, pp. 77-95.
- Saldaña-Herrera, J.D., 2013. Systematization and Documentation of Local Mechanisms for Payments for Environmental Services in Mexico. Final Report. Mexico's National Forestry Commission; Mexican Fund for the Conservation of Nature; USAID "Competitive Program in Mexico".
- Sánchez-Azofeifa, G. A., Portillo-Quintero, C., 2011. Extent and drivers of change of Neotropical seasonally dry tropical forests. Pages 45–57 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press.
- Sanjur, A., González, F., Prieto, C., Heckadon-Moreno, S., 1999. Las poblaciones humanas. In: Heckadon-Moreno, S, Ibáñez, R., Condit, R., (Eds). *La Cuenca del Canal: Deforestacion, contaminacion y urbanizacion*. Proyecto de Monitoreo de la Cuenca del Canal de Panama (PMCC). ISBN 9962-614-00-7
- Sarmiento, L., Llambí, L.D., Escalona, A., Marquez, N., 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. *Plant Ecology* 166, 63-74.
- Saura, S., Bodin, Ö., Fortin, M. J., 2014. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* 51, 171-182.
- Sauer, V.B., Turnipseed, D.P., 2010, Stage measurement at gaging stations: Techniques and Methods, 3-A7, 45 p. [<http://pubs.er.usgs.gov/publication/tm3A7>].
- Scatena, F.N., 2001. Ecological rhythms and the management of humid tropical forests. Examples from the Caribbean National Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 154, 453-464.
- Schiermeier, Q. 2008. A long dry summer. *Nature* 452, 270-273.
- Scholes, R.J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M.J., Duriappah, A., 2013. Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 16-25.
- Schrader, K., 2002. Anreize zur nachhaltigen Bodennutzung in Zentralamerika. Eine Analyse direkter materieller Anreize in Projekten der ländlichen Regionalentwicklung in Bergregionen El Salvadors, Honduras' und Nicaraguas. *Geographica Bernensia* G 69. Institute of Geography, University of Berne, Berne, Switzerland.
- Schroeder, N.M., Castillo, A., 2012. Collective action in the management of a tropical dry forest ecosystem: Effects of Mexico's property rights regime. *Environmental Management* 51, 850-861.
- Scullion, J., Thomas, C.W., Vogt, K.A., Pérez-Maqueo, O., Logsdon, M.G., 2011. Evaluating the environmental impact of payments for ecosystem services in Coatepec (Mexico) using remote sensing and on-site interviews. *Environmental Conservation* 38, 426-434.
- SEMARNAT, 2010. Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2010. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D. F.
- Shaxson, F., 1999. New Concepts and Approaches to Land Management in the Tropics with Emphasis on Steeplands. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Land and Water Development Division, Soil Resources, Management and

- Conservation Service, FAO Soils Bulletin, Rome.
- SIISE- STMCDs (Unidad de Análisis e Información de la Secretaría Técnica del Ministerio de Coordinación del Desarrollo Social). Mapa de Pobreza y Desigualdad en El Ecuador. Espacio De Politología y Sociología UCE, Ecuador.
- Slusser, J., Calle, A., Garen, E. 2014. "Increasing local capacity in agricultural landscapes, Panama." ETRN News on Productive Landscapes.
- Smith, F., 1997. Environmental Sustainability: Practical Global Applications. CRC Press, Florida, USA, 304 pp.
- SNE (Secretaría Nacional de Energía), 2012. Desarrollo de Hidroeléctricas. Disponible en: <http://www.energia.gob.pa/Renovables.html>. Último acceso el 16 de abril, 2015.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org
- Solorzano Murillo, L.S., 2008. Percepciones sobre servicios ecosistémicos relacionados con el agua en comunidades rurales de la cuenca del río Cuitzamal, Jalisco. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.
- Soto-Pinto, L., Perfecto, I., Caballero-Nieto, J., 2002. Shade over coffee: Its effects on berry borer, leaf rust and spontaneous herbs in Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems* 55, 37-45.
- Srithongchuay, T., Bumrungsri, S., Sripao-roya, E., 2008. The pollination ecology of the late-successional tree, *Oroxylum indicum* (Bignoniaceae) in Thailand. *Journal of Tropical Ecology* 24, 477-484.
- Stallard, R.F., 1985. River chemistry, geology, geomorphology, and soils in the Amazon and Orinoco basins. In Drever, J.I. (Ed). *The Chemistry of Weathering*. Dordrecht, Holland, D. Reidel Publishing Co. NATO ASI Series C: Mathematical and Physical Sciences, pp. 293-316.
- Stallard, R.F., 1988. Weathering and erosion in the humid tropics. In Lerman, A., and Meybeck, M. (Eds). *Physical and Chemical Weathering in Geochemical Cycles*. Dordrecht, Holland, Kluwer Academic Publishers NATO ASI Series C: Mathematical and Physical Sciences 251, pp. 225-246.
- Stallard, R.F., 1995a. Tectonic, environmental, and human aspects of weathering and erosion: A global review using a steady-state perspective. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 12, 11-39.
- Stallard, R.F., 1995b. Relating chemical and physical erosion. In: White, A.F., Brantley, S.L. (Eds). *Chemical Weathering Rates of Silicate Minerals*. Mineralogical Society of America Reviews in Mineralogy 31, Washington, D.C, pp. 543-564.
- Stallard, R.F., 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles* 12, 231-257.
- Stallard, R., Garcia, T., Mitre, M., 1999. Hidrología y suelos. En: Heckadon-Moreno, S, Ibáñez, R., Condit, R. (Eds). *La Cuenca del Canal: Deforestación, contaminación y urbanización*. Proyecto de Monitoreo de la Cuenca del Canal de Panamá (PMCC). ISBN 9962-614-00-7.
- Stallard, R.F., Hruska, C.G., 2012, Assessment of Landslides in the Lake Alajuela Subbasin of the Panama Canal, Caused by the Storms of December 2010: Association of American Geographers Annual Meeting, New York, New York, v. Meeting Abstracts. [<http://>

