

Gaceta ecológica

INE-SEMARNAT MÉXICO



☞ SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ☞

☞ ACTORES SOCIALES

☞ BIODIVERSIDAD

☞ CASOS DE ESTUDIO: PESQUERÍAS TROPICALES,
CUENCA DEL RÍO MAGDALENA,
PALMA

☞ VALORACIÓN ECONÓMICA

☞ NÚMERO ESPECIAL 84-85 • MÉXICO • 2007 • \$50 ☞

Novedades editoriales INE



Océanos y costas. Análisis del marco jurídico e instrumentos de política ambiental en México

Sofía Cortina Segovia, Gælle Brachet Barro, Mariela Ibañez de la Calle y Leticia Quiñones Valades

16.5 cm x 23 cm 2007
236 páginas
Rústica
ISBN: 978-968-859-862-2
Precio: \$180

El lector tiene en sus manos un trabajo de sistematización único e indispensable sobre una de las regiones más sensibles y ricas de nuestro país. Este libro aspira a convertirse en un insumo destacado para quienes diseñan políticas ambientales y para quienes están preocupados por encontrar alternativas que mejoren el uso que hacemos de nuestros recursos naturales de nuestros océanos y costas.



El manejo integral de cuencas. Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental Segunda edición

Helena Cotler (compiladora)

16 cm x 23 cm
348 páginas
Rústica
ISBN: 978-968-859-861-4
Precio: \$140

A tres años de su aparición, y debido a la relevancia que ha cobrado el tema, esta nueva edición de *El manejo integral de cuencas en México* ha sido enriquecida con los aportes provenientes de múltiples reuniones y foros en los que han participado grupos académicos, sociales y representantes del sector gubernamental que abogan por nuevos enfoques para atender los problemas del agua y su manejo ecosistémico.

ENSAYO

El entendimiento de las fuerzas dinamizadoras de la degradación ambiental: las aportaciones de Paul Ehrlich

ARTURO CURIEL BALLESTEROS*

Instituto de Medio Ambiente y Comunidades Humanas.
Universidad de Guadalajara
Correo-e: aturoc@redudg.udg.mx



LA PERCEPCIÓN DE LA DEGRADACIÓN ambiental a nivel planetario, la incertidumbre sobre el futuro de la humanidad y la necesaria articulación de esfuerzos entre naciones para responder a esta crisis inicia en 1970.

En 1972 se celebra la primera reunión mundial conocida como la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano, en Estocolmo, del 5 al 16 de junio. En memoria de esta reunión, y desde entonces, cada 5 de junio se celebra en todo el planeta el día Mundial del Ambiente.

En esa misma década, en 1977, se realiza el primer estudio prospectivo a nivel mundial de la crisis ambiental global, cuyos resultados fueron dados a

conocer en una publicación cuya versión al idioma español se llamó *El mundo en el año 2000*. Este estudio sobre los cambios mundiales probables en materia demográfica, de recursos naturales y ambiente hasta el final del siglo XX, fue encomendado por el presidente de los Estados Unidos de Norteamérica James Carter.

El enfoque de los problemas en esa década tuvieron como eje común la percepción de los aspectos más visibles del deterioro: la contaminación del agua, la contaminación del aire, la deforestación, la erosión del suelo y la basura.

En materia de ciencia, predomina el paradigma mecanicista-positivista y comienzan a darse a conocer los primeros modelos paramétricos que identificaron los componentes de los procesos de degradación de los recursos naturales desde la epistemología de la física y las matemáticas, como es el caso de la conocida Ecuación Universal de Pérdida de Suelo de Wischmeier y Smith publicada en 1978.

En este contexto, hubo una publicación que impactó de tal manera los análisis sobre los impactos al ambiente, y que aún hoy, 36 años más tarde, sigue nutriendo los análisis ambientales. Ese artículo fue *Impact of population growth; Complacency concerning this component of man's predicament is unjustified and counterproductive*, publicado el 26 de marzo de 1971 en la revista *Science* por el profesor de biología de la Universidad de Stanford Paul R. Ehrlich y John P. Holdren. Ahí se presenta por primera vez una ecuación para cuantificar el impacto total negativo de una sociedad sobre el ambiente expresado en la relación:

$$I = P \cdot F$$

Donde:

I = Impacto total

P = Población

F = Función que mide el impacto per cápita asociado con el consumo per cápita y la tecnología usada.

Más tarde, la ecuación toma la forma actual que ha servido para identificar y promover en el mundo, que el conocimiento del impacto de la población humana en los sistemas que sustentan la vida en la Tierra.

La ecuación vigente es:

$$I = PAT$$

Donde:

I = Impacto de la población humana, (estado de daño al ambiente-impactos como degradación de la tierra o pérdida de la biodiversidad)

P = Tamaño de la población

A = Prosperidad, medida como consumo per cápita y

T = Tecnologías incluyendo estructuras sociales, políticas y económicas que sirven al consumo (impacto ambiental de las tecnologías, prácticas culturales e instituciones que sirven al consumo) daño por unidad de consumo.

Paul Ehrlich tuvo el tino de no quedarse en las manifestaciones del deterioro, sino identificar las causas estructurales del mismo, a través de reconocer las actividades humanas que generan presión al ambiente y que dan como resultado un estado de degradación de los recursos.

No es aventurado señalar que este trabajo ha servido de base para estructurar varios de los modelos más utilizados en el mundo que han proporcionado a los diversos países, bases para el diseño de estrategias de actuación orientadas a detener y revertir la degradación de los recursos. Entre ellas se pueden mencionar dos: los indicadores de Presión-Estado y Respuesta (PER) y el Modelo DPSEEA (D = Driving force; P = Pressure; S = State; E = Exposure; E = Effect y A = Action) para indicadores en Salud Ambiental, ambos impulsados por Naciones Unidas.

Los indicadores PER, es el sistema más difundido en el mundo, parte de la identificación del estado de

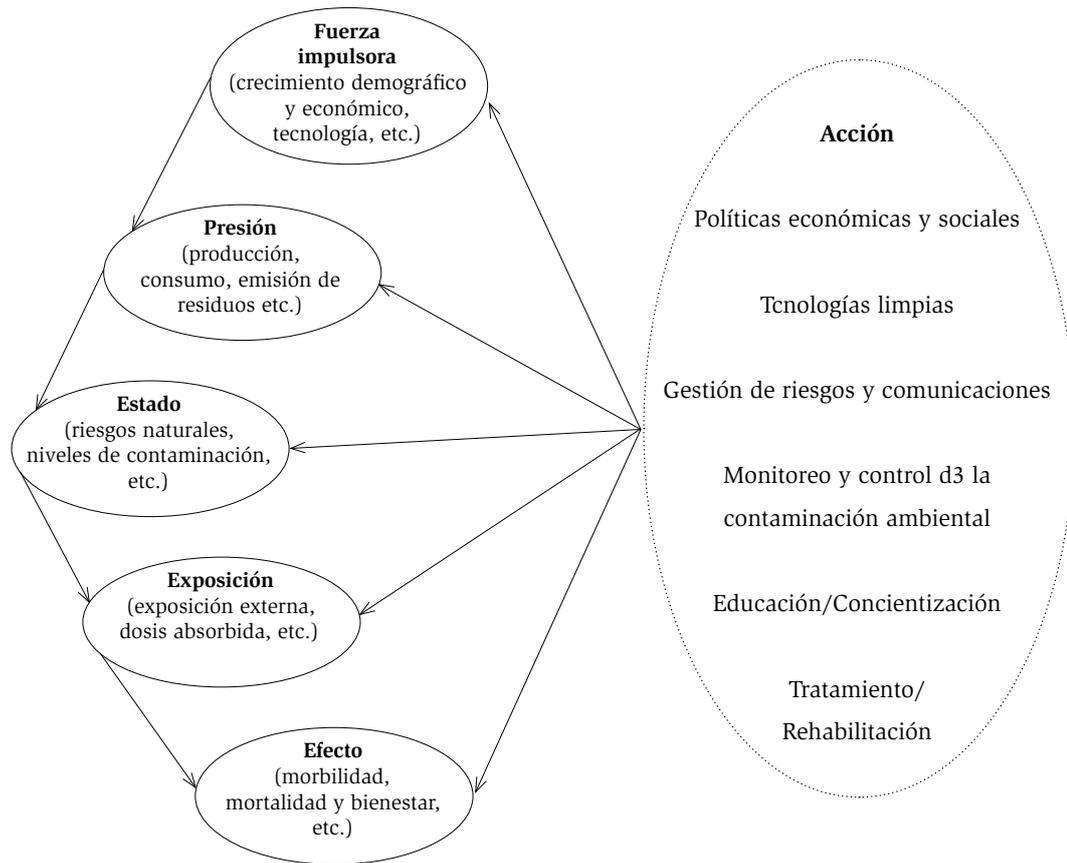
los recursos naturales (aire, agua, suelo, flora, fauna, recursos genéticos, combustible fósiles), pasando posteriormente al reconocimiento de aquellas actividades humanas que generan presión a los recursos y que corren el riesgo de ponerlos en una condición de degradación ambiental (definido como la reducción de la capacidad del ambiente para alcanzar objetivos sociales y ecológicos) y aquí entran los componentes de la ecuación de Paul Ehrlich (población y tecnología). Los indicadores de respuesta social consideran a la innovación y la política como orientadoras de acciones para reducir la presión (no el estado) que origina el deterioro. Este modelo se utilizó durante los años 90.

En el 2000, la Organización Mundial de la Salud publica el libro *Decisión-Making in Environmental Health*, editado por Corvalán, C; Briggs, D y Zielhuis, enriqueciendo la ecuación del PER a una más compleja e integral a la que le llaman método DPSEEA -por cada una de las siglas en inglés de sus componentes- (D = Driving force; P = Pressure; S = State; E = Exposure; E = Effect y A = Action) (figura 1, página siguiente).

En las fuerzas impulsoras (driving force) aparecen los tres componentes de la ecuación del impacto de la población humana en los sistemas que sustentan la vida en la Tierra que Paul Ehrlich sigue difundiendo, como en su último libro en español: "Naturalezas Humanas; genes, culturas y la perspectiva humana".

La ecuación $I = PAT$ también fue presentada cuando Paul Ehrlich se presentó en la Cátedra en Conservación, Desarrollo Sustentable y Biodiversidad Enrique Beltrán 2007, desarrollada por el Instituto Nacional de Ecología, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y la Universidad de Guadalajara, precisamente el día de aniversario de la publicación de *Impact of Population Growth* en la revista *Science*, el 26 marzo. Su presentación la intituló *El animal dominante: evolución de la cultura y condición humana*. Ahí Paul habló de su ecuación sobre el impacto de la

FIGURA 1. MODELO DPSEEA PARA TOMA DE DECISIONES EN SALUD AMBIENTAL DE LA ORGANIZACIÓN MUNDIAL PARA LA SALUD



población humana en los sistemas que sustentan la vida en la Tierra, no importó que se haya publicado ésta hace 36 años, causó un impacto en el público de investigadores y alumnos en todo el país con su conferencia transmitida electrónicamente.

Ehrlich sabe que esa ecuación no solo tiene un sentido desde el paradigma positivista, sino que también aporta al paradigma interpretativo y sobre todo al paradigma crítico-social. Él ha hecho aportes a todos ellos, al elegir ser un investigador en evolución de la cultura y con el deseo de ser también para la necesaria evolución de la cultura, que reclama la degradación ambiental actual.

En esta ocasión, José Sarukhán Kermez, presidente de la Cátedra en Conservación, Desarrollo Sustentable y Biodiversidad Enrique Beltrán, lo presentó como un investigador de amplitud académica e intelectual espléndida; conocedor del mundo y de todos sus

rincones que aparte de la riqueza académica es un científico para la sociedad.

En esta cátedra, Ehrlich habló sobre la transformación cultural del animal dominante, que ha logrado evolucionar culturalmente más rápido que genéticamente, llegando no solo a máximos niveles de desarrollo tecnológico, sino también a máximos de pobreza, al reconocer que 3,000 millones de personas en el inicio del siglo XXI viven con 2 dólares diarios o menos, lo que significa más cantidad de gente que la que existía en todo el mundo cuando él nació, en 1932.

El impacto total de la empresa humana sobre los sistemas ecológicos que nos sustentan se ha multiplicado por lo menos 25 veces entre 1850 y 2000.

El impacto de la población, la tecnología y el consumo, ahora tiene como nuevas manifestaciones al cambio climático y la pérdida de biodiversidad y de los servicios ambientales que provienen de los

ecosistemas, poniendo en riesgo la base alimentaria de la humanidad.

Si bien es cierto que nuestra especie ha evolucionado más rápido culturalmente que genéticamente, la pregunta es si evolucionaremos a la rapidez que se requiere para que la vida y el desarrollo no se colapsen. Para ello, dijo a manera de conclusión, “no solo se requiere un cambio tecnológico, capacidad para inventar, modificar, almacenar y transmitir un gran cuerpo cultural; sino se requiere además un cambio ético”.

La evolución cultural ha sido de capital importancia para hacer de nosotros la bestia única que somos. Somos la única especie conocida que ha desarrollado sistemas de creencias. Si el consumo es controlable, esto puede hacerse sólo mediante la evolución cultural. Queda, finalmente, flotando en el aire esta pregunta: ¿la sociedad podrá cambiar lo suficientemente rápido para evitar el colapso?

BIBLIOGRAFÍA

Consejo sobre la Calidad Ambiental y el Departamento de Estado. 1982. *El Mundo en el Año 2000; En los albores del siglo XXI, Informe Técnico*. Tecnos, Madrid.

Ehrlich, P. 2005. *Naturalezas Humanas; genes, culturas y la perspectiva humana*. Fondo de Cultura Económica (Ciencia y Tecnología), México.

Ehrlich, P. y A. Ehrlich. 2002. Population, development, and human natures. *Environment and Development Economics* 7:158-170.

Ehrlich, P y J. Holdren. 1971. Impact of Population Growth; Complacency concerning this component of man's predicament is unjustified and counterproductive. *Science* 171: 1212-1217.

Naciones Unidas. 1972. Declaración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano. 1-46.

United Nations, Commission on Sustainable Development. 2001. *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies*. United Nations, Nueva York.

Wischmeier, W. y D. Smith. 1978. *Predicting rainfall erosion losses. Agriculture Handbook 537*. USDA, Washington D.C.

World Health Organization, C. Corvalán, D. Briggs y G. Zielhuis (eds.). 2000. *Decision-making in environmental health: from evidence to action*. Taylor & Francis Group, Gran Bretaña.

Gaceta ecológica
Publicación trimestral
INE-SEMARNAT, México
Nueva época • Número 84-85 • 2007
Trimestre: julio-diciembre

ISSN 1405-2849

JUAN RAFAEL ELVIRA QUESADA
Secretario de Medio Ambiente
y Recursos Naturales (SEMARNAT)

ADRIÁN FERNÁNDEZ BREMAUNTZ
Presidente del Instituto Nacional
de Ecología-SEMARNAT

LUIS FERNANDO CARBONELL PAREDES
Coordinador General
de Comunicación Social-SEMARNAT

CONSEJO EDITORIAL

GERARDO BOCCO
Centro de Investigaciones en
Geografía Ambiental de la UNAM,
Campus Morelia

EXEQUIEL EZCURRA
San Diego Natural History Museum

SERGIO GUEVARA
Instituto de Ecología, A.C.

HANS HERRMANN
Comisión Ambiental
de Norteamérica

ENRIQUE LEFF
Programa de Naciones Unidas
para el Medio Ambiente

CARLOS SANDOVAL
Consejo Nacional de
Industriales ECOLOGISTAS

VÍCTOR MANUEL TOLEDO
Centro de Investigaciones en Ecosistemas
de la UNAM, Campus Morelia

Certificado de licitud de título: 9624
Certificado de licitud de contenido: 6709
Certificado de reserva de los derechos al uso exclusivo
del título y del contenido: 04-2001-081414250000-102
Derechos reservados: SEMARNAT-INE.
Esta edición consta de 300 ejemplares

Se debe citar la fuente toda vez que se reproduzcan total o
parcialmente cualesquiera de los materiales incluidos
en este número. Los artículos no firmados son responsabilidad
del editor. Los derechos sobre los artículos son de
los autores.

IMPRESIÓN Y ACABADOS: Impresora y Encuadernadora Progreso,
S.A. de C.V. (IEPSA), Calzada de San Lorenzo 244, Paraje San
Juan, delegación Iztapalapa, 09830, México, D.F.

Para informes sobre suscripciones y distribución,
comunicarse al correo electrónico: gaceta@ine.gob.mx.
Este número y los anteriores de la *Gaceta ecológica*
(a excepción de los números 1, 3, 4, 30, 33, 34, 35, 36, 37 y
40 al 57 que están agotados) pueden obtenerse en el Instituto
Nacional de Ecología. Periférico sur 5000, Anexo 1, colonia
Insurgentes Cuicuilco, 04530. Deleg. Coyoacán, México, D.F.
Tel.: (55) 56 28 06 00 ext. 13276, fax: (55) 54 24 52 41.

Para más información sobre nuestros distribuidores
nacionales consulte la sección puntos de venta en:
<http://www.ine.gob.mx/publicaciones/new.pventa.php>.

Distribución nacional: Mundi-Prensa S.A. de C.V.
Río Pánuco 141, col. Cuauhtemoc, 06500
México D.F. (55) 55335658 al 60.
Correo electrónico: sofia.bastida@reverte.com.mx
Página web: <http://www.mundiprensa.com>

Distribución en el extranjero: Centro de servicios
bibliográficos S.A. de C.V. Tel. (55) 56552937,
fax: (55) 55737215. Ventas internacionales al 1-877-606-2005,
fax: 1-800-787-7153.
Correo electrónico: liefbfm@laneta.apc.org.