- meridian.aag.org/callforpapers/program/index.cfm?mtgID=57].
- Stallard, R.F., 2012a. Weathering, landscape equilibrium, and carbon in four watersheds in eastern Puerto Rico—Chapter H. In Murphy, S.F., Stallard, R.F. (Eds). *Water Quality and Landscape Processes of Four Watersheds in Eastern Puerto Rico*. U. S. Geological Survey Professional Paper 1789–H, pp. 199-248.
- Stallard, R.F., 2012b. Appendix 1—Data processing and computation to characterize hydrology and compare water quality of four watersheds in Puerto Rico. In Murphy, S.F., Stallard, R.F. (Eds). *Water Quality and Landscape Processes of Four Watersheds in Eastern Puerto Rico*. U. S. Geological Survey.
- Stallard, R.F., García, T., Mitre, M., 1999. Hidrología y suelos. In Heckadon-Moreno, S., Ibáñez-D., R., Condit, R. (Eds). *La Cuenca del Canal: Deforestación Contaminación y Urbanización*. Intituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Panama, pp. 57-83.
- Stallard, R.F., Kinner, D.A., 2005. Estimation of landslide importance in hillslope erosion within the Panama Canal watershed. *Water, Science and Technology Library* 52, 281-295.
- Stallard, R.F., Koehnken, L., Johnsson, M.J., 1991. Weathering processes and the composition of inorganic material transported through the Orinoco River system, Venezuela and Colombia. *Geoderma* 51, 133-165.
- Stallard, R.F., Murphy, S.F. (Eds.), 2012a. *Water Quality and Landscape Processes of Four Watersheds in Eastern Puerto Rico*. U. S. Geological Survey Professional Paper 1789–E, pp. 113-152.
- Stallard, R.F., Murphy, S.F., 2012b. Water quality and mass transport in four watersheds in eastern Puerto Rico—Chapter E. In: Murphy, S.F., Stallard, R.F. (Eds). *Water Quality and Landscape Processes of Four Watersheds in Eastern Puerto Rico*. U. S. Geological Survey Professional Paper 1789–E, pp. 113-152.
- Stallard, R.F., Murphy, S.F., 2014. A unified assessment of hydrologic and biogeochemical responses in research watersheds in eastern Puerto Rico using runoff–concentration relations. *Aquatic Geochemistry* 20, 115-139.
- Stallard, R.F., Ogden, F.L., Elsenbeer, H., Hall, J., 2010. Panama Canal Watershed experiment: Agua Salud Project. *Water Resources Impact* 12, 17-20.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J., Dumroese, R.K., Steiner, K., 2014. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management* 331, 292-223.
- Steiner, K., 1996. Causes of Soil Degradation and Development Approaches to Sustainable Soil Management. *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)*, Margraf Verlag, Eschborn, Germany.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C., 2006. *Livestock’s Long Shadow: Environmental Issues and Options*. FAO, Rome, 390 pp. Available at: <http://www.fao.org/docrep/010/a0701e/a0701e00.HTM>.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, D., 2006. *Livestock’s Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Rome: FAO.
- Stefanski, S., Xiangying, X., Hall, J.S., Hernadez, A., Fenichel, E.P. 2015. Teak-cattle production tradeoffs for Panama Canal Watershed small scale producers. *Forest Policy and Economics* 56, 48-56.
- Stewart, R.H., Woodring, W.P., 1980. Geological

- map of the Panama Canal and vicinity, Republic of Panama. U.S. Geological Survey. Stoner, K. E., Vulinec, K., Wright, S. J., Peres, C. A., 2007. Hunting and plant community dynamics in tropical forests: A synthesis and future directions. *Biotropica* 39, 385–392.
- Stoner, K. E., Timm, R.M., 2011. Seasonally Dry Tropical Forest mammals: adaptations and seasonal patterns. Pages 85–106 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- Strahler, A.N., 1969. *Physical Geography* (Third Ed.). John Wiley and Sons, New York.
- Summers, J. K., Smith, L.M., Case, J.L., Linthurst, R.A., 2012. A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. *AMBIO* 41, 327-340.
- Tarazona, A.M., Ceballos, M.C., Cuartas, C.A., Naranjo, J.F. Murgueitio, E., Barahona, R., 2013. The relationship between nutritional status and bovine welfare associated to adoption of intensive silvopastoral systems in tropical conditions. In: *FAO. 2013. Enhancing animal welfare and farmer income through strategic animal feeding – Some case studies*. Edited by Harinder P.S. Makkar. *FAO Animal Production and Health Paper No. 175*. Rome, Italy. pp 69-78.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London and Washington.
- TEEB, 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management*. Routledge, London, UK.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2013. *Guidance Manual for TEEB Country Studies Version 1.0*. <http://www.teebweb.org/resources/guidance-manual-for-teeb-country-studies/>.
- ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Phillips, O.L., Chave, J., Sabatier, Duque, D.A., Molino, J., Prévost, M., Spichiger, R., Castellanos, H., von Hildebrand, P., Vásquez, R., 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature* 443, 444-447.
- TIG (Territorio Indígena y Gobernanza), 20xx. *Tierra y territorio*. Disponible en: http://www.territorioindigenaygobernanza.com/pan_04.html. Último acceso en 18 de marzo, 2015.
- Tilman, D., Kinzig, A.P., Pacala, S. (Eds.), 2001. *The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- TNC (The Nature Conservancy), 2007. *Alto Chagres, Panama: Parks in Peril End-of-Project Report*. Arlington, Virginia, USA: The Nature Conservancy.
- Toledo-Aceves. T., Meave, J.A., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., 2011. Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92, 974-981.
- Torres, J., 2014. *Diseño de un modelo de restauración ecológica aplicable a los ecosistemas de páramos degradados en el Ecuador*. Tesis Ingeniería Forestal. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador.
- Trabucco, A., Zomer, R.J., Bossio, D.A., van Straaten, O., Verchot, L.V., 2008. Climate change mitigation through afforestation / reforestation: A global analysis of hydrologic impacts with four case studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126, 81-97.