Editor: Raúl Marcó del Pont Lalli
Tipografía, diseño y cuidado de la producción: Raúl Marcó del Pont Lalli
Edición para internet: Susana Escobar Maravillas
Diseño de portada: Álvaro Figueroa
Fotos de portada y cuarta de forros:
Claudio Contreras Koob



Desde diciembre del 2002 (con un refrendo en diciembre de 2005)
el sistema de gestión de calidad del proceso de producción y distribución editorial
del Instituto Nacional de Ecología está certificado de acuerdo con la norma ISO 9001: 2000

Contenido

Ensayo

El entendimiento de las fuerzas dinamizadoras de la degradación ambiental: las aportaciones de Paul Ehrlich

ARTURO CURIEL BALLESTEROS



2

Artículos

Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos

PATRICIA BALVANERA Y HELENA COTLER



8

Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario

FABIEN QUÉTIER, ESTEBAN TAPELLA, GEORGINA CONTI, DANIEL CÁCERES Y SANDRA DÍAZ



17

La integración de la ciencia, la economía y la sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos en el cono sur de Sudamérica

CHRISTINE N. MEYNARD, ANTONIO LARA, MARIO PINO, DORIS SOTO, LAURA NAHUELHUAL, DAISY NÚÑEZ, CRISTIAN ECHEVERRÍA, CARLOS JARA, CARLOS OYARZÚN, MYLTHON JIMÉNEZ Y FRANCISCO MOREY



29

Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad

SVEN WUNDER, SHEILA WERTZ-KANOUNNIKOFF Y ROCÍO MORENO-SÁNCHEZ



39

Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México

LUCÍA ALMEIDA-LEÑERO, MARIANA NAVA, ALYA RAMOS, MÓNICA ESPINOSA, MARÍA DE JESÚS ORDOÑEZ Y JULIETA JUJNOVSKY



53

Problemas en el estudio y manejo de pesquerías tropicales

LEANDRO CASTELLO, JORGE P. CASTELLO Y CHARLES A. S. HALL



65

Servicios ambientales de una palma endémica: su importancia para la población rural

IRENE AGUILERA-TAYLOR, ALEXANDRA CORZO DOMÍNGUEZ, GUIMEL MUÑOZ-CASTRO Y LAURA LÓPEZ-HOFFMAN



75

Los modelos de la economía ecológica: una herramienta metodológica para el estudio de los servicios ambientales

V. S. AVILA-FOUCAT



85

Las experiencias del Instituto Nacional de Ecología en la valoración económica de los ecosistemas para la toma de decisiones

ENRIQUE SANJURJO RIVERA E IVÁN ISLAS CORTÉS



93

Construcción de consensos mediante modelación mediada con enfoque en servicios ecosistémicos

OCTAVIO PÉREZ-MAQUEO, MIGUEL EQUIHUA, GABRIELA VÁZQUEZ, MARIA LUISA MARTÍNEZ, ADOLFO CAMPOS, GONZALO CASTILLO, EDMUNDO DÍAZ PARDO, JOSÉ G. GARCÍA-FRANCO, DANIEL GEISSERT, KLAUS MEHLTRETER, ENRIQUE MEZA Y LYSSETTE MUÑOZ-VILLERS



107

Los servicios ecosistémicos y la toma de decisiones: retos y perspectivas

PATRICIA BALVANERA Y HELENA COTLER



117

Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos

PATRICIA BALVANERA^{1*} Y HELENA COTLER²

¹ Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

² Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT

* Autora para correspondencia: pbalvane@oikos.unam.mx, Apdo. Postal 27-3, Sta. María de Guido 58090, Morelia, Michoacán, México. Tel. 56232707 o 4433222707, Fax 56232719 o 4433222719.

Resumen. El concepto de servicios ecosistémicos permite analizar el vínculo que existe entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. En este artículo revisamos las definiciones de dichos servicios, su desarrollo histórico, y hacemos una reseña de los principales tipos de acercamientos a su estudio.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, servicios ambientales, interdisciplina, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio

Abstract. *The concept of ecosystem services allows the analysis of the links between ecosystem functioning and human well-being. In this paper we review the definitions of ecosystem services, its historical development, and present an overview of the major type of approaches to the study of ecosystem services found at present in the literature.*

Keywords: *ecosystemic services, environmental services, interdiscipline, Millenium Ecosystem Assessment*



INTRODUCCIÓN

Los seres humanos hemos transformando al planeta a tasas muy aceleradas, sobre todo durante la segunda mitad del siglo pasado y lo que va del presente. En el afán de satisfacer nuestras necesidades de agua, alimentos, materiales de construcción, combustibles y fibras hemos convertido 25% del planeta en terre-

nos de cultivo, tomamos 25% del agua que fluye en nuestro ríos, hemos destruido o degradado 40% de los arrecifes coralinos y 35% de los manglares, hemos contribuido a que los contenidos de nitrógeno en nuestros ríos y mares se dupliquen y los de fósforo triplicado, y que la concentración de CO₂ en la at-

mósfera aumente 35% (MA 2005). Además estamos somos responsables de la extinción de alrededor de 100 especies por año (MA 2005).

Del panorama anterior surgen preguntas en relación a si estos cambios, además de tener consecuencias negativas sobre el funcionamiento de los ecosistemas del planeta, resultarán negativas también para los seres humanos? Si la respuesta es afirmativas, ¿cuáles son y cómo podemos entenderlas mejor? ¿Qué podemos hacer para cambiar, al menos en parte, estas tendencias? En el centro de estas preguntas está el entendimiento de la estrecha relación que existe entre el funcionamiento de los ecosistemas del planeta, las decisiones que las poblaciones humanas tomamos, consciente o inconscientemente, que afectan a estos sistemas, y sus consecuencias sobre nuestro bienestar.

El concepto de servicios ecosistémicos surge de la necesidad de enfatizar esta estrecha relación que existe entre los ecosistemas y el bienestar de las poblaciones humanas. Este acercamiento a la problemática ambiental está teniendo una creciente aceptación tanto en los medios académicos como en los gubernamentales, incorporándose tanto al bagaje científico actual como al diseño de políticas.

Debido a lo anterior nos propusimos hacer una revisión del estado del arte de su estudio y sus implicaciones para la toma de decisiones. Con este fin, y gracias al apoyo del Instituto Nacional de Ecología y del Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la Universidad Nacional Autónoma de México, reunimos a especialistas en distintos aspectos de los servicios ecosistémicos, provenientes de varios países del continente americano. Estos especialistas presentaron trabajos en un simposio Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos, que organizamos dentro del contexto de la reunión anual de la Asociación de Biología Tropical y Conservación (ATBC, por su nombre en inglés Association for Tropical Biology and Conservation) en la ciudad de Morelia, Michoacán el

18 de julio del 2007. En este número especial de la *Gaceta ecológica* se recogen dichos trabajos.

En esta introducción presentamos un panorama general así como a los temas centrales que aborda el conjunto de artículos que reunimos en este número especial. En particular, responderemos a las siguientes preguntas: 1) ¿qué son los servicios ecosistémicos y de donde surge del concepto?, 2) ¿cuáles han sido las contribuciones clave que se consideran los cimientos de esta área de estudio?, 3) ¿cuáles son las tendencias actuales en el estudio de los servicios ecosistémicos?

ORIGEN Y DEFINICIÓN DEL CONCEPTO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El entendimiento de la estrecha relación entre el ambiente que nos rodea y el bienestar humano data al menos de 2,400 años (Mooney y Ehrlich 1987). Las primeras referencias al respecto se encuentran en los textos de Platón, las cuales se retoman en los textos de culturas orientales como el budismo o el taoísmo y forman parte esencial del bagaje cultural de los grupos indígenas de Mesoamérica así como de los naturalistas de siglo XVIII.

El concepto de “servicios” ofrecidos por los ecosistemas hacia las poblaciones humanas surge a consecuencia del movimiento ambientalista de finales de los años 60 (Mooney y Ehrlich 1987). En esta época se hace patente la crisis ambiental y se inician cuestionamientos acerca de los impactos severos en la capacidad del planeta para mantenerse y producir suficientes bienes para ser consumidos por las poblaciones humanas. Junto con una lista de los problemas ambientales más severos surge la primera relación de servicios ecosistémicos que se proveen a las sociedades en un esfuerzo por comunicar a los tomadores de decisiones y al público en general acerca del estrecho vínculo entre el bienestar humano y el mantenimiento de las funciones básicas del planeta.

Los términos “servicios ecosistémicos” y “servicios ambientales” pueden ser utilizados indistintamente, aunque difieren en su contexto. Cuando usamos el primero queremos enfatizar el hecho de que es el ecosistema, es decir el conjunto de organismos, condiciones abióticas y sus interacciones, el que permite que los seres humanos se vean beneficiados. En cambio el término “servicios ambientales” se ha utilizado principalmente entre tomadores de decisiones y otorga más peso al concepto de “ambiente” o “medio ambiente” en el cual no se explicitan las interacciones necesarias para proveer dichos servicios.

A la fecha existen múltiples definiciones del término servicios. De acuerdo con Gretchen Daily (Daily 1997) los servicios son las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que los conforman, sostienen y nutren a la vida humana. Esta definición pone énfasis en las condiciones biofísicas cambiantes dentro de los ecosistemas así como en las interacciones (procesos) entre éstas y sus componentes bióticos (especies). Rudolf de Groot (De Groot *et al.* 2002) comparte esta perspectiva ecosistémica y considera que en el estudio de los servicios es necesario destacar el subconjunto de funciones del ecosistema que están estrechamente relacionadas con la capacidad de aquello que satisfacen directa o indirectamente las necesidades de las poblaciones humanas. El Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005), iniciativa sobre la cual abundaremos más adelante, define a los servicios como todos los beneficios que las poblaciones humanas obtienen de los ecosistemas. Esta es una definición mucho más sencilla y permite tener un impacto más claro y directo sobre los tomadores de decisiones. Sin embargo, no permite hacer una distinción explícita entre lo que sucede en los ecosistemas y aquello que beneficia a las poblaciones humanas. Por eso, Boyd y Banzhaf (Boyd y Banzhaf 2007) sugieren definir a los servicios como los componentes de la naturaleza

que son directamente consumidos, disfrutados o que contribuyen al bienestar humano.

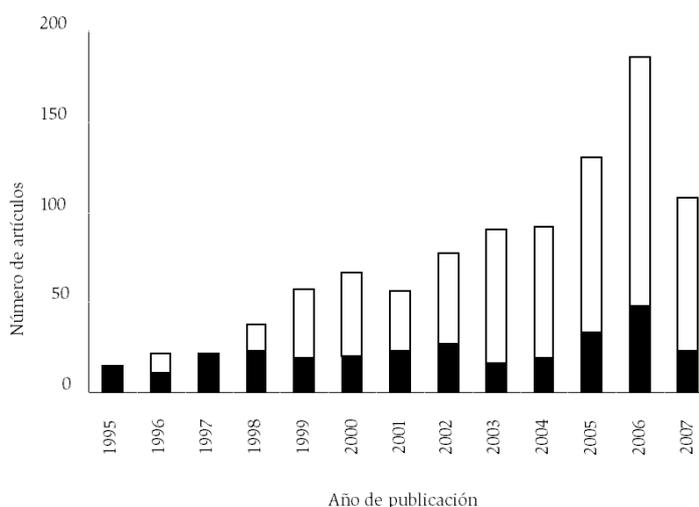
En síntesis, el concepto de servicios ecosistémicos o servicios ambientales permite hacer un vínculo explícito entre el estado y funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. Esta relación puede ser directa o indirecta, y los seres humanos pueden o no estar conscientes de su existencia.

EL DESARROLLO DEL CONCEPTO Y DE SU ESTUDIO

El interés por entender los servicios ecosistémicos y el desarrollo de mecanismos que aseguren su mantenimiento se ha incrementado muy rápidamente durante los últimos 15 años. Al hacer una búsqueda de la palabra servicios ecosistémicos (*ecosystem services*) en la base de datos de ISI (Web of Science (www.isiknowledge.com)) el número de artículos al respecto ha pasado de 20 a cerca de 50 por año entre 1995 y 2006. Si a esta búsqueda le sumamos el concepto de servicios ambientales (*environmental services*) su número sube a cerca de 200 artículos por año para el 2006. De la misma manera, al hacer una búsqueda en Google Académico (www.scholar.google.com) encontramos a la fecha 486 páginas que hacen referencia a los servicios ecosistémicos y 35,900 que se refieren a servicios ambientales.

A lo largo de este desarrollo, algunos trabajos han sido particularmente importantes para el entendimiento de los servicios y para la definición de los rumbos futuros de la investigación en el tema. El libro compilado por Gretchen Daily (Daily 1997) sobre los servicios ambientales y de las sociedades humanas es hoy un clásico y ha sido citado 1,048 veces (www.scholar.google.com) a la fecha. En él se definen los servicios, se hace una breve historia de su desarrollo, se reseñan los servicios que proveen diferentes biomas (*e.g.* bosques) o distintos componentes de los ecosistemas (*e.g.* suelo, polinizadores), y se presenta además una reflexión sobre la valuación económica de los servicios ambientales.

FIGURA 1. TENDENCIAS EN EL NÚMERO DE ARTÍCULOS PUBLICADOS POR AÑO SOBRE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (*ECOSYSTEM SERVICES*, EN NEGRO) Y/O SOBRE SERVICIOS AMBIENTALES (*ECOSYSTEM SERVICES AND ENVIRONMENTAL SERVICES*, EN BLANCO)



Fuente: www.isiknowledge.com.

En el mismo año se publicó un artículo por múltiples autores, coordinado por Robert Costanza (Costanza *et al.* 1997), que ha tenido un profundo impacto sobre los medios académicos y de tomadores de decisiones, y que ha sido cita 1,727 veces (www.scholar.google.com). En él se enfatiza el papel que juegan los ecosistemas en el mantenimiento de los sistemas de soporte de la vida en el planeta y su relación directa o indirecta con el bienestar humano. Ellos calculan el valor económico de 17 servicios que son proveídos por 16 biomas en un total de 33 billones de dólares por año, lo cual es el doble del producto bruto global del planeta. Aunque pueden existir fuentes de error e incertidumbre en estos cálculos, y si bien no todos los beneficios que los humanos obtenemos de los ecosistemas pueden ser valorados económicamente, este artículo permite comunicar un mensaje muy contundente a los tomadores de decisiones y a la sociedad en general.

Al año siguiente se publicó un artículo de Kearns y colaboradores (Kearns *et al.* 1998) que puso énfasis en la interacción entre los polinizadores y las plantas y que a la fecha cuenta con 300 citas ([\[google.com\]\(http://google.com\)\). Éste es un artículo que explora las consecuencias de la fragmentación del hábitat y del manejo agropecuario sobre las poblaciones de polinizadores y su diversidad, y sus impactos negativos sobre la polinización de las múltiples plantas silvestres y en particular sobre la actividad agrícola.](http://www.scholar.</p>
</div>
<div data-bbox=)

Posteriormente, en el 2000 arrancó una iniciativa que duraría cinco años y que aglutinaría los esfuerzos de cerca de 2,000 científicos y tomadores de decisiones pertenecientes a 85 países y que se denominó la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment) (véase www.maweb.org). Sus resultados sirven ya actualmente para el desarrollo de muchas investigaciones sobre servicios ecosistémicos y se espera que también ejerzan un impacto importante en el diseño de políticas públicas. Su objetivo central fue ofrecerle a los tomadores de decisiones en los gobiernos de los países y en las convenciones internacionales (*e.g.* biodiversidad, desertificación) una síntesis de la información disponible a la fecha sobre la estrecha relación entre los ecosistemas y el bienestar humano. Para lograrlo, se elaboró un marco conceptual general que incluye, entre otros aspectos,

la definición del concepto de servicios y una tipología de estos últimos, y un esquema conceptual que permite relacionar aspectos socio-económicos de las sociedades con el tipo de manejo de los ecosistemas, los servicios que proveen y los distintos componentes del bienestar humano (MA 2003). Este documento también sugiere procedimientos analíticos para el estudio de los servicios ecosistémicos. Para el 2005 se publicaron los resultados que emergen de esta iniciativa en el formato de resúmenes síntesis para tomadores de decisiones (MA 2005) y de libros *in extenso* (Carpenter *et al.* 2005; Chopra *et al.* 2005; Hassan *et al.* 2005). Estos últimos abarcan un diagnóstico de la situación actual (Hassan *et al.* 2005), el contraste de escenarios futuros sobre la provisión de distintos servicios y distintos aspectos del bienestar humano (Carpenter *et al.* 2005), así como una evaluación de las estrategias más exitosas para el mantenimiento de los distintos servicios (Chopra *et al.* 2005).

El interés por el análisis de los servicios ecosistémicos en México tomó fuerza en el marco del *Estudio país*, coordinado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (Sarukhán 2006), en el cual se realizó un primer esfuerzo de síntesis para conocer los principales servicios de provisión, de regulación y cultural que ofrecen nuestros principales ecosistemas.

Hoy en día, en el creciente campo de estudio de los servicios ecosistémicos se multiplican las definiciones, tipologías, enfoques y estudios de caso. Por ello, en este número especial de la *Gaceta ecológica* intentamos presentar un abanico de lo que se está explorando hoy en día en Latinoamérica.

ACERCAMIENTOS ACTUALES AL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

En la actualidad se pueden distinguir cuatro grandes tipos de enfoques al estudio de los servicios ecosistémicos. A continuación presentamos algunos ejemplos

de cada uno de ellos, los cuales se desarrollan como artículos independientes en este número especial.

El primero es la búsqueda de marcos conceptuales y metodológicos inter o transdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos. Debido a la naturaleza interdisciplinaria de la interacción entre los ecosistemas y las sociedades humanas y, debido a la enorme complejidad que esto involucra, varios grupos de investigadores en distintas partes del mundo están proponiendo diferentes formas de abordar su estudio. En este número, Quétier y colaboradores (Quétier *et al.* 2007) presentan una reflexión general sobre aspectos conceptuales y metodológicos que permiten hacer un estudio interdisciplinario de los servicios ecosistémicos. Analizan la definición misma de los servicios, e insisten sobre la necesidad de identificar distintos actores sociales que se benefician diferencialmente de los ecosistemas. Ellos proponen un marco conceptual que permite caracterizar los componentes y propiedades del ecosistema desde una perspectiva funcional y sugieren la integración de las necesidades de los múltiples actores a partir del manejo comunitario de los recursos naturales.

Por su parte, Meynard y colaboradores (Meynard *et al.* 2007) proponen un modelo de investigación transdisciplinaria al conjuntar un modelo ecológico, uno económico y uno educativo. Ellos se centran en el caso de los bosques templados del sur de Chile y su papel en la cantidad y calidad del agua que proveen a la sociedad. A través de su trabajo demuestran cómo se vincula un modelo ecológico del entendimiento de la relación entre el bosque y el agua, con un modelo económico que permite la valoración económica de los servicios ecosistémicos, con un modelo educativo que incluye actividades de extensión y difusión científica encaminados a modificar los patrones actuales en la toma de decisiones. En este mismo sentido, Sven Wunder y colaboradores (Wunder *et al.* 2007) hacen una revisión conceptual de los esquemas de pagos por servicios ecosistémicos, una de las estrategias más

comúnmente utilizadas en el presente para mantener la provisión de estos servicios. Reflexionando acerca de los conceptos económicos básicos involucrados en estos pagos, exploran el papel que han tenido en la toma de decisiones y el cambio de uso del suelo. Incorporan, además, la dimensión ecológica de los distintos servicios para los cuales se han desarrollado estos esquemas; se centran en particular en el caso de la biodiversidad y discuten la viabilidad de estos esquemas de pagos para asegurar su conservación.

El segundo tipo de enfoque al estudio de los servicios ecosistémicos es el análisis de los distintos servicios que provee un ecosistema dado o que un componente particular del ecosistema. El análisis detallado de los componentes y procesos del ecosistema involucrados en la provisión de servicios, así como de los aspectos socio-económicos que determinan la forma en la que los ecosistemas son manipulados para múltiples casos de estudio, lo que permitirá en un futuro identificar patrones generales así como aquellos particulares a ciertas condiciones ecológicas o sociales.