- Trejo, I., Dirzo, R., 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94, 133–142.
- Trejo, I., Dirzo, R. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11, 2048–2063.
- Tschapka, M., 2009. Pollinator group: Bats. In: Ssymank, A., Vischer-Leopold M., Hamm, A. (Eds). *Caring for Pollinators - Safeguarding Agro-biodiversity and Wild Plant Diversity*. BFN-Skripten 250, Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany, pp. 184-187.
- Uhl, C., Clark, K., Dezzio, N., Maquirino, P., 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 751-763.
- UICN (IUCN en inglés). (1994). *Guidelines for Protected Area Management Categories*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- United Nations CEPAL / CELADE División de Población, 2010. *Boletín demográfico* No. 63.
- United Nations CEPAL / CELADE División de Población, 2010. *Boletín demográfico* No. 66.
- UN DESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs), Population Division, 2014. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision Highlights*.
- United Nations Development Programme (UNDP), 2014. *Human development report 2014, Sustaining human progress: reducing vulnerabilities and building resilience*. United Nations Development Programme, ISBN: 978-92-1-126368-8.
- UNDP, 2008. *Supporting Capacity Development, The UNDP Approach*. http://www.undp.org/content/dam/aplaws/publication/en/publications/capacity-development/support-capacity-development-the-undp-approach/CDG_Brochure_2009.pdf
- UNDP, Capacity Development. 2014. <http://www.undp.org/content/undp/en/home/ourwork/capacitybuilding/overview.html>
- UNECE/FAO 2014. *Forest Products Annual Market Review 2013-2014: Geneva Timber and Forest Study Paper 35*. Geneva, Switzerland.
- UNEP, 2002. *Capacity building for sustainable development: An overview of UNEP environmental capacity development activities*. http://www.unep.org/Pdf/Capacity_building.pdf
- UNEP, 2011. *Water Footprint and Corporate Water Accounting for Resource Efficiency*. UNEP, Nairobi, Kenya.
- UNSD, 2012. *SEEA-Water. System of Environmental-Economic Accounting for Water*. United Nations Publication, New York, USA.
- Unger, M., Homeier, J., Leuschner, C., 2012. Effects of soil chemistry on tropical forest biomass and productivity at different elevations in the equatorial Andes. *Oecologia* 170,263-274.
- Unidad de Sensores Remotos, 2006, *Manual de Reforestación: Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá, Volumen 1: Balboa, Republica de Panamá, Autoridad del Canal de Panamá, División de Administración Ambiental, Sección de Manejo de Cuenca*.
- Uriarte, M., Yackulic, C.B., Lim, Y., Arce-Nazario, J.A., 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: A multi-scale analysis. *Landscape Ecology* 26, 1151-1164.
- Uribe, F., Zuluaga, A. F., Valencia, L., Murgueitio, E., Ochoa, L., 2011. *Buenas prácticas ganaderas. Manual 3 - Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible*. GEF, Banco Mundial, Fedegán, CIPAV, Fondo Acción, TNC, Bogotá, Colombia.

- U.S. Census Bureau, International Programs, 2013. International database. url: <http://www.census.gov/population/international/data/idb/informationGateway.php>.
- U.S. Department of Agriculture (USDA) 2010. CITES I-II-III Timber Species Manual. http://www.aphis.usda.gov/import_export/plants/manuals/ports/downloads/cites.pdfhttp://www.aphis.usda.gov/import_export/plants/manuals/ports/downloads/cites.pdf.
- U.S. Department of Energy (DOE), 2012. Research Priorities for Tropical Ecosystems under Climate Change Workshop Report, DPE/SC-0153. U.S. Department of Energy Office of Science. science.energy.gov/ber/news-and-resources/.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2008. Chapter 3 Building Partnerships. In: Handbook for Developing Watershed Plans to Restore and Protect Our Waters.
- U.S. DOT (United States Department of Transportation) and MARAD (Maritime Administration), 2013. Panama Canal Expansion Study. Phase 1 Report: Developments in Trade and National and Global Economics. Page 61. Available at: http://www.marad.dot.gov/documents/Panama_Canal_Phase_I_Report_-_20Nov2013.pdf. Last accessed April 21, 2015.
- Van Andel, J., Aronson, J. (Eds.), 2012. Restoration Ecology: The new frontier. Wiley-Blackwell, Oxford, United Kingdom.
- Van Bael, S.A., Philpott, S.M., Greenberg, R., Bichier, P., Barber, N.A., Mooney, K.A., Gruner, D.S., 2008. Birds as predators in tropical agroforestry systems. *Ecology* 89, 928-934.
- van Breugel, M., Hall, J.S., Craven, D.J., Gregoire, T.G., Park, A., Dent, D.H., Wishnie, M.H., Mariscal, E., Deago, J., Ibarra, D., Cedeño, N., Ashton, M.S., 2011. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. *Forest Ecology and Management* 261, 1580–1589.
- van Breugel, M., Hall J.S., Craven, D., Bailon, M., Hernandez, A., Abbene, M., van Breugel, P., 2013. Succession of ephemeral secondary forests and their limited role for the conservation of floristic diversity in a human-modified tropical landscape. *PLoS ONE*.8: e82433.
- van der Hammen, T., Hooghiemstra, H., 2000. Neogene and Quaternary history of vegetation, climate, and plant diversity in Amazonia. *Quaternary Science Reviews* 19, 725–742.
- van Dijk, A.I.J.M., 2007. Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management* 251, 1-9.
- Van Hecken, G., Bastiaensen, J., 2010. Payments for ecosystem services in Nicaragua: Do market-based approaches work? *Development and Change* 41, 421–444.
- Vardon, M., Lenzen, M., Peevor, S., Creaser, M., 2007. Water accounting in Australia. *Ecological Economics Special Issue on Environmental Accounting: Introducing the System of Integrated Environmental and Economic Accounting* 61, 650–659.
- Vargas, I.C., 1996. Ictiofauna de la hoya hidrográfica del Quindío. Corporación Autónoma Regional del Quindío - Fondo DRI, Quindío.
- Vargas, O., Reyes, S., Gómez, P., Díaz, J., 2010. Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas. Grupo de Restauración Ecológica, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Vargas, O., Velasco, P., 2011. Reviviendo Nuestro Páramos: Restauración Ecológica de Páramos. Proyecto Páramo Andino.