En este mismo número de la *Gaceta ecológica*, Almeida y colaboradores (Almeida-Leñero *et al.* 2007) utilizan el marco conceptual desarrollado por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA 2003) para hacer un diagnóstico socio-ambiental de la sub-cuenca del río Magdalena, la cual drena hacia la ciudad de México. En él identifican los servicios que la población urbana y rural de la zona y de sus alrededores obtienen, los actores sociales involucrados así como los factores de cambio asociados al manejo del ecosistema. Con esta información generan las bases para el desarrollo de propuestas de manejo que contribuyan al bienestar humano. En otro estudio de caso, Castello y colaboradores (Castello *et al.* 2007) analizan los factores sociales y ecológicos involucrados en el manejo de las pesquerías tropicales y de los servicios que de éstas se derivan. Los autores hacen una revisión general de la literatura que les permite

caracterizar en detalle los métodos tradicionales de manejo de este servicio. Posteriormente, al contrastar los métodos de manejo con las características sociales y ecológicas del servicio identifican las principales causas de la sobrepesca en los trópicos. Basándose también en el esquema conceptual de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA 2003), Aguilera y colaboradores (Aguilera-Taylor *et al.* 2007) analizan los servicios que proporciona la palma endémica *Sabal pumos* a los habitantes de una localidad de la cuenca del Balsas en Michoacán. Integrando aspectos sociales, económicos y ecológicos muestran la estrecha dependencia de los pobladores rurales, en particular de los que tienen menos recursos, sobre este recurso fundamental que se encuentra en franco decremento debido a la sobreexplotación, y que sin embargo, es fundamental no sólo para su bienestar económico sino para su seguridad ante situaciones extremas.

El tercer tipo de acercamiento al estudio de los servicios ecosistémicos es el de la valoración económica. Este enfoque se ha desarrollado muy ampliamente debido a que permite transmitir a los tomadores de decisiones mensajes claros acerca de la importancia de los servicios en un lenguaje, el del dinero, que predomina y que captura fácilmente su atención. En este número especial Avila-Foucat (Avila-Foucat 2007) discute la pertinencia del uso de distintas metodologías de valuación económica para diferentes tipos de servicios ecosistémicos. Además, utilizando un estudio de caso para la costa de Oaxaca, México, ejemplifica el uso simultáneo de varias metodologías, incluyendo el uso de una función de producción, métodos de valuación económica contingente y el análisis de cadenas tróficas para calcular el valor de los servicios ecosistémicos. En un trabajo que busca llevar esta valuación hasta la toma de decisiones, Sanjurjo e Islas (Sanjurjo Rivera y Islas Cortés 2007) describen la teoría del Valor Económico Total así como las técnicas que permiten estimar algunos de sus componentes. A través de varios ejemplos muestran

los esfuerzos realizados en México para la valoración económica de la biodiversidad y su relevancia para la toma de decisiones.

El cuarto tipo de acercamiento al estudio de los servicios ecosistémicos incluye el análisis de experiencias concretas conducentes a modificar los patrones actuales de toma de decisiones en la búsqueda de opciones que permitan maximizar el mantenimiento de estos servicios. Entre estos se pueden incluir aquellos que se basan en aspectos económicos, como la valoración y la generación de estímulos como los esquemas de pagos por servicios. Sin embargo, también se pueden incluir estrategias que inciden en el fortalecimiento de instituciones que manejan los servicios ecosistémicos, en el desarrollo de estrategias de comunicación con los distintos sectores involucrados en la toma de decisiones, en el diseño de alternativas de manejo para distintos tipos de servicio, o incluso en el diseño de leyes que permitan proteger los servicios y los componentes de los ecosistemas que los proveen (Chopra *et al.* 2005). El trabajo de Pérez-Maqueo y colaboradores (Pérez-Maqueo *et al.* 2007) representa un esfuerzo por explorar las formas más adecuadas para comunicar la complejidad intrínseca al entendimiento de los servicios ecosistémicos y su mantenimiento. A través de un ejercicio de modelación mediada con expertos sobre los procesos hidrológicos en un bosque mesófilo de montaña, exploran la viabilidad de su aplicación para la generación de consensos entre distintos actores de la sociedad que permitan asegurar su mantenimiento.

A través del abanico de trabajos incluidos en este número especial esperamos poder favorecer el estudio de los servicios ecosistémicos, tanto en la generación de nuevos marcos conceptuales o metodológicos, en la profundización del entendimiento de los distintos servicios que proveen los ecosistemas, en la valoración económica de éstas, como en la generación de múltiples estrategias que permitan asegurar su mantenimiento.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todos los participantes en el simposio por sus muestras de interés y su apoyo en múltiples aspectos. Al Instituto Nacional de Ecología por su apoyo financiero, y al Centro de Investigaciones en Ecosistemas por todas las facilidades brindadas para la realización del simposio. Queremos agradecer a los numerosos revisores externos que enriquecieron los manuscritos con numerosas sugerencias y comentarios en tiempos muy cortos. Agradecemos a Jenny Trilleras por su apoyo logístico.

SOBRE LA COORDINACIÓN DE ESTE NÚMERO Y SUS REVISORES

La edición de este número especial de la *Gaceta ecológica* estuvo a cargo de Patricia Balvanera y Helena Cotler. Los revisores de los trabajos que aquí se incluyen fueron: Dra. Fabiana Castellarini, CIECO; Dr. Alejandro Guevara, UIA; Dr. Luis García-Barrios, Colegio de la Frontera Sur; Dr. Alejandro Casas, CIECO; Dra. Margarito Caso, INE; Dra. Ana Burgos, CIGA (UNAM-Morelia); Dr. Manuel Guariguata, CIFOR; Dr. Eduardo García-Frapoli, CIECO y Dr. Omar Masera, CIECO.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera-Taylor, I., A. Corzo-Domínguez, G. Muñoz-Castro y L. López-Hoffman. 2007. Servicios ambientales de una palma endémica: importancia para la población rural. *Gaceta ecológica* 84-85: 75-84.
- Almeida-Leñero, L., M. Nava, A. Ramos, M. Espinosa, M. J. Ordoñez y J. Jujnovsky. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, D.F. *Gaceta ecológica* 84-85: 53-64.
- Avila-Foucat, V. S. 2007. Los modelos de economía ecológica: una herramienta metodológica para el estudio de los servicios ambientales. *Gaceta ecológica* 84-85: 85-91.

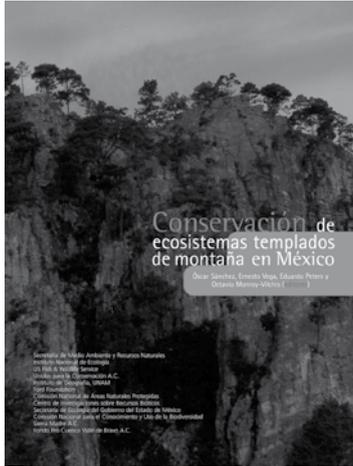
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Carpenter, S., P. Pingali, E. M. Bennet y M. B. Zurech. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Scenarios*. Volume 2. Findings of the Scenarios Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
- Castello, L., J. P. Castello y C. A. S. Hall. 2007. Problemas en el estudio y manejo de pesquerías tropicales. *Gaceta ecológica* 84-85: 65-73.
- Chopra, K., R. Leemans, P. Kumar y H. Simons. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses*. Volume 3. Island Press, Washington, D.C.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. S. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin y P. Sutton. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daily, G. C. (ed.). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- De Groot, R., M. A. Wilson y R. M. J. Bowmans. 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Google Scholar. 2007. Disponible en: www.scholar.google.com.
- Hassan, R., R. Scholes y N. Ash. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. Volume 1. Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington.
- Kearns, C. A., D. W. Inouye y N. M. Waser. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 83-112.
- MA 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D.C.
- . 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- Meynard, C. N., A. Lara, M. Pino, M. Soto, D. Soto, L. Nahuelhual, D. Núñez, C. Echeverría, C. Jara, C. Oyarzún, M. Jiménez y F. Morey 2007. Integrando ciencia, economía y sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos. *Gaceta ecológica* 84-85: 29-38.
- Mooney, H. A. y P. R. Ehrlich. 1987. Ecosystem services: a fragmentary history. En: G. C. Daily (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D C. Pp: 11-22.
- Pérez-Maqueo, O., M. Equihua, G. Vázquez, M. L. Martínez, A. Campos, G. Castillo, E. Díaz Pardo, J. G. García-Franco, D. Geissert, K. Mehlreter, E. Meza y L. Muñoz-Villers. 2007. Construcción de consensos mediante modelación mediada con enfoque en servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica* 84-85: 107-116.
- Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica* 84-85: 17-27.
- Sanjurjo Rivera, E. y I. Islas Cortés 2007. Retos y perspectivas de la valoración económica de los ecosistemas para la toma de decisiones. *Gaceta ecológica* 83-84: 93-105.
- Sarukhán, J. (coordinador general). 2006. *Capital natural y bienestar social*. CONABIO, México. 71 pp.
- Wunder, S., S. Wertz-Kanounnikoff y R. Moreno-Sánchez. 2007. Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta ecológica* 84-85: 39-52.

Todos los artículos de este número especial de la *Gaceta ecológica* 84-95 fueron **recibidos** durante julio y agosto de 2007 y **aceptados** el 28 de septiembre del mismo año.

Foto: London Zoo Historical Archive.

Novedad editorial

INE



Conservación de ecosistemas templados de montaña

Óscar Sánchez, Ernesto Vega, Eduardo Peters y Octavio Monroy-Vilchis (editores)

21 cm x 27,5 cm 2007 PRIMERA REIMPRESIÓN

320 páginas

Rústica

ISBN: 968-817-610-9

Precio: \$280

Esta obra está dirigida principalmente a técnicos en conservación de ecosistemas pero, sin duda, también resultará adecuada para otras personas y organizaciones que deseen aportar su vocación, capacidad y recursos para conservar el abigarrado mosaico de formas de vida silvestre y de culturas que han evolucionado, juntas, en las áreas montañosas de México. Esta tarea es particularmente importante, pues los procesos evolutivos que han dado origen a esa complejidad biológica y cultural son, simplemente, irrepetibles.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales • Instituto Nacional de Ecología
US Fish & Wildlife Service • Unidos para la Conservación A.C. • Instituto de Geografía, UNAM
Ford Foundation • Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas • Centro de Investigaciones
sobre Recursos Bióticos • Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México • Comisión Nacional
para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad • Sierra Madre A.C. • Fondo Pro Cuenca Valle de Bravo A.C.

Servicios ecosistémicos y actores sociales.

Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario

FABIEN QUÉTIER,^{1*} ESTEBAN TAPELLA,^{2, 3} GEORGINA CONTI,¹
DANIEL CÁCERES³ Y SANDRA DÍAZ¹

1. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Universidad Nacional de Córdoba, CONICET. Casilla de correo 95, 5000, Córdoba, Argentina, Tel: + 54 - 351 - 4331097, Fax: + 54 - 351 - 4331056.
 2. Programa de Estudios del Trabajo, el Ambiente y la Sociedad (PETAS), Facultad Ciencias Sociales, Universidad Nacional de San Juan. Islas Malvinas Argentinas, 332 Sur, 5400, Barrio Rivadavia, San Juan, Argentina.
 3. Departamento de Desarrollo Rural, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba- CONICET. Casilla de Correo 509, 5000 Córdoba, Argentina.
- * Correo-e: fabien.quetier@ecosystem-services.org

Resumen. Este artículo propone enfoques para tomar en cuenta el componente social de los servicios que los ecosistemas brindan a nuestras sociedades: cómo estos servicios se incorporan a nuestros 'modos de vida' y cómo emergen conflictos sobre el manejo de los ecosistemas y los servicios que proveen.

Abstract. *This paper introduces concepts and methods for taking into account the social component of ecosystem services: understanding how they are incorporated into people's livelihoods and how conflicts emerge concerning their management.*



INTRODUCCIÓN

Existe un reconocimiento cada vez más generalizado de que los ecosistemas, incluyendo su biodiversidad, cumplen un papel primordial en la generación de bienestar humano, tanto desde el punto de vista de la subsistencia biológica como desde una perspectiva económica, social y cultural (Millenium Ecosystem

Assessment 2003, Díaz *et al.* 2005, Duraiappah *et al.* 2005). Con la publicación de la Evaluación del Milenio (Millenium Ecosystem Assessment 2005), se popularizó la definición de los servicios ecosistémicos (SE) como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos, los cuales contribuyen a hacer la

vida no sólo físicamente posible sino también digna de ser vivida (Costanza *et al.* 2007, Daily 1997).

Esta definición presenta una confusión entre los beneficios (aquellos productos y servicios que usa la gente, como grano, madera o servicios como el ecoturismo), y la contribución de los ecosistemas hacia ellos. Para que los SE se constituyan como tales es necesaria, en la mayoría de los casos, la acción del ser humano. Los beneficios asociados a la explotación o al manejo de los ecosistemas incorporan capital material (por ejemplo, equipamiento agrícola) y financiero (subsidios a la compra de fertilizantes), así como mano de obra (el guía de ecoturismo). Es decir, no siempre las propiedades ecológicas de los ecosistemas se constituyen directamente en beneficios para la sociedad.

Para esclarecer este concepto, Boyd y Banzhaf (2007) proponen definir como SE únicamente aquellos procesos ecológicos que se incorporan en la producción de los productos y servicios que usa la gente. Es decir, se procura separar los SE que surgen o están disponibles por la acción de la naturaleza, de los beneficios que la sociedad obtiene de ellos a partir de alguna acción o intervención específica. Según esta definición, un SE es una de muchas propiedades del ecosistema, particularmente aquella que es relevante para un beneficio y un beneficiario determinados.

En otros términos, la identificación de una propiedad del ecosistema como SE es contextual y depende del beneficio al cual contribuye. Es así que en dos ecosistemas distintos (A y B, figura 1), una misma propiedad ecológica, el reciclado de nutrientes en el suelo, se puede considerar como un servicio ecosistémico (ecosistema A, un campo cultivado cuyo beneficio es la producción de alimento) o no (ecosistema B, un bosque cuyo beneficio es la producción de madera). En el campo cultivado (ecosistema A, figura 1) la producción de alimentos depende del reciclado de nutrientes en el suelo (su fertilidad) pero también de varias intervenciones humanas como la pulverización de agroquímicos, la selección de variedades, la

transformación de la materia prima y la distribución de los alimentos (figura 1). De los varios “insumos” a la producción de alimento, sólo el reciclado de nutrientes puede calificar como servicio ecosistémico. Éste, a su vez, depende de varias propiedades del ecosistema como el clima, la físico-química del suelo y la posición topográfica del ecosistema que no contribuyen directamente a la producción del beneficio. En el bosque (ecosistema B, figura 1) el servicio ecosistémico relevante para la producción de madera (el beneficio) es el área basal del bosque (la cantidad de madera aprovechable con la maquinaria y la mano de obra a disposición). Aunque el reciclado de nutrientes determina, entre otras propiedades del ecosistema, el área basal del bosque, no se puede considerar como el servicio ecosistémico relevante en este caso.

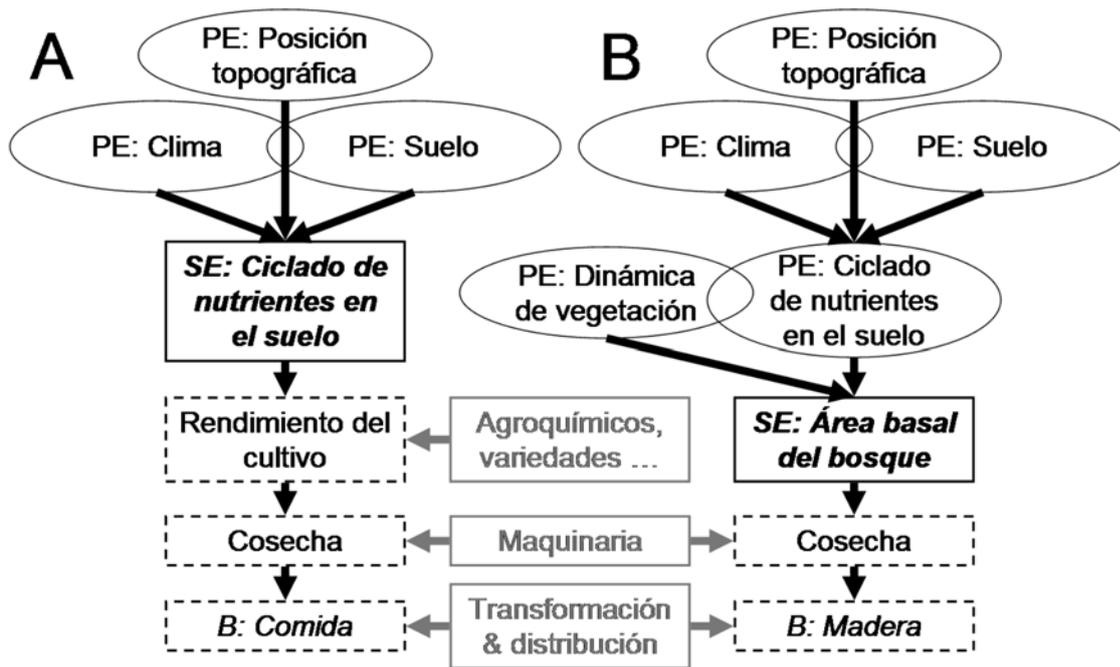
Recuadro 1. Definiciones

- Los *beneficios* son los productos (materiales) o servicios (inmateriales), en su sentido económico, que usan o se basan en una parte o en todo un ecosistema. Además de servicios ecosistémicos, los beneficios suelen incorporar tanto capital material y financiero, así como mano de obra, aspectos que no son ecológicos.

- Las *propiedades ecológicas* son variables (cualitativas o cuantitativas) que caracterizan la estructura y el funcionamiento del ecosistema, como por ejemplo la biodiversidad, la estructura espacial en parches y la biomasa aérea (estructura) y la productividad primaria anual (funcionamiento).

- Los *servicios ecosistémicos* no son beneficios en si mismos sino propiedades ecológicas que se incorporan en la producción y la distribución de beneficios materiales e inmateriales para los seres humanos. En términos prácticos, los servicios se miden eligiendo propiedades ecológicas relevantes como indicadores de los servicios ecosistémicos.

FIGURA 1. ILUSTRACIÓN, EN DOS ECOSISTEMAS DISTINTOS (A, IZQUIERDA Y B, DERECHA) DE LAS DEFINICIONES DE BENEFICIO (B, EN GRIS), SERVICIO ECOSISTÉMICO (SE, EN NEGRO) Y PROPIEDAD DEL ECOSISTEMA (PE, EN CIRCULOS) UTILIZADAS EN ESTE ARTICULO



La relevancia del concepto de SE para el manejo de los ecosistemas reside en que estos pueden ser considerados como indicadores de la calidad o capacidad de un ecosistema para la provisión de un beneficio específico a un actor social determinado. Desarrollar indicadores adecuados supone una buena comprensión y cuantificación del vínculo entre los beneficios que proveen los ecosistemas y sus propiedades ecológicas. Éste es el principal desafío que enfrentan los estudios de los SE para producir resultados relevantes (Kremen 2005, Boyd y Banzhaf 2007). En este artículo, presentamos una perspectiva interdisciplinaria para mejorar esta comprensión.

La noción de SE pretende, de alguna manera, analizar los diferentes tipos de vínculos entre la sociedad y la naturaleza, o la manera en que distintos actores sociales pueden aprovechar los servicios que ofrecen los ecosistemas. El concepto de SE sugiere la existencia de aspectos ecológicos, biológicos, sociales y culturales. Por lo general, su estudio ha enfatizado

los dos primeros (por ejemplo, Kremen *et al.* 2007), y sólo excepcionalmente se lo ha abordado desde una mirada interdisciplinaria que tome en cuenta los componentes sociológicos y culturales del concepto. Pocas veces se ha analizado el comportamiento de los diferentes actores sociales (véase, por ejemplo, López-Hoffman *et al.* 2006), y mucho menos se les ha involucrado en el proceso de análisis de forma activa (Byers 2000).