- Vargas, R., Allen, M.F., Allen, E.B., 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology* 14, 109–124.
- Velázquez, E., Gómez-Sal, A., 2007. Environmental Control of Early Succession on a Large Landslide in a Tropical Dry Ecosystem (Casita Volcano, Nicaragua). *Biotropica* 39, 601–609.
- Villa-Galaviz, E., K. Boege, Del-Val, E., 2012. Resilience in Plant-Herbivore Networks during Secondary Succession. *PLoS ONE* 7, e53009.
- Vincent, A.G., Tanner, E.V.J., 2013. Major litterfall manipulation affects seedling growth and nutrient status in one of two species in a lowland forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 29, 449-454.
- Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., Syvitski, J.P.M., 2003. Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39, 169-190.
- Wall, D. H.,González, G., Simmons B.L., 2011. Seasonally Dry Tropical Forest soil diversity and functioning. Pages 61–70 in R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- Walter, H., 1979. *Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere*. Springer-Verlag, New York, NY.
- Warman, A., 2001. *El Campo Mexicano en el Siglo XX*. Fondo de Cultura Económica, México, D.F.
- Webb, R., M. T., Soler-López, L.R., 1997. Sedimentation History of Lago Loíza, Puerto Rico, 1953-94. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report, 97-4108, Reston, Virginia.
- Webber, L., 2009. Diagnóstico y plan de monitoreo de la calidad del agua en las áreas de interés hídrico de los cantones Celica, Pindal, Puyango y Macará. Loja – Ecuador. Naturaleza y Cultura Internacional, Loja, Ecuador.
- Wendland, K.J., Honzák, M., Portela, R., Vitale, B., Rubinoff, S., Randrianarisoa, J., 2010. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecological Economics* 69, 2093-2107.
- West, J.W., 2003. Effects of heat-stress on production in dairy cattle. *Journal of Dairy Science* 86, 2131-2144.
- White, S., 2013. Grass páramo as hunter-gatherer landscape. *The Holocene* 23, 898–915.
- Whitmore, T. C., 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70, 536-538.
- Whitmore, T. C., 1998. *An Introduction to Tropical Rain Forests*. Oxford University Press, Oxford.
- Wieczorek, G.F., Larsen, M.C., Eaton, L.S., Morgan, B.A., Blair, J.L., 2002. Debris-flow and Flooding Deposits in Coastal Venezuela Associated with the Storm of December 14–16, 1999. U.S. Geological Survey, Open-File Report, 01-0144.
- Wielgoss, A., Clough, Y., Fiala, B., Rumedé, A., Tschardtke, T., 2012. A minor pest reduces yield losses by a major pest: plant mediated herbivore interactions in Indonesian cacao. *Journal of Applied Ecology* 49, 465-473.
- Wielgoss, A., Tschardtke, T., Rumedé, A., Fiala, B., Seidel, H., Shahabuddin, S., Clough, Y., 2014. Interaction complexity matters: disentangling services and disservices of

- ant communities driving yield in tropical agroecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281, 2013-2144.
- Williams-Linera, G., 1992, Ecología del paisaje y el bosque meso ´ filo de montaña en el centro de Veracruz. *Ciencia y Desarrollo* 105, 132–138.
- Williams-Linera, G., 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity & Conservation* 11, 1825–1843.
- Williams-Linera, G., Manson, R.H., Isunza, E., 2002. La fragmentación del bosque meso ´ filo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8, 73–79.
- Williamson, G.B., Laurance, W.F., Oliveira, A.A., Delamónica, P., Gascon, C., Lovejoy, T.E., Pohl, L., Delamonica, P., 2000. Amazonian tree mortality during the 1997 El Niño drought. *Conservation Biology* 14, 1538–1542.
- Wishnie, M., Dent, D.H., Mariscal, E., Deago, J., Cedeno, N., Ibarra, D., Condit, R., Ashton, M.S., 2007. Initial performance and reforestation potential of 24 tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. *Forest Ecology and Management* 243, 39-49.
- World Water Forum, 2012. *America’s Water Agenda: Targets, Solutions and the Paths to Improving Water Resources Management*.
- Wright, S.J., 2002. Plant diversity in tropical forests: A review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130, 1–14.
- Wright, S.J., Samaniego, M.J., 2008. Historical, demographic, and economic correlates of land-use change in the Republic of Panama. *Ecology and Society* 13 (online).
- Wright, S.J., Yavitt, J.B., Wurzbarger, N., Turner, B.L., Tanner, E.V.J., Sayer, E., Santiago, L., Kaspari, M., Hedin, L.O., Harms, K.E., Garcia, M.N., Coorre, M.D., 2011. Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. *Ecology* 92, 1616-1625.
- Wunder, S., 2005. *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*. CIFOR Occasional Paper No. 42.
- Wunder, S., Alban, M., 2008. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* 65, 685–698.
- Wunderle Jr., J.M., 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99, 223-235.
- Zadroga, F., 1981. The hydrological importance of a montane cloud forest area of Costa Rica. In: La, L.R., Russell, E.W. (Eds). *Tropical Agricultural Hydrology*. Wiley, New York, pp. 59-73.
- Zapata, Y.C., 2012. *Impacto del pago por servicios ambientales y la asistencia técnica en la adopción y permanencia de sistemas silvopastoriles en la cuenca del río La Vieja, Colombia*. CATIE, Costa Rica.
- Zapata, Y.C., Solarte, A., Zuluaga, A.F., Melo, A.A., Bolívar, J.A., Trujillo, J.A., Trujillo, M., 2011. Informe final. Evaluación ex post del proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el manejo de Ecosistemas, CIPAV, Cali.
- Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37, 701-708.