Por otro lado, aún cuando existe información sobre cómo se usan los recursos, poco se ha explorado acerca del comportamiento de diferentes actores sociales cuando estos se disputan o entran en conflicto por la apropiación y uso de los servicios ecosistémicos (O'Brien y Leichenko 2003). Dicho en otros términos, no sólo es limitado el análisis de los aspectos sociales y culturales respecto de los SE, sino que la percepción, valoración y apropiación que los propios actores hacen de ellos ha estado prácticamente ausente.

La perspectiva interdisciplinaria propuesto integra: 1) la identificación de los beneficios que proveen los ecosistemas a distintos actores sociales y la caracterización de los servicios ecosistémicos asociados a cada beneficio y beneficiario, usando el enfoque de los ‘modos de vida’; 2) la caracterización de las propiedades de los ecosistemas y de su manejo que determinan la provisión de los servicios ecosistémicos en un ecosistema determinado, usando el enfoque funcional; y 3) la comprensión desde la perspectiva de múltiples actores, de los conflictos y disputas en torno a estos servicios, usando el enfoque conocido como *Manejo comunitario de recursos naturales* (MCRN).

A medida que se describen diferentes enfoques para este abordaje se discuten tres preguntas básicas: *¿Cuáles son los SE más relevantes para los actores sociales y por qué? ¿Qué propiedades de los ecosistemas son relevantes para la provisión de SE? y ¿cómo los actores sociales se distribuyen el acceso a los servicios ecosistémicos?* A modo de reflexión se concluye sobre la importancia de introducir una mirada interdisciplinaria y multiactoral para comprender el uso, el acceso y el conflicto en torno a los servicios ecosistémicos.

¿CUÁLES SON LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS RELEVANTES PARA LOS ACTORES SOCIALES Y POR QUÉ? EL ENFOQUE DE LOS MODOS DE VIDA

Desde lo social, es necesario entender cómo los diferentes actores sociales perciben, valoran y usan los servicios ecosistémicos en la zona objeto de estudio. Describir y analizar las estrategias desarrolladas por los actores sociales para asegurar su acceso a ciertos servicios (o resistir la restricción de acceso o la pérdida de su propiedad o derecho de usufructo) obliga a adoptar algún enfoque sociológico que permita comprender las perspectivas de la gente.

EL ENFOQUE ORIENTADO AL ACTOR

Entre las metodologías cualitativas para abordar el estudio de los actores sociales resalta el *enfoque orientado al actor* (*actor oriented approach*), el cual permite comprender el cambio social sin limitarse a la descripción y presentación de factores estructurales o fuerzas externas (*drivers*) como determinantes del cambio, sino que reconoce el rol central que juega la acción humana y la conciencia (Long 1992, 2001). Desde este enfoque, los actores sociales están dotados de cierta capacidad para modificar su contexto de actuación (su capacidad de agencia, véase recuadro 2).

Recuadro 2

Los *actores sociales* son individuos, grupos, asociaciones o instituciones generadores de acción o relación social que dan a sus acciones un sentido propio, consciente o inconscientemente. El actor social opera siempre con orientaciones, motivos, expectativas, fines, representaciones y valores, dentro de una situación determinada. Usa determinados recursos de su entorno para lograr sus fines (se dice que tiene *capacidad de agencia*).

Para poner en práctica el enfoque es necesario comprender las múltiples realidades o experiencias de vida (*life worlds*) de estos actores, las cuales se ponen en contacto entre sí, en torno a su medio natural y al manejo de los ecosistemas. Desde este enfoque se pretende comprender los significados que los hombres y las mujeres le asignan en sus experiencias cotidianas a los recursos que acceden y aquellos de los que son eventualmente excluidos. El enfoque orientado al actor reconoce entonces, aún sin ser explícito, la necesidad de desarrollar una sociología de la vida cotidiana de los actores implicados en el uso y manejo de los ecosistemas,

a fin de alcanzar un adecuado entendimiento de la significación de la agencia humana en dichas situaciones (Rodríguez Bilella 2006). Esto supone un acercamiento a nivel de la comunidad y desde la perspectiva de los pobladores locales, lo que es cada vez más valorado (Agrawal y Gibson 1999, Stirling 2004, Borrini-Feyerabend 2005).

EL ENFOQUE DE LOS MODOS DE VIDA

Dentro del marco general de los enfoques orientados a los actores, el enfoque de los modos de vida (*livelihood approach*) ha sido valorado como una herramienta analítica útil para comprender el complejo conjunto de acciones y conductas desplegadas por los actores sociales en sus relaciones con el ambiente social y natural, dentro de un contexto histórico y geográfico definido (Cáceres 1995). Para el estudio de los SE permite concentrarse en cómo las familias responden al cambio global y las alteraciones en su contexto social, cultural y económico, combinando

de distintas formas el uso de la tierra, el trabajo, el capital y demás recursos (Rodríguez-Bilella y Tapella 2007).

El análisis de los ‘modos de vida’ no sólo significa estudiar aquello que la gente hace para ganarse la vida, sino que incluye otros elementos que contribuyen o afectan a la familia para hacerlo. No basta con sumar u observar los bienes que la unidad familiar dispone, sino que es necesario explorar: a) las actividades que los actores sociales desarrollan para usar los bienes y satisfacer necesidades; b) los factores no controlados por la familia, como inclemencias climáticas, efectos del cambio global, pérdida de acceso a determinados servicios ecosistémicos y otras variables, por ejemplo económicas; y c) el contexto en el cual viven y el papel desempeñado por las instituciones y políticas con las que se vinculan (FAO 2006).

El concepto de ‘recursos de capital’ o ‘activos’ (cuadro 1) es una característica central del enfoque de los modos de vida, el cual consiste en comprender cómo las unidades domésticas (por ejemplo,

CUADRO 1. DESCRIPCIÓN DE LOS PRINCIPALES ‘ACTIVOS’ O RECURSOS A LOS QUE SE REFIERE EL ENFOQUE DE LOS ‘MODOS DE VIDA’ (*LIVELIHOODS APPROACH*)

ACTIVOS	CARACTERÍSTICAS
Capital humano	Bienes propios del ser humano, como conocimiento, salud, habilidades, tiempo, capacidad de trabajo, etc.
Capital social	Bienes que se obtienen como una consecuencia de las relaciones con otros actores y la pertenencia a o la participación en diferentes organizaciones. ¹
Capital producido	Incluyen tanto los bienes físicos (infraestructura de producción, vivienda, y la tecnología), como bienes de capital no físicos (dinero, subsidios, etc.)
Capital natural	Estos bienes se refieren a la cantidad y calidad de recursos naturales sobre los cuales se tiene acceso, por ejemplo, agua, tierra, árboles, monte, etc.
Capital cultural	Se refiere a recursos simbólicos, los cuales son fruto de la cultura de la cual es parte, por ejemplo, la religión, los mitos y creencias populares, etc.

¹ Estas relaciones (por ejemplo de confianza, reciprocidad, cooperación e intercambio) muchas veces facilitan el acceso a determinados recursos o bienes y se conocen también como redes sociales.

Fuente: Adaptado de Bebbington 2004 y Rakodi 1999. Los servicios ecosistémicos forman parte del capital natural.

campesinos) acceden a los diferentes recursos, los combinan de una manera particular y los transforman en productos del sistema familiar. Las diferentes combinaciones de estos 'activos' se interpretan como diferentes estrategias o modos de vida, que suponen a su vez distintos usos y accesos a los SE (figura 2).

Esta herramienta metodológica permite identificar las diferentes combinaciones de 'activos' posibles, así como las más representativas para una determinada zona de estudio. De este modo es posible establecer diferentes tipos de ecosistemas desde el punto de vista de los actores sociales. Explicitar la categorización que hacen los actores sociales de los ecosistemas que les proveen servicios es una importante etapa para identificar estos servicios y luego relacionarlos con

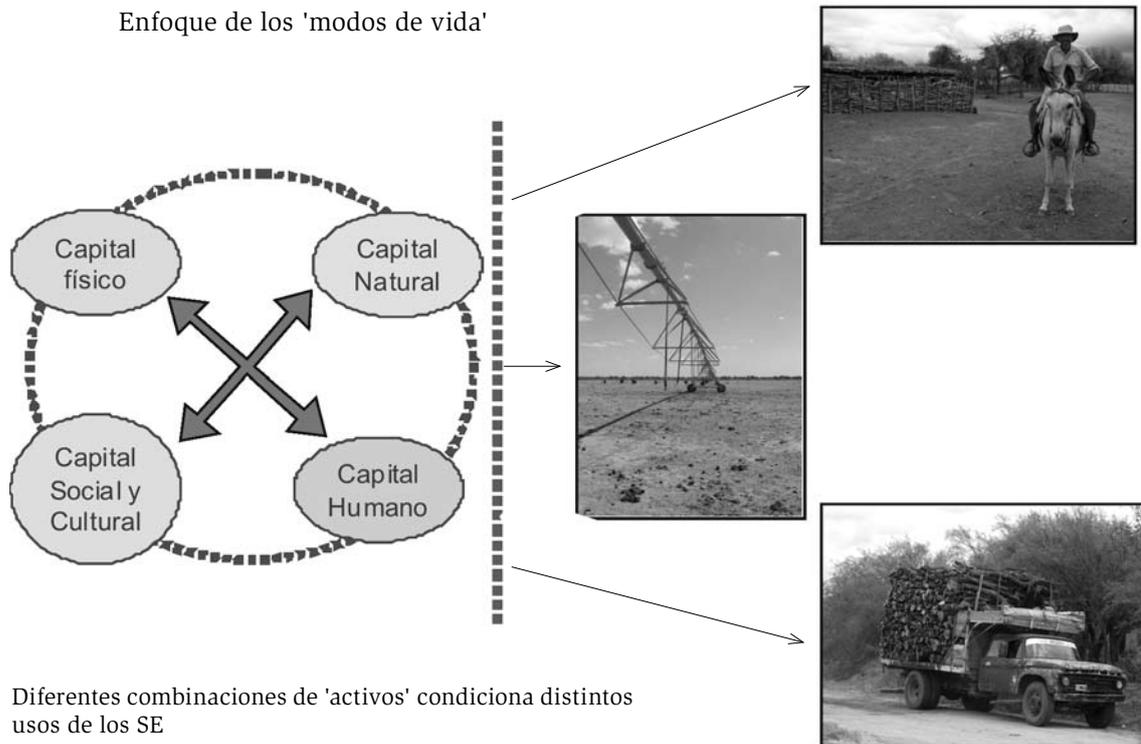
las propiedades de los ecosistemas que aseguran su disponibilidad.

¿QUÉ PROPIEDADES DE LOS ECOSISTEMAS SON RELEVANTES PARA LA PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS? EL ENFOQUE FUNCIONAL

El manejo de los ecosistemas genera cambios en sus propiedades ecológicas (incluyendo su biodiversidad) que influyen en la capacidad de los ecosistemas de proveer varios servicios ecosistémicos, aunque estos cambios no siempre son voluntarios por parte de los actores que manejan los ecosistemas (Quétier *et al.* 2007a).

Algunos servicios se relacionan directamente con la abundancia de una especie en particular (por ejem-

FIGURA 2. EL ENFOQUE EN LOS "MODOS DE VIDA" PERMITE EXPLICITAR LAS ESTRATEGIAS DE LOS ACTORES SOCIALES EN TORNO AL USO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS



plo, una especie de planta con valor medicinal) o con la variedad de especies en sí (por ejemplo, cuando el propósito es conservarla, siendo el beneficio en este caso la conservación de la variedad). Otros servicios se relacionan con las propiedades del ecosistema en su conjunto: su estructura (como en el caso de la biomasa es una propiedad que es relevante para el servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono en un ecosistema). Otro ejemplo es la heterogeneidad espacial una propiedad asociada a la estética de un paisaje) y su funcionamiento (por ejemplo, la productividad primaria que es otra propiedad relevante para el almacenamiento de carbono).

El enfoque funcional ofrece un marco conceptual y metodológico integrado para abordar este aspecto de los SE (Quétier *et al.* 2007a). Este enfoque relaciona la biodiversidad y las propiedades del ecosistema mediante los caracteres funcionales de las especies dominantes (Díaz *et al.* 2006, 2007). Estos caracteres permiten el análisis de la respuesta de las especies al manejo del ecosistema. Por ejemplo, el efecto del pastoreo, que favorece especies poco palatables con hojas duras y de bajo contenido en nutrientes (Díaz *et al.* 2007). También facilita el análisis del efecto de las especies sobre los procesos ecosistémicos, como en el caso del acelerado reciclado de nutrientes de ecosistemas dominados por plantas con hojas más blandas y con mayor relación superficie-peso (Garnier *et al.* 2004, Lavorel *et al.* 2007, Quétier *et al.* 2007b).

El valor de utilizar caracteres de plantas para el análisis de las variaciones en las propiedades de los ecosistemas radica en la existencia de un balance o una compensación fundamental entre la adquisición y la conservación en el uso que las plantas hacen de sus recursos (Wright *et al.* 2004). Estas compensaciones se trasladan a nivel ecosistémico e influyen sobre las principales propiedades, como en el caso del reciclado de nutrientes (Grime 1998, Lavorel y Garnier 2002, Lavorel *et al.* 2007). A su vez, por esta

compensación, diferentes actores sociales pueden beneficiarse de diferentes propiedades que no pueden ser maximizadas simultáneamente. Tal es el ejemplo de la captura de carbono que supone ecosistemas dominados por plantas que conservan recursos, y que resulta incompatible con la producción de alimentos, que supone ecosistemas dominados por plantas con una estrategia de adquisición.

El enfoque funcional permite explicitar de manera genérica las relaciones indirectas entre biodiversidad, propiedades del ecosistema y SE (Díaz *et al.* 2006). Utilizado en conjunto con la identificación de los SE que ofrece el enfoque en los ‘modos de vida’, el enfoque funcional facilita el análisis integrado de las relaciones entre manejo de los ecosistemas, biodiversidad, propiedades de los ecosistemas y servicios (véanse ejemplos en Andersson *et al.* 2007 y Quétier *et al.* 2007a).

¿CÓMO LOS ACTORES SOCIALES SE DISTRIBUYEN EL ACCESO A LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS? EL ENFOQUE DEL MANEJO COMUNITARIO DE RECURSOS NATURALES

Hay que aceptar que distintos actores sociales se benefician diferencialmente de los SE; y de hecho, frecuentemente entran en conflicto, motivados fuertemente por la valoración y uso diferencial que hacen de ellos. Por ejemplo, el desmonte en determinadas zonas para expandir la producción de cereales y oleaginosas que beneficia a un grupo de empresarios agrícolas, puede entrar en contradicción con las estrategias de pequeños productores que usan el monte como proveedor de otros beneficios como alimento para sus cabras, provisión de medicamentos tradicionales y leña.

La permanencia o el reposicionamiento (cambio de posición en la pugna), e incluso la desaparición o emergencia de nuevos actores sociales, tiene que ver con la cuota de poder de que dispone cada actor social y las diferentes estrategias adoptadas en la pugna con los demás actores con quienes entra en

disputa. En consecuencia, un estudio de los servicios ecosistémicos debe caracterizar, en el escenario local y en la interacción entre diferentes actores sociales, la relevancia que tiene el conflicto por la provisión de distintos servicios ecosistémicos. Esto implica identificar aquellos servicios relacionados a beneficios más importantes (por ejemplo, la posesión de la tierra, el acceso y uso del agua) y otros menos importantes (recreación, sentido de pertenencia y seguridad, etc.).

Dentro de las perspectivas centradas en el actor, el enfoque conocido como *Manejo comunitario de recursos naturales* (MCRN) constituye otro de los aportes de las ciencias sociales a la comprensión del uso de los SE y la intervención pública frente a conflictos ambientales. Se trata de experiencias de alcance local, con el propósito de favorecer procesos de desarrollo endógeno, reconciliando objetivos de conservación biológica y aspectos sociales como el desarrollo de modos de producción sustentables y la equidad social.

Más allá de las buenas intenciones y algunos casos exitosos, no siempre el MCRN ha generado una distribución más equitativa del poder económico, ha reducido conflictos, o mejorado la protección de la biodiversidad y el uso sustentable de los recursos (Kellert *et al.* 2000, Schafer y Bell 2002, Leach *et al.* 1999). Sin embargo, es evidente que el desarrollo de numerosas experiencias bajo este enfoque ha aportado y puesto a prueba valiosas herramientas para el análisis y la comprensión del conflicto en torno al acceso y distribución de los recursos naturales.

Entre los principales atributos del enfoque caben mencionar los siguientes: a) abordaje centrado en los actores y participativo; b) atención particular a las diferencias y puntos de encuentro entre los actores sociales respecto de sus estrategias y 'modos de vida', disponibilidad de capitales (naturales, sociales, físicos) y vulnerabilidad; c) valoración del conocimiento y tecnologías locales, d) atención a la posición de actores externos a la zona; e) aproximación holística,

resaltando la existencia de múltiples niveles o posibles escenarios para la explicación de los conflictos; f) análisis de los procesos y conflictos desde su trayectoria y no sólo en el presente, suponiendo que los mismos son de naturaleza dinámica, que existen ciclos estacionales, *shocks* y diferentes umbrales en los procesos, y todos sirven para explicar el conflicto; g) adquisición de poder de los actores locales para enfrentar y solucionar los conflictos en torno al acceso y al manejo de los SE (Blaikie 2006 y FAO 2006).

Aún cuando hay mucho por mejorar respecto de este enfoque, el CBNRM ha arrojado importantes lecciones en cuanto al enfoque participativo en contextos de alta heterogeneidad social (heterogeneidad en la valoración y uso de recursos, poder económico y político, liderazgo, etc.), pasando desde las convencionales instancias de consulta hacia instancias de participación efectiva. Sin duda, conjugado con el enfoque de los modos de vida, este enfoque arroja una mirada local de suma importancia para la comprensión de los conflictos en torno al acceso de SE, y sienta bases fundamentales para su resolución.

REFLEXIONES FINALES

La noción de servicios ecosistémicos implica, sin duda, un enfoque interdisciplinario y desde los puntos de vista de múltiples actores. Sin embargo, su estudio suele limitarse a la identificación de propiedades de los ecosistemas que parecen relevantes para la provisión de bienes y servicios a la humanidad en un sentido amplio o a comunidades humanas consideradas erróneamente homogéneas. Esto lleva pocas veces a un consenso sobre el uso de los ecosistemas y la distribución de los SE.

Por el contrario, un enfoque interdisciplinario, con la adopción de la perspectiva centrada en el actor, sin duda, fortalece el abordaje de los SE. Este enfoque interdisciplinario permite comprender cómo, frente a los cambios recientes en los diferentes ecosistemas,

ya sea como consecuencia del accionar humano o de procesos biológicos y socioeconómicos más globales, actores sociales con características, intereses y necesidades diferentes, desarrollaron un conjunto amplio de estrategias productivas y de reproducción social, a fin de adecuar la provisión de SE a las demandas generadas desde cada grupo social.