- Zhang, L., K. Hickel, W. R. Dawes, F. H. S. Chiew, A. W. Western, Briggs, P.R., 2004. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resources Research* 40, W02502, doi: 10.1029/2003WR002710.
- Zimmermann, J.K., Everham III, E.M., Waide, R.B., Lodge, D.J., Taylor, C.M., Brokaw, N.V.L., 1994. Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *Journal of Ecology* 82, 911-922.
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., De Moraes, J.M., 2006. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management* 222, 29-38.
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., 2008. Spatial and temporal variability of soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance. *Journal of Hydrology* 361, 78-95.
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., 2009. The near-surface hydrological consequences of disturbance and recovery: A simulation study. *Journal of Hydrology* 364, 115-127.
- Zimmermann, B., Papritz, A.J., Elsenbeer, H., 2010. Asymmetric response to disturbance and recovery: The case of soil permeability. *Geoderma* 159, 209-215.
- Zimmermann, A., Franke, T., Elsenbeer, H., 2012. Forests and erosion: Insights from a study of suspended-sediment dynamics in an overland flow-prone rainforest catchment. *Journal of Hydrology* 428-429, 170-181.
- Zimmermann, B., Zimmermann, A., Scheckenbach, H.L., Schmid, T., Hall, J.S., van Breugel, M., 2013. Changes in rainfall interception along a secondary forest succession gradient in lowland Panama. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 4659-4670.

Apéndice II: Programa de la conferencia

Manejo de cuencas hidrográficas para la provisión de servicios ambientales en paisajes modificados del neotrópico

Earl S. Tupper Conference Center, Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales
Ciudad de Panamá, Panamá
19-22 de marzo del 2014

Una conferencia organizada por:

La Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (ELTI) y el Proyecto de Reforestación con Especies Nativas (PRORENA)

Con el apoyo de:

El Banco Interamericano de Desarrollo (BID)

19 DE MARZO:

Gira de campo al Proyecto Agua Salud para los ponentes de la conferencia

Las actividades de la conferencia empezaron con unas presentaciones sobre el Proyecto Agua Salud del STRI y la Iniciativa del Sitio de Capacitación Permanente de ELTI dentro del Proyecto Agua Salud, con el fin de familiarizar a los ponentes de la conferencia con el área de Agua Salud antes de la gira de campo. Una vez en el área, el Dr. Jefferson Hall y el Dr. Bob Stallard, ambos del STRI, explicaron el objetivo del lugar de investigación: entender los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques en un clima estacional y la forma en que se modifican con el uso del suelo y el cambio climático.

El Dr. Hall explicó los siguientes tres pilares diferentes de investigación en Agua Salud: (1) el componente de hidrología, que prueba “el efecto esponja” en el bosque y si los suelos con cobertura boscosa moderan los flujos de caudales y ríos; (2) la dinámica de los bosques secundarios y su capacidad para reemplazar la pérdida de los servicios de los bosques maduros; y (3) las plantaciones de especies nativas y su capacidad para satisfacer las crecientes demandas de los seres humanos, a la vez que proporcionan y regulan los servicios ecosistémicos. Además, el Dr. Hall describió las publicaciones e investigaciones en curso

que realizan los colaboradores científicos en el área y su importancia para la ecología aplicada.

El coordinador en Panamá del Programa de Capacitación del Neotrópico de ELTI, Jacob Slusser, comentó la forma en que ELTI ha utilizado la infraestructura de Agua Salud para desarrollar senderos interpretativos y áreas de demostración para facilitar cursos de restauración de bosques para profesionales. También explicó cómo ELTI ha desarrollado materiales de capacitación basados en la investigación de Agua Salud para crear cursos de fortalecimiento de capacidades en ecología forestal, servicios ecosistémicos y estrategias de restauración que tengan un fundamento científico sólido y que resalten la importancia de utilizar la ciencia para tomar decisiones informadas sobre el uso del suelo.

A lo largo del día, los participantes visitaron los cinco siguientes sitios clave dentro del Proyecto Agua Salud:

- La parte superior de la cresta, que brindó una vista de la propiedad de Agua Salud, incluyendo el mosaico paisajístico de los bosques y los sistemas agrícolas establecidos como parte del estudio y cada una de las cuencas de captación asociadas con el sistema donde se toman las mediciones.
- El bosque maduro, donde ELTI estableció una parcela de demostración y un perfil del suelo que se utilizaron para enseñar conceptos de la ecología forestal y los métodos para cuantificar los servicios ecosistémicos.
- Una plantación de madera de teca con poco crecimiento, que ilustra la importancia de realizar análisis del área antes de reforestar con una especie en particular, así como el suministro limitado de servicios ecosistémicos prestados por una plantación de monocultivos exóticos.
- Plantaciones de especies nativas, que muestran el modelo de Reforestación Inteligente® del STRI de sembrar especies nativas apropiadas, que funcionen bien en condiciones degradadas y produzcan, a su vez, madera y otros servicios ecosistémicos. ELTI ha desarrollado un sendero

interpretativo a través de estas plantaciones para ilustrar el rango de estrategias de restauración forestal y los experimentos realizados por los investigadores.

- El sistema silvopastoril (SSP), donde se integran especies nativas de árboles y arbustos en un pastizal de ganado, muestra un paisaje agrícola productivo. Un ganadero local gestiona el SSP mediante un sistema de rotación de las parcelas de pastos y proporciona a los participantes la perspectiva local del uso de nuevas tecnologías y prácticas para mejorar los medios de subsistencia rurales. Además, el SSP destaca los beneficios socioeconómicos de la restauración de los bosques en paisajes productivos, a medida que las fincas se hacen más productivas y generan más oportunidades económicas en las zonas rurales empobrecidas.