Al mismo tiempo, el uso combinado de los enfoques descritos en este trabajo, se constituye en una herramienta analítica útil para comprender el proceso, el conflicto y la interacción entre diferentes actores en la disputa, por ejemplo, por la apropiación de un mismo SE. De esta forma, es posible analizar las interacciones entre distintos actores sociales (incluso en circunstancias de aparente homogeneidad) como parte de un proceso continuo de negociación, adaptación y transferencia de significado que tiene lugar entre los actores específicos involucrados.

Tomar en cuenta la perspectiva de múltiples actores sociales permite facilitar el camino hacia una opción donde “todos ganan”, es decir, donde las decisiones de producción y manejo que representan altos beneficios y bajas pérdidas para la mayor parte de los actores sociales. Si las opciones ‘todos ganan’ no fueran viables, el abordaje interdisciplinario y de múltiples actores como el que se presenta en este artículo permitiría identificar aquellos actores sociales más críticamente vulnerables a la pérdida de determinados SE, y generar acciones para evitar o mitigar estas situaciones. Debido a que los actores sociales están involucrados en el estudio de los SE, los resultados obtenidos con este tipo de abordaje también conllevan una mayor relevancia para los tomadores de decisiones, ya sea a nivel local o regional (Quétier *et al.* 2007c).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Patricia Balvanera y Helena Cotler, organizadoras del simposio sobre enfoques para el estudio de los servicios ecosistémicos en el marco

del congreso 2007 de la *Association for Tropical Biology and Conservation* en Morelia (México) y al Instituto Nacional de Ecología (INE) por haber hecho posible la participación de Fabien Quétier a dicho simposio. Agradecemos también el apoyo financiero del Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN 2015 mediante el Grant GEO-0452325 de la US National Science Foundation. Agradecemos Pedro Jaureguiberry por su cuidadosa revisión del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

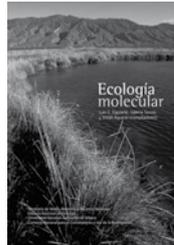
- Agrawal, A. y G. Gibson. 1999. Enchantment and disenchantment: The role of community in natural resource conservation. *World Development* 27: 629–649.
- Andersson E., S. Barthel y K. Ahrné 2007. Measuring social-ecological dynamics behind the generation of ecosystem services. *Ecological Applications* 17: 1,267-1,278.
- Bebbington, A. 2004. Livelihood transitions, place transformations: grounding globalization and modernity. En: R. N. Gwynne y C. Kay (eds.). *Latin America transformed. Modernization and modernity*. Edward Arnold, New York.
- Blaikie, P. 2006. Is small beautiful? Community-Based Natural Resources Management in Malawi and Botswana. *World Development* 34: 1,942-1,957.
- Borrini-Feyerabend, G. 2005. Collaborative management of protected areas: Tailoring the approach to the context. En: *Social Policy Group: Issues in Social Policy*. IUCN, Gland, Suiza.
- Boyd J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Byers, B. 2000. *Understanding and influencing behavior: a Guide*. Biodiversity Support Program. US AID, Washington D.C.
- Cáceres, D. 1995. Estrategias campesinas en sociedades rurales contemporáneas. *Revista de la Facultad de*

- Agronomía* 15 (1). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services*. Island Press, Washington D.C.
- Díaz, S., D. Tilman y J. Fargione. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. En: *Millennium Ecosystem Assessment Report-Trends and conditions*, Island Press, Washington D.C.
- Díaz, S., J. Fargione, F. S. Chapin III y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4: 1,300-1,305.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. S. Chapin III, P. Tecco, D. Gurvich y K. Grigulis. 2007. Functional Diversity - at the Crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. En: J. Canadell, L. F. Pitelka y D. Pataki. (eds.). *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 103-113.
- Duraaipappah, A. 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. En: *Millennium Ecosystem Assessment Report*. Island Press, Washington D.C.
- FAO. 2006. *Conflict management over natural resources capacity building program, under the Community-Based Rural Development Project (CBDRP)*. Food and Agriculture Organization y World Bank, Roma.
- Garnier, E., J. Cortez, G. Billès, M. L. Navas, C. Roumet, M. Debussche, G. Laurent, A. Blancard, D. Aubry, A. Bellmann, C. Neill y J. P. Toussaint. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2,630-2,637.
- Grime, J. P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86: 902-910.
- Kellert S. R., J. N. Mehta, A. Ebbin y L. L. Lichtenfeld. 2000. Community Natural Resource Management: Promise, rhetoric and reality. *Society & Natural Resources* 13: 705-715.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Kremen, C., N. M. Williams, M. A. Aizen, B. Gemmill-Herren, G. LeBuhn, R. Minckley, L. Packer, S. G. Potts, T. Roulston, I. Steffan-Dewenter, D. P. Vazquez, R. Winfree, L. Adams, E. E. Crone, S. S. Greenleaf, T. H. Keitt, A. M. Klein, J. Regetzy y T. H. Ricketts. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10: 299-314.
- Lavorel, S., J. H. C. Cornelissen, E. Garnier, S. P. Harrison, S., McIntyre, J. G. Pausas, N. Pérez-Harguindeguy, C. Roumet y C. Urcelay. 2007. Plan Functional Types: Are We Getting Any Closer to the Holy Grail? En: J. Canadell, L. F. Pitelka y D. Pataki (eds.). *Terrestrial Ecosystems in a Changing World* 171-186.
- Lavorel, S. y F. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Leach, M., R. Mearns e I. Scoones. 1999. Environmental entitlements: Dynamics and Institutions in Community-Based Natural Resource Management. *World Development* 27: 225-247.
- Long, N. 1992. *Battlefields of knowledge*. Routledge, Londres.
- . 2001. *Development sociology. Actor perspectives*. Routledge, Londres.
- López-Hoffman, L., I. E. Monroe, E. Narváez, M. Martínez-Ramos y D. Ackerly. 2006. Sustainability of mangrove harvesting: how do harvesters' perceptions differ from ecological analysis? *Ecology and Society* 11: 14. Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art14>.
- Loreau, M. S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman y D. Wardle. 2001. Biodi-

- versity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington D.C.
- . 2005. *Millennium Ecosystem Assessment Report*, Island Press, Washington D.C.
- O'Brien, K.L. y R. M. Leichenko. 2003. Winners and Losers in the Context of Global Change. *Annals of the Association of American Geographers* 93: 89–103.
- Quétier, F., S. Lavorel, W. Thuiller e I. D. Davies. 2007a. Plant trait based modeling assessment of ecosystem service sensitivity to land-use change. *Ecological Applications* (en prensa).
- Quétier, F., A. Thébault y S. Lavorel. 2007b. Plant traits in a state-and-transition framework as markers of ecosystem response to past and present land-use in subalpine grasslands. *Ecological Monographs* 77: 33-52.
- Quétier, F., J. Stewart, G. Cruz, C. Hamel, H. Morales Grosskopf y E. Tapella. 2007c. Making ecological knowledge relevant for land-use decision makers. En: IAI-SCOPE - IICA. *Understanding ecosystem function and environmental constraints to guide the land management strategies of the future*. SCOPE, París.
- Rakodi, C. 1999. A capital assets framework for analyzing household livelihood strategies. Implications for policy. *Development policy reviews* 17: 315-342.
- Rodríguez Bilella, P. 2006. Actores, agencia y etnografía: el análisis de interfases y la extensión rural. En: A. Gallina y R. Verrier Castro (eds.). *Poder y participación en la era de la globalización*. Ediciones Trilce, Montevideo.
- Rodríguez Bilella, P. y E. Tapella. 2007. A sustainable livelihood approach for development assessment. En: IAI-SCOPE-IICA. *Understanding ecosystem function and environmental constraints to guide the land management strategies of the future*. SCOPE, París.
- Schafer, J. y R. Bell. 2002. The state of community based natural resource management: the case of the Moribane Forest Reserve, Mozambique. *Journal of Southern African Studies* 28: 401-420.
- Stirling, A. 2004. *Analysis, participation and power: justification and closure in participatory multi-criteria analysis*. Land Use Policy Series (2004.080.010). Science and Technology Policy Research, University of Sussex, Brighton.
- Wright, I. J., P. B. Reich, M. Westoby, D. D. Ackerly, Z. Baruch, F. Bongers, J. Cavender-Bares, F. S. Chapin III., J. H. C. Cornelissen, M. Diemer, J. Flexas, E. Garnier, P. K. Groom, J. Gulias, K. Hikosaka, B. B. Lamont, T. Lee, W. Lee, C. Lusk, J. J. Midgley, M. L. Navas, Ü. Niinemets, J. Oleksyn, N. Osada, H. Poorter, P. Poot, L. Prior, V. I. Pyankov, C. Roumet, S. C. Thomas, M. G. Tjoelker, E. J. Veneklaa y R. Villar. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821-827.

Ilustración: Millenium Ecosystem Assessment.

Novedades editoriales INE



Ecología molecular

Luis Eguiarte, Valeria Souza y
Xitlali Aguirre (compiladores)

16 cm x 23 cm 2007
608 páginas
Rústica
ISBN: 978-968-817-839-3
Precio: \$350

Esta obra consta de 20 capítulos y abarca desde problemas teóricos avanzados hasta los detalles básicos experimentales sobre cómo realizar los muestreos adecuados a las preguntas que se quieren resolver o cómo solucionar problemas relacionados con las herramientas de la biología molecular.

Coedición INE, SEMARNAT, UNAM,
CONABIO



Carbono en ecosistemas acuáticos de México

Benigno Hernández y Gilberto
Gaxiola (editores)

16.5 cm x 23 cm 2007
522 páginas
Rústica
ISBN: 978-968-817-955-3
Precio: \$340

Presentación concisa del conocimiento acerca de las aguas oceánicas y continentales de nuestro país. Proporciona también las bases científicas para el entendimiento de la función del carbono en los ecosistemas acuáticos de México y su interacción con los procesos atmosféricos.

Coedición INE, SEMARNAT, CICESE

La integración de la ciencia, la economía y la sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos en el cono sur de Sudamérica

CHRISTINE N. MEYNARD,¹ ANTONIO LARA,^{1*} MARIO PINO,¹ DORIS SOTO^{1,2}
LAURA NAHUELHUAL,¹ DAISY NÚÑEZ,¹ CRISTIAN ECHEVERRÍA,^{1,3} CARLOS JARA,¹
CARLOS OYARZÚN,¹ MYLTHON JIMÉNEZ¹ Y FRANCISCO MOREY¹

1 Núcleo Científico Milenio FORECOS, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile.

2 Dirección actual: Servicio de Ordenación y Conservación de la Acuicultura, Departamento de Pesca y Acuicultura, FAO, Naciones Unidas, Via delle Terme di Caracalla, 00153, Roma, Italia.

3 Departamento de Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción.

*Correspondencia: Antonio Lara, Núcleo Científico Milenio FORECOS, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile. Correo-e: antoniolar@uach.cl.

Resumen: Los ecosistemas naturales proveen productos tangibles, tales como madera, al igual que otros servicios más difíciles de asociar con un precio de mercado. A través de nuestro trabajo transdisciplinario en los bosques del sur de Chile, en el que combinamos modelos ecológicos y económicos, y un componente de extensión importante, hemos demostrado que la investigación relacionada con servicios ecosistémicos facilita la comunicación entre científicos, tomadores de decisión y otros actores relevantes.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, valoración económica, transdisciplina, Chile.

Abstract: *Forest ecosystems provide tangible products, such as timber, as well as other services that are more difficult to associate with a market price. Through our transdisciplinary work in the forests of southern Chile, combining ecological and economic models and a strong outreach component, we have demonstrated that research on ecosystem services facilitates the communication between scientists, decision makers and other stake-holders.*

Keywords: *ecosystem services, economic valuation, trans-discipline, Chile.*



INTRODUCCIÓN

Desde tiempos inmemoriales las sociedades humanas han reconocido su dependencia hacia los sistemas naturales para satisfacer sus necesidades de alimentos, de materiales de construcción y de fuentes de energía. Además se han beneficiado de otros servicios no siempre evidentes como la regulación del

ciclo hídrico y la formación de suelos para cultivos (Mooney y Ehrlich 1997). Un informe de 1970 (SCEP 1970) ha sido reconocido como el primer texto en el que se alude explícitamente a los servicios ecosistémicos (Mooney y Ehrlich 1997). Los servicios ecosistémicos se definen de manera general como

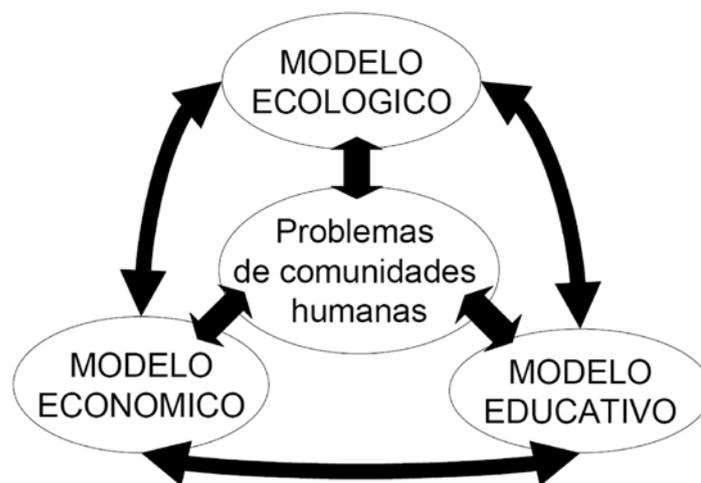
aquellos beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Y han sido clasificados en cuatro categorías: 1) servicios de aprovisionamiento (comida, agua, fibra, combustibles), que son utilizados directamente por los seres humanos; 2) servicios de regulación, relacionados con procesos que afectan el clima, enfermedades, calidad de agua, materiales de desechos e inundaciones; 3) servicios culturales, que se refieren a beneficios estéticos, espirituales, educativos; y 4) servicios de soporte, tales como la formación de suelo y el reciclaje de nutrientes, los que posibilitan otras actividades humanas.

Dadas las altas tasas de crecimiento de las poblaciones humanas y sus economías, la presión sobre los recursos naturales ha exigido una mayor consideración hacia criterios de sustentabilidad en las políticas de desarrollo (Lubchenco 1998). Se ha destacado, por ejemplo, la necesidad de crear líneas de investigación que partan de los problemas de comunidades humanas y que integren disciplinas de distintos ámbitos para resolver problemas sociales importantes (Kinzig 2001). El agua

en particular, elemento que sustenta la mayor parte de las actividades económicas humanas, ha sido identificada como un aspecto crítico que afecta directamente la capacidad de crecimiento económico y bienestar humano (Le Maitre *et al.* 2007). Es así como nuestro grupo de investigación se ha planteado el desafío de generar preguntas científicas relevantes, poniendo al centro de nuestra atención los problemas reales de comunidades humanas específicas. En este sentido, hemos puesto especial atención en las relaciones entre el bosque y la calidad y cantidad de agua, como un servicio ecosistémico que afecta la calidad de vida de las personas y cuyo entendimiento requiere de un método científico riguroso. La figura 1 ilustra nuestro principio de trabajo de manera simplificada y general: hemos intentado integrar las perspectivas económicas, ecológicas y educativas (en el sentido amplio de la palabra) de manera que haya interacción permanente entre los distintos elementos, poniendo siempre en la mesa preguntas que afectan el bienestar humano.

A continuación describiremos nuestra experiencia durante esta investigación transdisciplinaria en los

FIGURA 1. ESQUEMA DE NUESTRO PRINCIPIO DE TRABAJO, INTEGRANDO LAS CIENCIAS ECOLÓGICAS, ECONÓMICAS, Y ESTRATEGIAS DE COMUNICACIÓN, SIEMPRE MIRANDO LOS PROBLEMAS DE COMUNIDADES HUMANAS AL CENTRO DE NUESTRAS PREGUNTAS



bosques templados del sur de Chile. Empezaremos con una descripción de los bosques y su importancia económica para el país, y luego desarrollaremos más a fondo la experiencia de nuestro grupo de investigación en cada una de estas tres áreas, empezando con el modelo ecológico centrado en la relación bosque-agua, el modelo económico basado en la valoración económica de los servicios ecosistémicos, y finalmente el modelo educativo que incluye actividades de extensión y difusión científica.

CHILE, SUS BOSQUES Y SUS RECURSOS MADEREROS

Chile posee 13,4 millones de hectáreas de bosques naturales, lo que representa alrededor del 20% de su territorio (CONAF *et al.* 1999). La mayoría de estos bosques se encuentran en la zona de transición entre la zona de clima mediterráneo en el centro de Chile, donde además se concentra la mayor parte de la población humana del país, y la zona de clima templado lluvioso en su posición meridional. La ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos se distribuye en Chile y áreas adyacentes de Argentina entre los 35° y 48° S, incluyendo diferentes ecosistemas y comunidades (Dinerstein *et al.* 1995). Estos bosques han sido calificados como vulnerables y, al mismo tiempo, reconocidos como áreas prioritarias de conservación debido al alto grado de diversidad y endemismo de su biota (Dinerstein *et al.* 1995, Myers 2003, Brooks *et al.* 2006).

Históricamente, los bosques han sido apreciados como estructuras naturales productoras de madera, útil para la construcción de viviendas y herramientas, así como fuentes de leña y carbón. Además de estos servicios de aprovisionamiento, cuyo valor de intercambio lo establecen los mercados, los bosques proveen servicios adicionales importantes para las comunidades humanas. Por ejemplo, estabilizan el suelo evitando la erosión; regulan el flujo de agua que llega a los cauces producto de la precipitación;

albergan y protegen el reciclaje de nutrientes; funcionan como filtros, favoreciendo la calidad del agua y la producción secundaria en los ríos; disminuyen las posibilidades de inundaciones; y fijan carbono al tiempo que producen oxígeno, a nivel global (Myers 1997). En Chile, en 2005, la exportación de productos derivados de la madera alcanzó los \$3.5, mil millones de dólares, alrededor del 3.4% del Producto Interno Bruto (PIB). La mayor parte de estas ganancias provinieron de la exportación de pulpa de madera (34%), de remanufacturas (27%) y de madera aserrada (12%) (INFOR 2006). La significativa expansión de la industria forestal desde la década de 1970 en adelante, ha ejercido gran presión sobre los bosques del centro y sur de Chile.

Además de la producción industrial destinada a la exportación, los productos madereros tienen gran importancia para el consumo nacional. En 1998 se consumieron 10,3 millones de m³ de leña dentro de Chile, de los cuales 61% provino del bosque nativo (Emanuelli 2005). Además, el mercado nacional demanda otros productos, como astillas, postes, y madera aserrada, a diferencia del mercado internacional que requiere principalmente pulpa, madera para embalajes y trozas. La comercialización de estos productos involucra escaso valor agregado, contribuyendo muy poco al desarrollo de las comunidades rurales y perjudicando otros servicios proporcionados por el bosque que son más difíciles de valorar en términos económicos, ya que no poseen mercados directos (Emanuelli 2005). Los servicios ecosistémicos de estos bosques nativos, como la regulación de los ciclos hídricos, no son reconocidos por el mercado, a pesar de su gran importancia para las comunidades humanas, y por lo tanto no son considerados al momento de tomar decisiones administrativas o de manejo (Oyarzún *et al.* 2004). Como consecuencia, gran parte de ellos, especialmente en la zona central de Chile, han sido reemplazados por plantaciones de especies exóticas de crecimiento rápido, principalmente *Pinus radiata* y

Eucalyptus spp. A partir del análisis de una secuencia de imágenes satelitales, Echeverría *et al.* (2006) estimaron que entre 1975 y 2000 la tasa de deforestación en Chile central alcanzó 4.5% anual, lo que redujo el área de estos bosques nativos en 67%, mostrando el gran impacto que estas actividades están teniendo sobre el bosque a escala de paisaje.

FORECOS

¿Es posible entonces conciliar la protección del bosque nativo y la conservación de sus servicios ecosistémicos con el incremento del bienestar humano y del desarrollo económico que nuestro país requiere? Para enfrentar este tipo de problemáticas se requiere de un conocimiento integrado que conjugue los avances científicos relacionados con la dinámica y ecología de los bosques nativos a nivel de cuencas hidrográficas con las necesidades humanas y la valoración económica de los beneficios que se obtienen de los sistemas naturales. Nuestro grupo de investigación, FORECOS (Forest Ecosystem Services to aquatic systems under climatic fluctuations), nació de esta pregunta. La idea que lo inspira se gestó años antes que se concretara con la constitución de un grupo transdisciplinario de investigación científica al amparo de la Iniciativa Científica Milenio del Ministerio de Planificación y Cooperación de Chile (Mideplan), en 2002. Desde entonces hemos comprometido nuestros esfuerzos en determinar el rol del bosque nativo en la regulación de la calidad y cantidad de agua a distintas escalas temporales y espaciales, y de transferir estos conocimientos tanto a comunidades rurales que utilizan estos recursos como a los encargados de tomar decisiones que determinan las políticas nacionales de aprovechamiento y administración de los recursos naturales renovables del país. La transdisciplina es una estrategia de investigación en la cual no sólo se busca integrar el conocimiento de investigadores en diferentes áreas disciplinarias (ecología forestal,

ecología acuática, economía, pesquerías, etc.), sino, además, lograr la interacción transversal entre investigadores, con el fin de propiciar la emergencia de líneas de investigación relevantes e innovadoras en todas las áreas. En otras palabras, buscamos que el conjunto de los investigadores aborde problemas de alta complejidad, en virtud de los cuales genere sinergia en su investigación, de manera a que el producto conjunto supere la simple suma de sus visiones monodisciplinarias.

Nuestras líneas de trabajo abarcan tres grandes áreas, a saber: 1) desarrollo de un modelo ecológico que integre los procesos físicos y biológicos que ocurren a nivel de cuencas para individualizar los factores que generan y mantienen los servicios ecosistémicos que provee el bosque nativo; 2) desarrollo de un modelo económico que genere herramientas conceptuales y formales para la valoración económica de los servicios ecosistémicos asociados al bosque nativo y estrategias que traduzcan esos valores en políticas coherentes para un desarrollo forestal sustentable; y 3) desarrollo de un modelo efectivo de educación y difusión científica con el cual buscamos transferir el resultado de nuestra investigación a los actores relevantes en el desarrollo de políticas ambientales y a la sociedad en general.

MODELO ECOLÓGICO

A fin de generar conocimiento relevante para la toma de decisiones administrativas es necesario investigar no sólo cómo funcionan los sistemas naturales sino también cuál es el efecto de las actividades económicas sobre su sustentabilidad. El objetivo final es diseñar estrategias de producción sustentable que protejan y conserven los procesos ecológicos de los cuales derivan los servicios ecosistémicos. Por esta razón es imprescindible integrar en esta investigación los intereses económicos, culturales, estéticos y éticos de los usuarios de los ecosistemas forestales

nativos. El agua es un elemento crítico en el desarrollo de distintas actividades económicas en la zona y afecta directamente el bienestar de las personas. De allí que nuestras líneas de investigación se han centrado en cuatro preguntas relacionadas con la interfaz bosque-agua: 1) ¿En qué medida ha cambiado la cobertura de bosques nativos en el país en las últimas décadas y qué patrones son notorios en cuanto a la fragmentación y explotación del bosque a nivel de paisaje? 2) ¿Cómo se relacionan la entrada y salida de agua en cuencas con diferentes usos de suelo y en distintas escalas temporales y espaciales? 3) ¿Afectan las intervenciones silvícolas y agrícolas la densidad y composición de las comunidades de peces dulceacuícolas y de las comunidades de invertebrados bentónicos?, y 4) ¿Qué respuestas han presentado históricamente los caudales frente a los cambios climáticos? Este último punto es una información muy relevante desde el punto de vista de la planificación territorial frente a los escenarios de cambio climático futuro. En última instancia, nos gustaría resolver problemas prácticos directamente relacionados con las economías locales. Exponemos enseguida una síntesis de los trabajos relacionados con cada una de estas preguntas.

En relación con el reemplazo del bosque nativo, nuestros estudios han mostrado que las tasas de deforestación en Chile central se encuentran entre las más altas en Latinoamérica (Echeverría *et al.* 2006). Tal deforestación amenaza seriamente la conservación de la biodiversidad vegetal nativa en esa área, al fragmentar y reducir la cobertura boscosa hasta niveles no sostenibles (Echeverría *et al.* 2007a). A su vez, la evolución de la explotación forestal en la zona del bosque lluvioso valdiviano parece hallarse en un estado más temprano del mismo proceso pero no por ello menos amenazante a la conservación de la biodiversidad. A menos que se modifique el comportamiento en las explotaciones forestales, podríamos llegar a niveles de fragmentación y deforestación

similares a los encontrados en Chile central de aquí a 15 años más (Echeverría *et al.* 2007b).

Los cambios de uso de suelo y la destrucción de la cobertura boscosa original afectan la disponibilidad de agua. Oyarzún *et al.* (2004), por ejemplo, muestran que los periodos de bajos caudales son más largos y la producción anual de agua es menor en cuencas masivamente cubiertas con plantaciones que en las dominadas por bosque nativo. En un estudio más detallado comparando varias cuencas, la producción de agua en una cuenca con plantaciones forestales es bastante menor que la producción de una con bosque nativo. Esa situación se hace evidente durante el estiaje, cuando los caudales por unidad de área en plantaciones son menos de un tercio de aquellos caudales efluentes de cuencas cubiertas por bosque nativo (Lara *et al.* 2003; Oyarzún *et al.* no publicado). Además, hemos visto que las variaciones en los caudales son más difíciles de explicar cuando el área de estudio abarca una extensión más amplia. En estos casos, otros factores importantes tales como topografía, tipos de suelo, régimen de aporte hídrico y otros, deben ser incorporados al análisis para explicar las relaciones entre caudal y uso del suelo (Cuevas *et al.* 2006). Por último, los cambios de uso de suelo también han generado cambios en los ciclos hídricos a nivel de paisaje. En particular, en suelos de origen volcánico de baja porosidad la deforestación ha causado un estancamiento de aguas y los bosques que han sido destruidos por estos eventos han quedado detenidos en estadíos sucesionales tempranos. Es así como en los últimos 30 años ha desaparecido cerca del 36% de los bosques nativos dentro de este tipo de suelo pero los humedales han aumentado su superficie 1,600% en el mismo período (Echeverría *et al.* 2007b).

El efecto de estos cambios sobre las comunidades de peces no es tan claro, debido a que se confunde con el efecto de los salmónidos introducidos por razones comerciales en gran parte de Chile (Soto *et al.* 2007). En un estudio detallado de las comunidades de

peces en 11 lagos y 13 cuencas de la zona templado lluviosa de Chile, Soto *et al.* (2006) encontraron un total de 11 especies nativas de peces y 7 introducidas. Estos autores rechazan la hipótesis inicial de que el reemplazo del bosque nativo por plantaciones de pino y eucaliptos en las cuencas facilita la invasión de los salmonídeos en los arroyos y ríos que son especies exóticas en Chile. Esto, porque la mayor riqueza y abundancia de las especies nativas se encuentra en el Valle Central, donde los niveles de perturbación del paisaje son también los más altos. También demostraron un efecto negativo importante de las especies exóticas sobre la riqueza y abundancia de las especies nativas (Soto *et al.* 2006). Una conclusión de peso de este trabajo es que las reservas y parques nacionales, que se encuentran mayoritariamente en la Cordillera de los Andes, protegen más bien a poblaciones de peces exóticos, dejando los ensambles de peces nativos en el Valle Central desprovistos de protección. Sin embargo, estas especies introducidas sostienen la pesca deportiva a nivel comercial, actividad que progresivamente se hace relevante en la economía regional. Por lo tanto, una estrategia de control de especies exóticas debe tomar en consideración estos elementos sociales. Es por ello que los autores proponen concentrar los esfuerzos de control en el Valle Central en vez de la Cordillera de los Andes, con un programa intensivo de pesca deportiva que abarque todo el año más que sólo la temporada posreproductiva.

Finalmente, es importante indagar sobre la respuesta de los sistemas naturales y del hombre frente a los cambios climáticos en los últimos miles de años. Esto nos ayuda a dimensionar la capacidad de resiliencia de los ecosistemas y estimar la capacidad de adaptación del ser humano a las modificaciones ambientales a gran escala y del uso de los recursos naturales en tales escenarios. Frente a esta problemática, el análisis de anillos de crecimiento de los árboles es una herramienta muy valiosa. Los árboles responden a los cambios en la precipitación, temperatura y disponibilidad de agua,

entre otros, con variaciones en su crecimiento. Es por ello que resulta útil explorar correlaciones entre variables climáticas e índices de crecimiento para reconstruir la historia de los cambios ambientales a una escala de tiempo mayor (cientos o miles de años) comparada con aquella disponible en las series de tiempo provenientes de estaciones meteorológicas (Lara *et al.* 2005b). Así es como se han reconstituido variaciones de temperatura (Lara y Villalba 1993, Aravena *et al.* 2002) y precipitación (Lara *et al.* 2001) en diferentes sitios del sur de Chile. Más recientemente, se ha sugerido que esta técnica constituiría una potencial herramienta para estudiar variaciones en caudales y salinidad de las aguas (Lara *et al.* 2005a). Lara *et al.* (2007) reconstituyeron así las variaciones de los caudales de verano y primavera durante los últimos 400 años en la cuenca binacional del río Puelo, cuenca en la zona templado lluviosa a los 41° S y 42° S en Argentina y Chile. Usando esta técnica, los autores pudieron explicar 42% de la variación de los caudales de este río para el período 1943-1999. Las proyecciones de caudales en el tiempo, basados en los anillos de crecimiento, indican además que el año 1998 representa el periodo de caudales bajos más extremo durante los últimos 100 años, situación que sólo fue superada por la sequía de 1681. Además, el siglo XX concentró la mayor parte de los episodios de bajo caudal, comparado con siglos anteriores. Se observa además una relación importante entre altos caudales y años del Fenómeno de El Niño, y de bajos caudales y años del Fenómeno de La Niña (Lara *et al.* 2007).

En resumen, estas investigaciones demuestran que las actividades humanas están teniendo un impacto importante no sólo sobre la producción de agua a diversas escalas temporales y espaciales, sino también sobre las comunidades de peces que dependen de ellas. Esta es información básica y necesaria para generar modelos económicos y pensar en estrategias de incentivos que pudieran reconciliar el crecimiento económico con la conservación de la biodiversidad.

MODELO ECONÓMICO

Gran parte de los servicios ecosistémicos no están sujetos a precios de mercado, y por tanto su valor económico no se ha incorporado en las decisiones de política medioambiental relacionadas con el manejo de los recursos naturales en Chile. La valoración económica de los servicios ecosistémicos es un ámbito de investigación relativamente nuevo y pretende subsanar este problema de falta de información pertinente a la toma de decisiones. El trabajo de FORECOS se ha centrado en la valoración económica de los servicios ecosistémicos asociados al bosque nativo en la ecoregión Valdiviana, en el sur de Chile. Es así como Nuñez *et al.* (2006) estimaron el valor económico del servicio ecosistémico de producción de agua por parte del bosque nativo en la cuenca de Llancahue, para abastecer a la empresa que produce agua potable para la ciudad de Valdivia. Sus resultados indican que el valor de este servicio ecosistémico asciende a US\$ 162.4 en verano y a US\$ 61.2 durante el resto del año, anuales por hectárea de bosque nativo. Por otro lado, Nahuelhual *et al.* (2006) estimaron el valor de varios servicios ecosistémicos relacionados a los bosques nativos en el sur de Chile (cuadro 1).

La valoración económica de los bienes y servicios ecosistémicos en Chile permitiría mejorar las políticas orientadas al manejo y conservación de los recursos naturales, pues quienes toman decisiones en esta materia no cuentan actualmente con este tipo de información. Por ejemplo, la estimación de valores económicos para los bienes y servicios ecosistémicos puede aportar a los análisis de costo-beneficio en relación a la implementación de regulaciones, programas o proyectos que aborden temáticas sobre preservación, restauración, manejo y conservación de los recursos naturales.

MODELO EDUCATIVO

Este aspecto de nuestro trabajo forma parte integral de nuestra filosofía. Pensamos que para aplicar concretamente nuestra investigación al manejo de los ecosistemas debemos ser capaces de comunicar nuestros resultados de manera clara hacia los grupos de no expertos. En este sentido, nos hemos preocupado de cuatro niveles de comunicación: difusión de resultados y organización de talleres con otros científicos dirigidos específicamente a analizar políticas o leyes en proceso, la educación de los niños y jóvenes para que las nuevas generaciones conozcan el valor

CUADRO 1. VALORES ECONÓMICOS DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL BOSQUE TEMPLADO DEL SUR DE CHILE

SERVICIO ECOSISTÉMICO	VALOR EN DÓLARES POR HECTÁREA DE BOSQUE
Madera bosque secundario con manejo	US\$ 3049 - US\$ 5381
Madera bosque secundario sin manejo	US\$ 2821 - US\$ 3757
Madera bosque maduro con manejo	US\$ 4115 - US\$ 5799
Madera bosque secundario sin manejo	US\$ 5454 - US\$ 6275
Oportunidades de recreación	US\$ 1.6 - US\$ 6.3
Mantención de la fertilidad del suelo	US\$ 26.3
Provisión de agua para consumo humano	US\$ 131 - US\$ 279

Nota: los valores por hectárea fueron obtenidos de Nahuelhual *et al.* 2006.

del bosque más allá de la madera, la difusión hacia el público general y los tomadores de decisiones a nivel político, y el trabajo con comunidades locales, tema en el cual nos enfocaremos.

Uno de los aspectos más importantes de nuestras actividades de difusión se ha relacionado con comunicar nuestros resultados a los actores relevantes que sufren directamente las consecuencias de la degradación del bosque. Nos interesan en particular las comunidades rurales con bajos niveles de educación, que dependen directamente del bosque y que a menudo basan sus decisiones de manejo en tradiciones familiares. En este sentido, los comités de Agua Potable Rural (APR) son organizaciones comunitarias interesantes en Chile, a la vez herederas de las tradiciones locales y que buscan el bien común. En 2003 iniciamos una primera etapa de acercamiento a estos comités, buscando estrategias para traducir nuestros conocimientos en recomendaciones concretas. Se trabajó con un total de 56 dirigentes de comité de APR de las provincias de Valdivia, Osorno y Llanquihue. Con ellos se realizaron talleres en sala y salidas a terreno, para aterrizar en la realidad los conceptos de ecología forestal, estructura del bosque nativo, composición del suelo, escorrentía y otros, necesarios para comprender el rol de las cuencas cubiertas de bosques nativo como reservorios y reguladores de la producción hídrica de las cuencas. También se discutieron aspectos de manejo silvicultural que propenden a maximizar la producción de agua. En esta primera experiencia logramos un buen nivel de comunicación y comprensión de parte de los usuarios y administradores de los recursos hídricos rurales pero también concluimos que este tipo de colaboración requiere ser mantenida por largo plazo para conseguir resultados perdurables. Estos proyectos demandan una dedicación significativa de tiempo y de personal y no existen fondos concursables que apoyen específicamente la comunicación entre las comunidades y las universidades. En una segunda etapa de este programa trabajamos con 45 personas,

representantes de 23 comités de APR comprometidos en la primera fase. Mediante la realización de talleres y salidas a terreno, reforzamos en ellos nociones acerca de la relación bosque-agua e identificamos potenciales proyectos que ayudarían a mejorar la gestión y el manejo de sus fuentes de agua. Finalmente, les ayudamos a identificar y postular a fondos para proyectos que ellos mismos definieron. Este tipo de apoyo es fundamental para el desarrollo de comunidades rurales, ya que les conduce a adquirir poder de decisión y acción y a buscar solución a los problemas que ellas mismas consideran urgentes. De 11 proyectos presentados, sólo cinco tuvieron relación con el manejo de las cuencas. Las prioridades de los participantes giraron en torno a adquirir infraestructura, mejorar la educación de los niños y mejorar las redes de alcantarillado de sus comunidades. Esta experiencia nos demostró, entre otras cosas, que las comunidades que lograron mayor éxito en la formulación y desarrollo de los proyectos fueron aquellas dirigidas por los comités mejor organizados. Concluimos así que para lograr la transferencia exitosa de conocimientos se requiere previamente fortalecer las organizaciones locales.

PROBLEMAS Y DESAFÍOS

Existen numerosos desafíos y también dificultades para desarrollar un trabajo transdisciplinario como el que nos hemos propuesto. El primer desafío es, sin duda, superar la escasa comunicación entre expertos y la especificidad de los currícula de la educación superior. Un modelo interesante en el que FORECOS ha participado durante varios años ha sido el programa de Honor de la Universidad Austral, en el cual los estudiantes de cualquier carrera pueden inscribirse. Estos estudiantes, alrededor de 20 cada año, deben tomar tres cursos adicionales en donde se les presenta un problema particular y se intenta enseñarles a resolver problemas a través de la innovación. Nuestra experiencia ha sido medianamente exitosa en la

incorporación de visiones y acciones transdisciplinarias, tanto en nuestros académicos como en nuestros estudiantes de pre y posgrado, teniendo siempre presente que este esfuerzo se contradice con los actuales sistemas de evaluación profesional en los cuales se valora positivamente el nivel de especialización. Por definición, el trabajo transdisciplinario requiere de científicos que siendo especialistas hayan logrado un desarrollo que trasciendan los límites de sus disciplinas. Finalmente, otro desafío fundamental lo representa la incorporación efectiva de los resultados de nuestra investigación en las políticas sectoriales y medioambientales de Chile, especialmente aquellos relativos a la valoración económica de los servicios ecosistémicos del bosque nativo. Nos asiste la convicción que la transferencia de los resultados de nuestra investigación hacia las esferas sociales y políticas con poder de decisión debería conducir a reconocer la urgencia de conservar y restaurar los bosques nativos del sur de Chile, en tanto ellos nos proveen de una variedad de servicios ecosistémicos tangibles e intangibles que día a día se hacen más valiosos, en el marco de los inminentes cambios climáticos de escala global y sus repercusiones sobre el desarrollo del país.