El viaje al campo concluyó con una visita a la represa de Madden de la Autoridad del Canal de Panamá, ubicada en el lago Alhajuela, que sirve como embalse del agua de la ciudad de Panamá y generador de la electricidad necesaria para las operaciones del Canal durante la estación seca pronunciada. El Dr. Stallard reiteró la importancia de realizar una gestión forestal sostenible en estas cuencas, especialmente debido a la importancia de los bosques de la región para mitigar los riesgos de tormentas e inundaciones que pueden llegar a destruir la infraestructura del Canal de Panamá, afectando a la economía panameña y al comercio mundial.

20 DE MARZO: 1^{er} día de conferencia

En el primer día se presentó el objetivo de la conferencia, que sería presentar y discutir en un foro el estado del conocimiento científico (biofísico y social) relacionado con la gestión de las cuencas hidrográficas del neotrópico para la producción de diversos bienes y servicios, específicamente los relativos al agua. Las presentaciones del día se centraron en los dos primeros paneles: los efectos del uso del suelo sobre los servicios ecosistémicos y la importancia de las cuencas hidrográficas para los servicios ecosistémicos. Los oradores y los títulos de sus presentaciones se detallan a continuación:

PANEL 1: Efectos del uso del suelo sobre los servicios ecosistémicos

Robert Stallard, PhD., US Geological Survey y el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. *Efectos del uso del suelo sobre el caudal y la calidad del agua: experiencias de Agua Salud y del este de Puerto Rico.*

Michiel van Breugel, PhD., Yale NUS. *Efectos del uso del suelo sobre el secuestro de carbono y la diversidad en un paisaje tropical.*

Heidi Asbjornsen, PhD., Universidad de New Hampshire. *Impactos eco-hidrológicos del uso del suelo y el cambio climático en los bosques nubosos tropicales montanos y las implicaciones para las políticas de pago de servicios hidrológicos: un estudio de caso en Veracruz, México.*

Sunshine Van Bael, PhD., Universidad de Tulane. *La biodiversidad y los servicios ecosistémicos tropicales en los paisajes fragmentados.*

PANEL 2: Importancia de las cuencas hidrográficas para los servicios ecosistémicos

Esteban Payán, PhD., Panthera. *La conservación de la cuenca del río Magdalena en Colombia, como estrategia para promover la conectividad de las poblaciones de jaguares y su biodiversidad relacionada.*

Carlos M. Padín, PhD., Universidad Metropolitana de Puerto Rico. *Cuencas: la infraestructura verde.*

Ciara Raudsepp-Hearne, PhD., Independiente. *Minimización de los intercambios (trade-offs) entre los servicios ecosistémicos en los paisajes multifuncionales.*

Marco Tschapka, PhD., Universidad de Ulm. *Influencia de la fragmentación de los bosques sobre la salud de los ecosistemas: los servicios ecosistémicos de los murciélagos.*

Ponente principal

Patricia Balvanera, Ph.D., Universidad Autónoma de México. *Los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques neotropicales: avances y perspectivas de América Latina.*

21 DE MARZO: 2º día de conferencia

El segundo y último día de la conferencia se centró en los enfoques para la gestión de las cuencas hidrográficas y los impulsores políticos y socioeconómicos dentro y fuera de la cuenca que impactan e impulsan las decisiones de gestión. El objetivo de estos paneles era reconocer la complejidad de la gestión de los servicios ecosistémicos entre las distintas partes interesadas. Organizado como una mesa redonda, el segundo panel del día dio a la audiencia la oportunidad de interactuar con los presentadores, lo que condujo a un interesante diálogo sobre las responsabilidades de gestión para los tomadores de decisiones con distintos intereses. Los ponentes y los títulos de sus presentaciones se detallan a continuación.

PANEL 3: Enfoques para la gestión de las cuencas hidrográficas

Zoraida Calle, MSc., Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV). *Investigación participativa para la producción agrícola sostenible y la restauración ecológica.*

Jefferson Hall, PhD., Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. *Reforestación y restauración de los servicios ecosistémicos en las cuencas de las zonas tropicales húmedas de América Latina.*

Enrique Murgueitio, DVM., Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV). *Ganadería sostenible en las cuencas hidrográficas.*

Arturo Cerezo, Autoridad del Canal de Panamá (ACP). *Enfoques en paisajes productivos: el programa de incentivos económicos ambientales de la Autoridad del Canal de Panamá.*

Edgar Araúz, Fundación Natura. *Experiencias de las ONG en la gestión de las cuencas hidrográficas.*

PANEL 4: Más allá de la cuenca

Jorge Maldonado, PhD., Universidad de Los Andes. *Herramientas económicas para la conservación y la valoración de los servicios ecosistémicos.*

Daniel Moss, MSc., Consultor Daniel Moss. *Gestión y gobernanza de cuencas: ¿Cómo podemos hacerlo bien?*

Raisa Banfield, Fundación Panamá Sostenible (PASOS). *La importancia de la gestión integrada de las cuencas hidrográficas panameñas.*

Vidal Garza, PhD., Desarrollo Económico Mexicano (FEMSA). *Escalando modelos sostenibles de conservación a través de la coordinación intersectorial: el caso de la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua.*

Ponente principal

Carlos Vargas, Autoridad del Canal de Panamá (ACP). *El Canal de Panamá: la Ruta Verde del Siglo XXI.*

22 DE MARZO: Taller para documento técnico y gira de campo al Proyecto Agua Salud para los invitados

Las actividades durante este día incluyeron dos eventos que tuvieron lugar simultáneamente:

- El Dr. Hall y Vanessa Kirn, pasante de ELTI, facilitaron un taller con los presentadores de la conferencia, que se centró en el desarrollo del informe “documento técnico” para cubrir las mejores prácticas de gestión de las cuencas hidrográficas del neotrópico. El objetivo del documento técnico es traducir los conocimientos científicos sobre el manejo de las cuencas hidrográficas en un documento que los formuladores de políticas, los profesionales y otros tomadores de decisiones puedan entender y utilizar. La publicación del documento técnico va a facilitar aún más la difusión de la ciencia de gestión de las cuencas a otras audiencias. El taller se centró en el desarrollo de una estrategia para escribir la publicación, discutiendo el alcance y el contenido del documento y determinando los autores responsables de escribir el texto de cada componente. Los expertos aportaron sus conocimientos a cada sección y sus investigaciones concretas sobre las cuencas hidrográficas en el neotrópico, para resaltar los estudios de casos regionales. La sesión concluyó con la elaboración de un plan de trabajo y un cronograma para proporcionar una orientación a los contribuyentes durante los seis meses siguientes.