BIBLIOGRAFIA

- Aravena, J. C., A. Lara, A. Wolodarsky-Franke, R. Villalba y E. Cuq. 2002. Tree-ring growth patterns and temperature reconstruction from *Nothofagus pumilio* (Fagaceae) forests at the upper tree line of southern Chilean Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 361-376.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim y A. S. L. Rodrigues. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313: 58-61.
- CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco. 1999. *Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile*. Santiago, Chile.
- Cuevas, J. G., D. Soto, I. Arismendi, M. Pino, A. Lara y C. Oyarzun. 2006. Relating land cover to stream properties in southern Chilean watersheds: trade-off between geographic scale, sample size, and explicative power. *Biogeochemistry* 81: 313-329.
- Dinerstein, E., D. Olson, D. Graham, A. Webster, S. Primmm, M. Bookbinder y G. Ledec. 1995. *A Conservation Assesment of the Terrestrial Ecoregiones of Latin America and the Caribbean*. WWF-World Bank. 129 pp.
- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara y A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130:481-494.
- Echeverría, C., A. C. Newton, A. Lara, J. M. Rey Benayas y D. A. Coomes. 2007a. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the Temperate landscape of Southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426-439.
- Echeverría, C., O. Thiers y A. Lara. 2007b. Effects of forest loss on soil water table in the temperate landscape in southern Chile. En: M. J. Pacha, S. Luque, L. Galetto y L. Everson (eds.). *An overview on forest fragmentation in South America*. IALE Electronic Publications Series.
- Emanueli, P. 2005. Perspectivas comerciales del manejo de bosque nativo de pequeños y medianos propietarios: una aproximación desde la experiencia del PCMSBN: 87-104. En: R. Catalán, P. Wilken, A. Kandzior, D. Teklin y H. Burschel, editors. *Bosques y comunidades del sur de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- INFOR. 2006. *El sector forestal chileno*. Instituto Forestal, Santiago, Chile.
- Kinzig, A. P. 2001. Bridging disciplinary divides to address environmental and intellectual challenges. *Ecosystems* 4: 709-715.
- Lara, A., J. C. Aravena y A. Villalba. Wolodarsky-Franke, B. Luckman y R. Wilson. 2001. Dendroclimatology of high-elevation *Nothofagus pumilio* forests at their northern distribution limit in the central Andes of Chile.

- Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 31: 925-936.
- Lara, A., D. Soto, J. Armesto, P. Donoso y C. Wernli. 2003. *Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos*. Valdivia, Chile.
- Lara, A., R. Urrutia, R. Villalba, B. Luckman, D. Soto, J. C. Aravena, J. McPhee, A. Wolodarsky, L. Pezoa y J. León. 2005a. The potential use of tree-rings to reconstruct streamflow and estuarine salinity in the Valdivian Rainforest eco-region, Chile. *Dendrochronologia* 22: 155-161.
- Lara, A. y R. Villalba. 1993. A 3620-Year Temperature Record from *Fitzroya cupressoides* Tree Rings in Southern South-America. *Science* 260: 1,104-1,106.
- Lara, A., R. Villalba y R. Urrutia. 2007. A 400-year tree-ring record of the Puelo River summer-fall streamflow in the Valdivian Rainforest eco-region, Chile. *Climatic Change*. Disponible en: DOI: 10.1007/S10584-007-9287-7.
- Lara, A., A. Wolodarsky-Franke, J. C. Aravena, R. Villalba, M. E. Solari, L. Pezoa, A. Rivera y C. Le Quesne. 2005b. Climate fluctuations derived from tree-rings and other proxy-records in the Chilean Andes: state of the art and future prospects: 145-156. En: U. M. Huber, H. K. M. Bugmann y M. A. Reasoner (eds.). *Global Change and Mountain Regions: An overview of current knowledge*. Springer-Verlag.
- Le Maitre, D. C., S. J. Milton, C. Jarman, C. A. Colvin, I. Saayman y J. H. J. Vlok. 2007. Linking ecosystem services and water resources : landscape-scale hydrology of the Little Karoo. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 261-270.
- Lubchenco, J. 1998. Entering the century of the environment: a new social contract for science. *Science* 279: 491-497.
- Millenium-Ecosystem-Assessment. 2005. *Synthesis Report*. Disponible en: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>.
- Mooney, H. A. y P. R. Ehrlich. 1997. Ecosystem Services: A Fragmentary History: 11-19. En: G. C. Daily (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Myers, N. 1997. The World's Forests and Their Ecosystem Services: 215-235. En: G. C. Daily (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Myers, N. 2003. Biodiversity hotspots revisited. *Bioscience* 53: 916-917.
- Nahuelhual, L., P. Donoso, A. Lara, D. Nuñez, C. Oyarzún y E. Neira. 2006. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability*. Disponible en: DOI: 10.1007/s10668-006-9033-8.
- Nuñez, D., L. Nahuelhual y C. Oyarzún. 2006. Forests and water: The value of native temperate forests in supplying water for human consumption. *Ecological Economics* 58: 606-616.
- Oyarzún, C., L. Nahuelhual y D. Nuñez. 2004. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valor económico. *Ambiente y Desarrollo* 20: 88-95.
- SCEP. 1970. *Study of Critical Environmental Problems*. Man's impact on the Global Environment. MIT Press, Cambridge.
- Soto, D., I. Arismendi, C. Di Prinzio y F. Jara. 2007. Establishment of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Pacific basins of southern South America and its potential ecosystem implications. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 81-98.
- Soto, D., I. Arismendi, J. Gonzalez, J. Sanzana, F. Jara, C. Jara, E. Guzman y A. Lara. 2006. Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 97-117.

Foto: istockphoto.com.

Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad

SVEN WUNDER,¹ SHEILA WERTZ-KANOUNNIKOFF²
Y ROCÍO MORENO-SÁNCHEZ³

1 Center for International Forestry Research CIFOR

2 Institut du Développement Durable et des Relations Internationales IDDRI

3 Consultora Center for International Forestry Research CIFOR

Resumen. En este artículo se presenta una descripción de los PSA que permite entender, a través del análisis de varios casos desarrollados a nivel mundial, la lógica que subyace a este esquema, sus alcances y características, las condiciones y requerimientos para su implementación, así como las restricciones y limitantes que se presentan para su puesta en marcha, particularmente en países en desarrollo.

Abstract. *This paper presents a description and analysis of PES schemes worldwide that aims to allow us to understand their logic, scope, and implementation requirements, in particular in relation to preconditions prevailing in developing countries.*



INTRODUCCIÓN

Aunque los servicios ambientales son esenciales para el bienestar de la humanidad y la vida en la tierra, su proceso de deterioro se ha acelerado a un ritmo alarmante. De acuerdo con la Valoración de los Ecosistemas del Milenio (2005), casi dos tercios de los ecosistemas del mundo se encuentran amenazados, lo que afecta los servicios ambientales que posea.

Los servicios ambientales por lo general se definen como los beneficios indirectos, generalmente no transados en mercados, que la sociedad obtiene de los ecosistemas; ejemplos típicos son la regulación del ciclo hidrológico, la regulación del clima, o la conservación de la biodiversidad. El reconocer que muchas funciones ecológicas son servicios escasos y valiosos para el bien-

estar de la humanidad ha promovido esfuerzos para valorar de manera tangible los servicios ambientales mediante el pago por los servicios ambientales (PSA). La idea es que quienes se benefician de los servicios del ecosistema paguen *quid pro quo* de manera directa y contractual a quienes manejan la tierra para garantizar la conservación y restauración de los ecosistemas (Wunder 2007). De esta forma, se espera que quienes manejan la tierra reciban un incentivo directo que les motive a considerar la conservación de los ecosistemas entre sus usos rentables de la tierra; desde una perspectiva social, esto daría como resultado mejores usos del suelo que si tales pagos no tuvieran lugar. Un caso que ilustra los principios del PSA es el de los Catskills en Nueva York, en donde se optó por un programa comprehensivo de conservación de cuencas.

Este programa, en vez de invertir recursos en costosos procesos de descontaminación los destinó a la preservación de las cuencas altas de donde proviene el agua, a través de pagos condicionales a los agricultores, que cubren los costos operativos y las inversiones en control de la erosión requeridos para cada finca. La planificación integral de las fincas redujo con éxito la sedimentación, y de manera eficiente, evitó costosas inversiones en descontaminación a la ciudad de Nueva York (Landell-Mills y Porras 2002, Scherr *et al.* 2004).

No existe consenso en la definición de PSA. Si bien algunos prefieren delimitaciones más amplias, una definición más precisa, basada en la teoría, define el PSA mediante cinco criterios (Wunder 2005):

- Transacciones voluntarias mediante las cuales...
- un servicio ambiental bien definido (o un uso de la tierra que promueva la provisión de ese servicio)...
- es comprado por (al menos) un comprador...
- a (al menos) un proveedor...
- si y solo si el proveedor asegura la provisión continua del servicio (condicionalidad).

En realidad, existen muchos más esquemas *parecidos* al PSA que esquemas *genuinos* de PSA; es decir, modelos que cumplen con la mayoría pero no con todos los criterios. En un análisis exhaustivo en dos países en desarrollo, Bolivia (Robertson y Wunder 2005) y Vietnam (Wunder *et al.* 2005), ni un solo esquema cumplió estrictamente con todos los criterios, pero muchos eran esquemas *parecidos* al PSA. El predominio de esquemas parecidos se puede explicar si se analiza cada criterio por separado. Primero, el PSA es considerado un esquema negociado pero no de acatamiento obligatorio, lo cual lo distingue de las medidas de comando y control. Esto supone que los proveedores potenciales tienen opciones reales de uso de la tierra, lo que no siempre es el caso. Ese criterio no implica necesariamente que las iniciativas de PSA o “*Tipo PSA*” se originen desde los compradores o vendedores del servicio ambiental. Muchas iniciativas en diseño o en implementación en Latinoamérica han requerido la presencia de agentes externos, estatales o privados, que sirvan de catalizadores e intermediarios en los procesos y hagan visible el “mercado” potencial del servicio ambiental en cuestión.

En segundo lugar, se debe definir claramente lo que se compra (ya sea por mediciones directas o por opciones de uso de la tierra que se espera ayuden a garantizar el servicio). En realidad, lo que se supone que permite disfrutar de un servicio a menudo no está científicamente probado, especialmente cuando se trata de servicios hidrológicos. Por ejemplo, en varias iniciativas emergentes de PSA en Colombia y Ecuador donde los pagos se realizan por cambios en el uso del suelo o por la implementación de ciertas prácticas de manejo, se prevén efectos positivos no siempre probados sobre el caudal y la regulación hídrica.

En tercer lugar, debe haber recursos de al menos un comprador que, cuarto aspecto, recibe un proveedor (en la práctica, muchas iniciativas son financiadas por donantes externos más que por los compradores

del servicio); en otros casos, se cobra a los usuarios del servicio pero los recursos se usan para actividades de proyectos tradicionales y no para pagar a quienes proveen el servicio.

Finalmente, en un esquema de PSA los pagos de los usuarios deben ser contingentes sobre la provisión continua de los servicios. Este criterio de condicionalidad pareciera el más difícil de cumplir en muchos países en vías de desarrollo, pues este rasgo ‘comercial’ del PSA (“se paga por lo que se recibe”) provoca una cierta resistencia política (Wunder 2005, 2007) que, a su vez, limita las posibilidades de esquemas de PSA que incorporen mecanismos de sanción efectivos frente al no cumplimiento.

El PSA surgió en parte como respuesta a la eficacia evidentemente limitada de los enfoques holísticos, indirectos y sin condiciones. Entre esos enfoques están los proyectos integrales de conservación y desarrollo (PICD) que buscan alcanzar sus objetivos mediante el cambio en los sistemas productivos y el mejoramiento de las condiciones de vida de los propietarios rurales; sin embargo, hasta la fecha han logrado muy poco en la reversión de las tendencias de cambio de uso del suelo en los trópicos (Sayer 1995, Brandon *et al.* 1998). El manejo forestal sostenible (MFS) es otro de los enfoques en los que los donantes han invertido fuertemente; el MFS pretende mejorar de manera duradera los ingresos obtenidos del bosque, en especial de la madera. Sin embargo, sólo se han logrado éxitos esporádicos con el cambio de las prácticas silviculturales en los trópicos (Rice *et al.* 1997, Poore 2003). Cada vez hay más dudas si realmente tiene sentido ligar las agendas de conservación y alivio de la pobreza cuando los conflictos superan las sinergias (Wunder 2001). Además, se han esgrimido argumentos teóricos para probar que los esquemas de PSA son más efectivos en términos de costos que los PICD (Simpson y Sedjo 1996, Ferraro y Simpson 2002). En consecuencia, en vez de presuponer soluciones donde todos ganarían, el PSA reconoce la existencia

de, con frecuencia, duraderos conflictos en paisajes con crecientes presiones por el uso de la tierra; por eso se busca reconciliar intereses en conflicto a través de la compensación (Wunder 2005).

ALCANCE DEL PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

Los esquemas de PSA son ampliamente usados en los países desarrollados, pero no tanto en los tropicales. Entre las aplicaciones de PSA en países desarrollados están el pago agroambiental para inducir a los agricultores a cambiar prácticas de uso de la tierra (por ejemplo, en los Estados Unidos de América y en la Unión Europea; véase Baylis *et al.* 2004) y esquemas de mercado para enfrentar problemas ambientales “verdes” y “café” (Bayon 2004). En los trópicos, hay muchas iniciativas incipientes de PSA (Landell-Mills y Porras 2002, Pagiola *et al.* 2002), pero muy pocos casos en ejecución donde en realidad se esté transando dinero a cambio de servicios ambientales. Especialmente en Latinoamérica, hay varios proyectos en diseño y otros pioneros en ejecución, en donde se propone que los vendedores del servicio ambiental reciban pagos directos ya sea por conservación, restauración, cambios en el uso del suelo o implementación de ciertas prácticas de manejo, que se asocian a la provisión de un servicio ambiental determinado. Entre las iniciativas en ejecución, por ejemplo, se encuentra la Comunidad Nueva América, en Pimampiro (Ecuador), en donde los usuarios de agua pagan a los agricultores, a través de una tasa del 20% sobre el consumo, por la conservación de páramos y bosques nativos que garanticen la provisión de servicios hídricos.

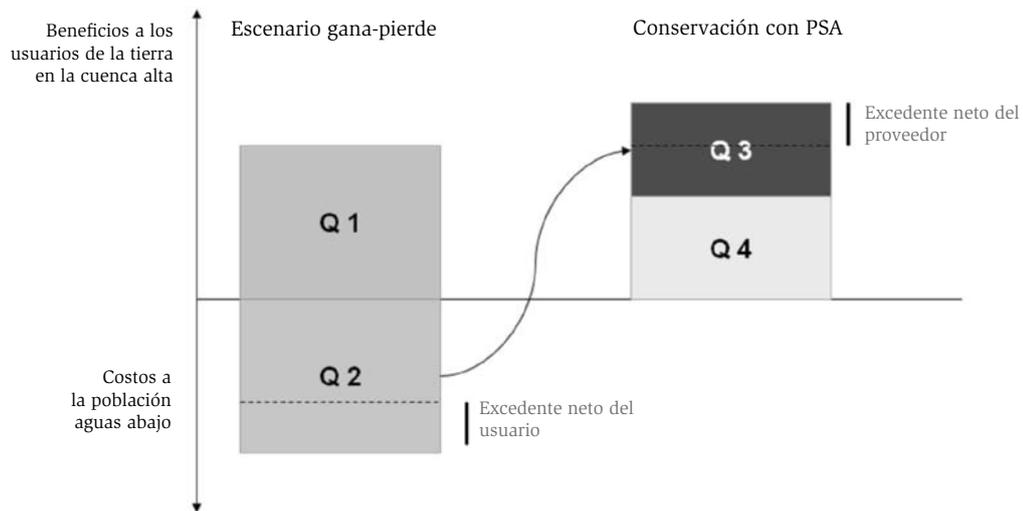
Los esquemas de PSA son más adecuados para escenarios de gana-pierde o pierde-gana; es decir, situaciones con serios conflictos entre el medio ambiente y los intereses económicos de los propietarios. Por ejemplo, sin un PSA, para el dueño de la tierra en la parte superior de una cuenca puede ser más renta-

ble deforestar gradualmente para establecer cultivos agrícolas que conservar el bosque; esto podría traer consecuencias negativas a quienes viven aguas abajo, al perderse los beneficios que garantiza el bosque en la regulación del ciclo hídrico. Así, mientras los residentes en la parte alta de la cuenca ‘ganan’, los de abajo ‘pierden’. Por otra parte, las municipalidades aguas abajo podrían establecer regulaciones que prohíban la deforestación aguas arriba. Bajo este esquema, el dueño del bosque ‘pierde’ en tanto que la sociedad y el ambiente ‘ganan’. En estas situaciones conflictivas, el PSA permite tender puentes mediante compensaciones. La figura. 1 muestra la lógica del PSA en situaciones como las descritas. Como se puede ver, una precondition para que haya trato entre los compradores y los vendedores del servicio es que el valor de ganancia (Q2) sea lo bastante grande como para cubrir la compensación (Q3) que, junto con el

valor de retorno por el uso de la tierra más sostenible pero menos rentable (Q4), sea mayor que si no se diera el PSA (Q1): la ganancia económica debe ser suficiente para al menos compensar totalmente a los proveedores del servicio. Para que el trato sea viable, la compensación que debe dar el comprador del servicio (Q3) debe ser menor que la ganancia del servicio (Q2), de manera que los usuarios del servicio tengan un beneficio neto.

Otro campo en el que el PSA puede ser potencialmente útil es la consecución de nuevos recursos para la conservación, especialmente del sector privado. En Francia, una empresa de agua potable paga a los agricultores locales por el servicio de conservación de la cuenca para asegurar la provisión de agua de calidad (Perrot-Maître 2006). Otros clientes de los servicios de conservación podrían ser empresas municipales del agua, o asociaciones de usuarios del agua que pagan

FIGURA 1. EFECTO DEL PSA AL TENDER PUENTES EN ESCENARIOS GANA-PIERDE Y PIERDE-GANA



- Q1: Uso de la tierra más rentable (por ejemplo, deforestación para establecer cultivos)
- Q2: Efectos externos a Q1 (por ejemplo, disminución de la calidad del agua)
- Q3: PSA pagado por la población aguas abajo: $Q3 < Q2$ y $Q3 + Q4 > Q1$
- Q4: Uso de la tierra amigable con el servicio (por ejemplo, agroforestería, protección pura)

Fuente: adaptado de Pagiola y Platais 2005.

por la protección de la cuenca aguas arriba, como en Pimampiro, Ecuador (Wunder y Albán 2007) o en el valle de Los Negros de Bolivia (Asquith *et al.* 2007).

Una precondition para que el PSA funcione adecuadamente es contar con un mecanismo de verificación bien definido, y que se haga cumplir. Sólo de esta forma los usuarios de la tierra pueden mercadear su servicio; de lo contrario, si el acceso a la tierra es libre o poco controlado, no serían proveedores confiables, pues podría haber terceros que invadan el terreno y pongan en peligro el servicio. En los trópicos, muchos usuarios de la tierra no tienen títulos formales de propiedad, por lo que podría pensarse que están automáticamente excluidos de los esquemas de PSA. Sin embargo, esto no es exactamente así. La preocupación principal de los compradores de un servicio ambiental es la posesión *de facto* (posesión de hecho) y control de uso del recurso, más que la posesión *de jure* (posesión legal). Los propietarios informales, cuyos reclamos por tierra son ampliamente reconocidos y respetados, pueden ser proveedores eficientes de servicios ambientales, ya que controlan el acceso. Por otra parte, los propietarios legales de un terreno, pero sin control real sobre el mismo, no calificarían para el PSA. Así, al desagregar el complejo concepto de tenencia de la tierra, el “derecho a excluir” es particularmente decisivo para garantizar la eficiencia de los proveedores de servicios ambientales (Wunder 2005).