- Estrella Yanguas, Gerente del Proyecto Agua Salud, y Jacob Slusser (ELTI) facilitaron una gira de campo para los invitados. El Banco Interamericano de Desarrollo (BID) seleccionó a los invitados para este viaje de campo debido a que son profesionales importantes involucrados en la gestión de cuencas hidrográficas en Latinoamérica. Además, ELTI identificó e invitó a dos influyentes tomadores de decisiones panameños sobre el uso del suelo: uno de ellos procedente de una empresa de consultoría ambiental privada y otro de la Asamblea Nacional de Legisladores. El contenido de la gira de campo incluyó: (1) una explicación de los objetivos de investigación de Agua Salud; (2) una revisión de las investigaciones pasadas y actuales, así como los resultados y su influencia en la toma de decisiones del uso del suelo; y (3) una visita a las áreas de capacitación permanente de ELTI para entender cómo se utilizan dichas áreas para enseñar los conceptos de restauración ecológica aplicada a los participantes del curso.

Apéndice III: Herramientas de diagnóstico para evaluar la gobernanza de las cuencas hidrográficas

1. Inventario de leyes Nacionales y regulaciones relacionadas con la cuenca		
Nombre de la ley o regulación	Implicaciones para la gobernanza de la cuenca	
Ley general de agua		
Ley de la tarifa de agua		
Ley de los sectores económicos estratégicos		
Legislación del cambio climático		
Legislación de la gestión del riesgo de desastres		
Leyes de biodiversidad		
Etc.		

2. Inventario de las instituciones relacionadas con la cuenca		
Nombre de la entidad pública	Responsabilidad para la gobernanza de la cuenca	Con qué instituciones se coopera
Ministerio de Agricultura		
Ministerio de Energía y Minería		
Concejos de la Cuenca Hidrográfica		
Municipalidades		
Etc.		

3. Inventario de las reglas, regulaciones y acuerdos internacionales relacionados con la cuenca	
Reglas, regulaciones y acuerdos	Impacto en la gobernanza nacional de la cuenca
Nombre de la regla de comercio	
Nombre de los acuerdos bilaterales	
Nombre de los acuerdos multilaterales	
Condicionalidades de préstamo, p.ej., IMF, IADB y WB	
Nombre del tratado	
Nombre de la regulación internacional	
Nombre del programa del Banco de Desarrollo	

4. Inventario de las autoridades políticas de la cuenca		
Nombre de la autoridad política	Jurisdicción en la cuenca	Poder real de ejecución

5. Inventario de las iniciativas de desarrollo económico e impacto ambiental		
Nivel de gobierno	Programas de subsidios e incentivos por sector	Requerimientos ambientales correspondientes
Municipal		
Estatad		
Federal		

6. Inventario de los programas de restauración de la cuenca				
Tipo de programa	Diseño de las entidades públicas	Administración de las entidades públicas	Involucración de la sociedad civil	Cómo se financia
Programas PES				
Control de la contaminación				
Tasas de incentivos para la conservación y el uso del suelo				
Fondos del agua				
Etc.				

7. Ordenación territorial – Diagrama de decisiones				
Tipo de ordenación territorial	Quién decide	Quién implementa	Quién hace cumplir	Opiniones públicas y mecanismos de responsabilidad
Zonificación				
Permisos de extracción de agua y asignación de los derechos del agua				
Parques y espacios verdes				
Permisos de extracción de minerales				
Subsidios agrícolas				
Etc.				

8. Inventario de la información disponible de la ordenación territorial			
Tipo de información	Quién recolecta	Quién controla	Publicidad disponible
Mapas del balance hídrico			
Mapa de las concesiones de agua y minerales			
Ordenación territorial/ mapa de zonificación			
Mapa de la salud de la cuenca			
Etc.			

9. Usos del agua

Usuario del agua	Cuánto utiliza	Precio/metro cúbico	Quién autoriza las concesiones	Recurso de la audiencia pública
Doméstico				
Agricultura				
Industria				
Reaprovisionamiento del ecosistema				