Generalmente, la formulación de esquemas de PSA se asocia con costos de transacción sustanciales, pero una vez que ya están en funcionamiento, estos esquemas tienen costos de transacción razonablemente bajos. Al principio, hay que dedicar mucho tiempo y esfuerzos a la identificación de vendedores y compradores de los servicios ambientales, a resolver situaciones de falta de estudios de base sobre la provisión del servicio, títulos de propiedad poco claros, uso ilegal de los recursos, desconfianza entre compradores y vendedores, así como a establecer las

bases de negociación y estructura de los acuerdos. Una vez que se ha establecido el acuerdo, la mayoría de los sistemas de PSA tendrán costos manejables de monitoreo, control y cumplimiento.

Sin embargo, algunas veces ya desde el proceso de negociación de esquemas de PSA se evidencia la baja rentabilidad de la conservación, en comparación con opciones que degradan el ambiente. Por ejemplo, los esquemas de PSA que promueven la conservación de la biodiversidad pudieran ser poco atractivos en términos económicos en comparación con alternativas de uso del suelo muy rentables, como la palma aceitera, soya o cultivos perennes. En este caso, el dueño de la tierra rechazará la oferta del PSA. Durante las negociaciones se podría encontrar que los costos de transacción asociados al diseño del PSA son prohibitivamente altos. Aun así, esta información es de gran valor pues permite conocer la racionalidad económica de la conservación en un área en particular.

Contrario a lo que normalmente se piensa, el establecimiento de esquemas de PSA muy pocas veces requiere una valoración económica completa de todos los servicios del ecosistema (beneficios del comprador) o un análisis detallado del retorno financiero de todas las alternativas de usos de la tierra (costos de oportunidad del proveedor). En principio, cualquier precio que las dos partes establezcan de común acuerdo es el ‘precio correcto’. Aun así, algunas estimaciones monetarias del valor del servicio y del costo de oportunidad pueden ayudar a cada parte negociadora a fortalecer su posición, y aun a determinar si el esquema de PSA es una opción realista o no (Wunder 2007).

PAGOS DIRECTOS POR LA BIODIVERSIDAD

La conservación de la biodiversidad enfrenta un reto: a pesar de la apreciación general, la voluntad de pagar por la conservación sigue siendo bastante limitada. Los servicios que la biodiversidad

ofrece son múltiples; entre ellos, los servicios de polinización, las reservas genéticas o los valores de existencia. Sin embargo, la mayoría de esos valores (o su disminución en el tiempo) son intangibles y su protección se percibe como un servicio de lujo, o por lo menos, como menos urgente para el bienestar humano comparado con los efectos del cambio climático, por ejemplo. Además, puesto que muchos de los beneficios de la biodiversidad son bienes públicos, y por tanto no excluyentes, hay un fuerte incentivo para usarlos gratuitamente. Esto hace que la comercialización de los servicios de conservación de la biodiversidad sea más difícil que la de otros servicios ambientales (Grieg-Gran y Bann 2003).

Aun así, hay experiencias de pago directo por la biodiversidad. Las concesiones para la conservación, por ejemplo, son acuerdos de plazo fijo para conservar un área de terreno, en vez de desarrollarlo o degradarlo. Este tipo de concesiones han sido patrocinadas por Conservación Internacional (CI) para competir directamente con concesiones de uso, como las madereras. En Guyana, por ejemplo, CI renegoció con el gobierno nacional una concesión por 30 años renovables para la extracción de madera, como parte de un convenio de manejo de 80.000 hectáreas para la conservación en el sur de dicha nación (Rice 2003). Otro ejemplo de pagos por conservación de la biodiversidad es la Gran Reserva Chachi, en Ecuador, donde Conservación Internacional y GTZ realizan pagos a centros que agrupan 300 familias chachi, extractoras de madera, por la no extracción y la reducción de la caza en una zona núcleo destinada a conservación estricta. El Fondo Global para la Conservación (GFC, por sus siglas en inglés) también usa recursos privados para co-financiar la creación, expansión y manejo a largo plazo de áreas protegidas privadas en sitios vulnerables del mundo, incluyendo regiones marinas (CI 2005).

Las reacciones al pago por biodiversidad han sido diversas. Quienes abogan por el PSA esgrimen argumentos como la necesidad urgente de innovación,

ya que los enfoques actuales tienen muy poco valor en un contexto en el que el financiamiento para la conservación de la biodiversidad es cada vez menor; además, el PSA puede conseguir recursos nuevos, especialmente del sector privado, y las comunidades que venden servicios ambientales pueden mejorar sus medios de vida (Ferraro y Kiss 2002, Pagiola *et al.* 2002, Niesten y Rice 2004). Los escépticos temen que los pagos directos por la biodiversidad podrían levantar barreras al separar la conservación del desarrollo, que la distribución asimétrica del poder signifique que consorcios conservacionistas poderosos arrebaten a la gente sus legítimas aspiraciones al desarrollo, que se pierda lo que con tanto esfuerzo han logrado las prácticas de manejo forestal sostenible, y que la conservación comercial pueda erosionar los valores de conservación no monetarios culturalmente arraigados (Hutton *et al.* 2005, Romero y Andrade 2004, Karsenty 2004, Vogel 2002). El cuadro 1 ofrece un resumen de los principales argumentos esgrimidos a favor y en contra del PSA, según Wunder (2006). Es de notar, sin embargo, que para el PSA, al igual que para cualquier otra herramienta, se necesita un diseño cuidadoso que permita incrementar las capacidades y libertad de selección de los beneficiarios.

Otras variantes de pago por biodiversidad son los esquemas parecidos al PSA que usan los productos ambientalmente amigables como vehículos de pago, en lugar de pagos directos por área conservada. En estos esquemas basados en productos, los consumidores pagan un '*premium verde*', o un valor por encima del precio de mercado, como reconocimiento a esquemas productivos que hayan sido certificados como ambientalmente amigables y respetuosos de la biodiversidad. El café con sombra, por ejemplo, beneficia la conservación de la biodiversidad y atrae precios *premium* que los consumidores con conciencia ambiental están dispuestos a pagar. En El Salvador y Chiapas, por ejemplo, cada vez más productores de

CUADRO 1. ARGUMENTOS EN CONTRA Y A FAVOR DEL PSA

EN CONTRA	A FAVOR
<i>Los pagos directos podrían inducir a la gente a abandonar sus medios de vida tradicionales y a separar la conservación del desarrollo.</i>	El PSA no necesariamente reduce las actividades, ni aun cuando se promueve la conservación. Un esquema en Costa Rica, Nicaragua y Colombia, por ejemplo, promueve la introducción activa de prácticas silvopastoriles en pastizales sin árboles, lo cual implica inversiones ambientales en el paisaje y, por ende, mejora las fuentes de empleo (Pagiola et al. 2005). Aun los PSA que realmente reducen la cantidad de actividades aportan dinero a zonas marginales con flujos reducidos de dinero en efectivo o dólares a economías nacionales deprimidas. Es probable que los efectos multiplicadores superen el efecto reductor de las opciones de uso de la tierra en el desarrollo.
<i>La distribución asimétrica del poder permite que poderosos consorcios que favorecen la conservación arrebaten a las comunidades sus aspiraciones de progresar y las conviertan en rentistas pasivos de la conservación.</i>	El dinero para la conservación que se distribuye a nivel local nunca ha alcanzado los niveles de una 'renta', como sí se da en el caso del petróleo y los minerales. A la vez, un PSA nunca ha impedido a los pobladores locales usar todo su terreno, sólo las partes ambientalmente sensibles. En consecuencia, el escenario de comunidades convertidas en rentistas pasivos es totalmente irreal.
<i>El PSA echará por la borda los logros que con tanto esfuerzo se han alcanzado con las prácticas de manejo forestal.</i>	El PSA ofrece incentivos económicos por adoptar prácticas sostenibles de uso de la tierra. Por eso, más bien podría complementarse con el manejo forestal sostenible, en vez de competir con él.
<i>La conservación comercial puede erosionar valores de conservación no monetarios y culturalmente arraigados.</i>	Los valores de conservación culturalmente arraigados normalmente no son suficientes; quienes manejan la tierra también quieren obtener beneficios financieros positivos. Por otra parte, cualquier esquema de PSA debe asegurarse de no poner en peligro incentivos de conservación ya existentes.

Fuente: adaptado de Wunder 2006.

café adoptan prácticas de cultivo de café con sombra (Pagiola y Ruthenberg 2002).

A pesar de lo atractivo de los esquemas de PSA, hasta ahora los donantes bilaterales y multilaterales no han estado muy dispuestos a financiar esquemas continuos de pago. Entre las razones están expectativas poco realistas de opciones gana-gana en proyec-

tos tradicionales, horizontes de financiamiento muy cortos, poco interés por usar esquemas empresariales con las comunidades rurales pobres, y el bajo margen de riesgo que los donantes están dispuestos a asumir en iniciativas innovadoras (Wunder 2006). Wunder et al. (2007) analizaron un esquema propuesto de concesión para la conservación en la aldea Setulang

(Kalimantan, Indonesia), el cual no logró conseguir financiamiento a pesar de las negociaciones con tres posibles donantes. La idea era financiar pagos por biodiversidad a los pobladores locales para que no vendieran los derechos de aprovechamiento a empresas madereras. Sin embargo, los donantes se retractaron debido a limitaciones de fondos y otras asociadas al horizonte temporal del proyecto. Además, el principio de pagos condicionales no era atractivo para ellos, pues se corría el riesgo de dañar su imagen pública, por ejemplo, si un donante dejaba de pagar a una comunidad local que no estuviera cumpliendo con su parte. El temor al riesgo y a la innovación, y el poco interés por realmente “comprar biodiversidad”, reduce las oportunidades de aprender más sobre el PSA en la práctica.

VENTA CONJUNTA DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y DE OTROS SERVICIOS

Otra forma de comercializar la biodiversidad es vender su conservación como parte de un paquete de servicios que ofrece una misma área de terreno. Conservar una superficie boscosa, por ejemplo, además del servicio de regulación del ciclo hídrico, puede ofrecer otros servicios como almacenamiento de carbono, belleza escénica y conservación de la biodiversidad. La voluntad de pago por estos servicios puede ser mayor; entonces, se puede incluir la biodiversidad entre esos servicios más comerciales. En otras palabras, la venta conjunta de servicios ambientales puede ayudar a llegarle a otras fuentes de financiamiento, y a hacer de la conservación una opción de uso de la tierra más competitiva.

En la práctica, se han usado tres estrategias principales para la venta conjunta de servicios ambientales. Una es hacer un paquete de servicios, entre ellos la biodiversidad, que se vende a un solo comprador. Este es el caso de la iniciativa financiada por GEF en Colombia, Nicaragua y Costa Rica, antes mencionada,

que paga por la biodiversidad y captura de carbono en sistemas silvopastoriles. Por cada cambio de uso de la tierra, se define un índice que establece los beneficios tanto por carbono como por biodiversidad; la suma de los puntos ganados determina el monto que debe pagársele al propietario (Pagiola *et al.* 2004). En varios esquemas nacionales de PSA, como el de Costa Rica, la Unión Europea o Estados Unidos, el estado implícitamente actúa como representante de los usuarios de servicios y hace pagos integrales por varios servicios ofrecidos por un mismo sitio; aquí no se mide la contribución parcial de cada servicio. La Iniciativa Danubio del WWF financiada por GEF reconoce la conservación en la cuenca baja y delta del Danubio (Bulgaria, Moldavia, Rumania y Ucrania), y los beneficios conjuntos de biodiversidad y protección a la cuenca. En general, los paquetes de servicios son una estrategia adecuada si el comprador tiene interés en diversos servicios simultáneos; por ejemplo, GEF tiene un amplio mandato ambiental que abarca diversos servicios.

Algunas veces los compradores se interesan en paquetes que incluyen servicios que no forman parte de su mandato, ya que eso les permite ser percibidos como ambientalmente sensibles frente a la opinión pública. En el caso de la cuenca Catskills, los servicios de agua de la ciudad de Nueva York explícitamente consideraron en su esquema de PSA los servicios ambientales en general ofrecidos por el área de interés; el agua entre ellos. Los servicios de agua potable de Bogotá tienen planes similares para crear un ‘cinturón verde’ alrededor del área captación, que enfocaría simultáneamente varios servicios. Un ejemplo que debe resaltarse es el del mercado de captura de carbono que paga un precio *premium* por ‘carbono verde’; por ejemplo, el Fondo de Biocarbono del Banco Mundial actualmente financia 18 proyectos con objetivos conjuntos de carbono y biodiversidad.

Una segunda situación ocurre cuando compradores de biodiversidad y de otros servicios reúnen

recursos para pagar a los propietarios por acciones que garanticen la provisión conjunta de esos servicios. Por ejemplo, en el proyecto Noel Kempff Mercado en Bolivia, productores norteamericanos de electricidad interesados en la compensación de emisiones de carbono y agentes con intereses en la conservación de la naturaleza se unieron para financiar la ampliación del parque nacional que evitaría la deforestación y degradación ambiental, causada principalmente por concesiones madereras. Bajo la sombrilla del programa PSA de Costa Rica, los compradores privados de servicios específicos de las cuencas (empresas de servicios, cervecerías, etc.) también pueden destinar fondos que se inviertan en 'su' cuenca, junto con los recursos estatales.

Esta estrategia de agregar nuevos tipos de compradores interesados en la conservación de áreas prioritarias *a priori* pareciera ser la maniobra conjunta más promisoría. En la práctica, sin embargo, se han desarrollado pocos esquemas de este tipo. Una razón es que los costos de transacción de coordinar a varios compradores independientes son con frecuencia altos. Otra razón es que las intervenciones prioritarias en el paisaje para obtener diferentes servicios pueden ser contradictorias; es decir, que no sólo haya sinergias sino también conflictos en la provisión de servicios ambientales. Un estudio en California encontró correlaciones sorprendentemente bajas, y a menudo negativas, entre la biodiversidad y seis otros servicios ambientales (Chan *et al.* 2006). Finalmente, algunos compradores de servicios no tienen interés en invertir en proyectos en los que ya otros compradores han mostrado su disposición a pagar: la adicionalidad de su propio pago podría resultar dudosa y, por lo tanto, surge la posibilidad de aprovecharse libremente del pago que el otro comprador haga.

El tercer escenario lo constituyen los intentos de integrar la biodiversidad a los esquemas de PSA junto con otros servicios, pero sin pagar explícita o continuamente por el componente biodiversidad. La

protección de cuencas es claramente el componente favorito, ya que la provisión continua de agua a los usuarios constituye un vehículo de pago conveniente y duradero. En estos esquemas, la biodiversidad se da por descontada, pero es muy común que las organizaciones comprometidas con la protección a la biodiversidad ayuden a cubrir los altos costos iniciales de un esquema como éste. El esquema de PSA promovido por la Fundación Natura en el valle Los Negros en Bolivia paga a 27 propietarios por la protección de alrededor de 1,300 ha en una cuenca boscosa que provee de agua para irrigación, pero al mismo tiempo se protege el hábitat de bosque nublado para 11 especies de aves migratorias. Una agencia conservacionista extranjera dio el financiamiento para el arranque del proyecto; en tanto que la municipalidad aguas abajo ha empezado a contribuir con el pago, y se espera que los beneficiarios directos del regadío empiecen a pagar para asegurar la sostenibilidad financiera del esquema a largo plazo (Asquith *et al.* 2007). En Ecuador, la empresa municipal proveedora de agua de Quito ha creado, junto con The Nature Conservancy (TNC), un fondo para financiar actividades de protección a la cuenca y a la biodiversidad; en Cuenca, una agencia municipal emplea el pago que hacen los usuarios urbanos de agua para operar el Parque Nacional Cajas donde están las principales fuentes de captación (Echavarría *et al.* 2004). Organizaciones conservacionistas como CI y TNC están haciendo estudios de factibilidad para extender el ámbito geográfico de los esquemas de pagos conjuntos por los servicios ambientales agua y biodiversidad.

Un segundo servicio ambiental con el que se puede juntar la biodiversidad es la belleza escénica natural aprovechada por el ecoturismo. La valorización de los servicios paisaje y belleza puede venir de los operadores del ecoturismo, o de los mismos turistas que pagan directamente por tener acceso a áreas de gran belleza escénica. Por lo común, éste es un pago relacionado con el producto, donde los operadores cobran un

precio *premium* según las condiciones prístinas del sitio. Al igual que con el agua, los grandes actores de la conservación, como TNC y CI, están invirtiendo estratégicamente a nivel mundial en operaciones comunitarias de ecoturismo para ayudar a conservar áreas protegidas amenazadas. Un ejemplo es el ecoalbergue Chalalán en Bolivia, donde la comunidad de San José de Uchupiamonas ubicada en el bosque lluvioso aprovechó una donación del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y la asistencia técnica de CI para construir un albergue que genera ingresos regulares a 74 familias, y reservó para el turismo de naturaleza un área amenazada por los madereros que es estratégica como acceso al megadiverso Parque Nacional Madidi (Robertson y Wunder 2005).

Otro de los servicios que tiene potencial para ser mercadeado conjuntamente con biodiversidad como servicio “alternativo” a la captura de carbono en bosques homogéneos es el almacenamiento de carbono en bosques nativos, donde el aporte a la conservación de la biodiversidad es mucho más evidente. Aunque los mercados para captura de carbono en bosques nuevos y uniformes parecen dominar los esquemas de PSA y son extensamente reconocidos, los mercados “alternativos” para retención de carbono en bosques antiguos y nativos son aún emergentes. Un ejemplo de estos últimos es el pago que hacen algunas compañías eléctricas de Holanda, a propietarios de bosques en la zona del Napo en Ecuador, por el carbono almacenado y fijado por el bosque natural.

Si ‘paquete de servicios’ y ‘mercadeo conjunto’ son palabras atractivas en el debate actual sobre PSA, entonces ¿por qué se ha logrado tan poco en el terreno? Una razón podría ser, simplemente, que la falta de madurez de las herramientas de PSA no ha permitido una mayor sofisticación e inercia. Sin embargo, efectivamente hay varios problemas reales. Pocos usuarios de los servicios están realmente interesados en comprar más de un servicio, lo cual constituye un serio obstáculo para la venta de paque-

tes. Por otro lado, pueden darse conflictos entre las soluciones que optimizan la provisión de cada servicio ambiental; por ejemplo, los árboles exóticos de rápido crecimiento son ideales para capturar carbono, pero el bosque resultante contiene muy poca biodiversidad. Estos conflictos constituyen obstáculos tanto para la venta de paquetes como para formar grupos de compradores. Por último, la identificación y satisfacción de múltiples compradores puede implicar altos costos de transacción, y crea la posibilidad de querer aprovecharse gratuitamente del servicio por el que otros pagan. Los conservacionistas tienden a sobrestimar las sinergias entre los servicios ambientales y a depreciar los costos asociados con la implementación de los esquemas de pago por paquetes de servicios ambientales.

A pesar de todo, creemos que hay campos de aplicación donde el paquete de servicios y el mercado conjunto son la opción natural. Los pagos conjuntos por carbono y biodiversidad son una opción obvia, ante el fuerte y renovado