10. Inventario de los operadores del agua y de saneamiento

Nombre del operador	Jurisdicción	Acciones de gestión de la cuenca

Apéndice IV: Acrónimos, abreviaciones y símbolos

AA	Total Anual		Panamá
a	Media	CIFOR	Centro para la Investigación Forestal Internacional (<i>Center for International Forestry Research</i>)
ACACPA	Asociación de Productores de Café de las Subcuencas de los Ríos Ciri y Trinidad del Canal de Panamá	CIPAV	Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria
ACP	Autoridad del Canal de Panama		
ANA	Agencia Nacional de Agua de Brasil	CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora (<i>Convention on International Trade of Endangered Species</i>)
ANAM	Autoridad Nacional del Ambiente de Panama (Ahora MiAmbiente-Ministerio de Ambiente de Panama)		
ANATI	Autoridad Nacional de Tierras		
APASPE	Asociación de Productores Pecuarios y Agrosilvopastoriles de Pedasí	cm	Centímetros
ARI	Autoridad de la Región Interamericana	CMAS	Comisión Municipal de Agua y Saneamiento
b	Caudal base	COCUPIX	Comité de Cuenca del Rio Pixquiác
BCI	Isla de Barro Colorado (<i>Barro Colorado Island</i>)	CONAFOR	Comisión Nacional Forestal de México
BID	Banco de Desarrollo Interamericano (<i>Interamerican Development Bank-IDB</i>)	CONAGUA	Comisión Nacional de Agua
BNTM	Bosque Nublado o Nuboso Tropical Montano	DS-GIRH	Plan de Desarrollo Sostenible y Gestión Integrada de los Recursos Hídricos de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panama
BTM	Bosque Tropical Montano	EIA	Evaluación de Impacto Ambiental
BTS	Bosque Tropical Seco	EJOLT	Proyecto de Organizaciones de Justicia Ambiental, Responsabilidad y Comercio (<i>Environmental Justice Organisations, Liabilities and Trade</i>)
BTSD	Bosque Tropical Seco Semideciduo		
CAC	Región del Caribe y América Central	ELTI	La Iniciativa de Capacitación de Liderazgo Ambiental (<i>Environmental Leadership and Training Initiative</i>)
CAF	Banco de Desarrollo de América Latina (Cooperación Andina de Fomento)	EM	Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (<i>Millennium Ecosystem Assessment-MA</i>)
CEPAL	Comisión Económica de Naciones Unidas para Latinoamérica y el Caribe	EMAAL-EP	Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado
CFN	Corporación Financiera Nacional	ENOS	El Niño-Oscilación del Sur (<i>ENSO-El Niño Southern Oscillation</i>)
CHCP	Cuenca Hidrográfica del Canal de Panama	EPMAAPS	Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento, Quito
CHCPE	Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá Este	FAO	Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>)
CHCPO	Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá Oeste		
CICH	Comisión Interinstitucional de la Cuenca Hidrográfica del Canal de	FAV	Fondo Ambiental Veracruzano

FIDECO	Fideicomiso Ecológico de Panamá		<i>for Education, Research, and Synthesis)</i>
FIDECOAGUA	Fideicomiso Público para la Promoción, Preservación y Pagos por Servicios Ambientales Forestales	PCC	Comisión del Canal de Panamá (<i>Panama Canal Commission</i>)
FONAG	Fondo para la Protección del Agua, Quito	PCJ	Consortio Intermunicipal de las cuencas de Piracicaba, Capivari y Jundiá, Brasil
FORAGUA	Fondo Regional del Agua de Ecuador		
GAD	Gobierno Autónomo Descentralizado	PFNM	Productos Forestales No Maderables
GIZ	Cooperación Técnica del Gobierno Aleman (<i>German Government Technical Cooperation</i>)	PIEA	Programa de Incentivos Económicos de la Autoridad Nacional del Canal
Gt	Giga toneladas	PN	Parque Nacional
GWP	Asociación Mundial para el Agua (<i>Global Water Partnership</i>)	PNUD	Programa de Naciones Unidas de Desarrollo (<i>United Nations Development Program-UNDP</i>)
Ha	Hectárea	PNUMA	Programa de Naciones Unidas de Medioambiente (<i>United Nations Environment Program-UNEP</i>)
IEA	Agencia Internacional de Energía (<i>International Energy Agency</i>)	PPN	Producción Primaria Neta
JICA	Agencia de Cooperación Internacional Japonesa (<i>Japanese International Cooperation Agency</i>)	PRORENA	Proyecto de Reforestación con Especies Nativas
JICOSUR	Junta Intermunicipal de Medio Ambiente de la Costa Sur	PROSAPIX	Programa de Compensación por Servicios Ambientales de la Cuenca del río Pixquiac
MIDA	Ministerio de Desarrollo Agropecuario	PSAH	Pagos por Servicios Ambientales Hidrológicos
NADP	Programa de Deposición Atmosférica Nacional (<i>National Atmospheric Deposition Program, U.S.</i>)	PSE/PSA	Pago por Servicio Ecosistémico o Pago por Servicio Ambiental
NAO	Oscilación del Atlántico Norte (<i>North Atlantic Oscillation</i>)	Q	La primera medida de la descarga o el agua que sale de la cuenca
NOAA	Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los EE.UU. (<i>National Ocean and Atmospheric Administration, U.S.</i>)	R	Escorrentía instantánea
NU	Naciones Unidas (<i>United Nations-UN</i>)	S	Profundidad del agua
NYC	Ciudad de Nueva York (<i>New York City</i>)	SA	Sudamérica
ONG	Organización No Gubernamental (<i>Non-governmental organization-NGO</i>)	SACZ	Zona de Convergencia del Atlántico Sur (<i>South Atlantic Convergence Zone-SACZ</i>)
p	Picos durante tormentas	SAM	Modo Anular del Sur (<i>Southern Annular Mode-SAM</i>)
PARTNERS	Gente y Reforestación en los Trópicos (<i>People and Reforestation in the Tropics: a Network</i>)	SAMS	Sistema Monzónico de Sudamérica (<i>South America Monsoon System</i>)
		SE	Servicio Ecosistémico
		SENDAS	Red Mexicana de Acción por el Agua
		SSP	Sistema Silvopastoril
		STRI	Instituto Smithsonian de

	Investigaciones Tropicales (<i>Smithsonian Tropical Research Institute-STRl</i>)
TEEB	Economía de los Ecosistemas y de la Biodiversidad (<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>)
TESSA	Herramienta para la Evaluación de Servicios Ecosistémicos a Escala de Sitio (<i>Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment</i>)
TNC	The Nature Conservancy
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (<i>International Union for Conservation of Nature-IUCN</i>)
UN DESA	Departamento de Asuntos Económicos y Sociales (<i>United Nations Department of Economic and Social Affairs</i>)
UNSD	División Estadística de Naciones Unidas (<i>United Nations Statistics Division</i>)
USAID	Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (<i>United States Agency for International Development</i>)
USD	Dólares americanos (<i>United States dollar</i>)
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (<i>United States Department of Agriculture</i>)
USGS	Servicio Geológico de los Estados Unidos (<i>United States Geological Survey</i>)
VER	Reducciones Verificadas de Emisiones (<i>Verified Emissions Reductions</i>)
WEBB	Balances Hídricos, Energéticos y Bioquímicos
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza (<i>World Wildlife Fund</i>)
ZCIT	Zona de Convergencia Inter-tropical



Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales

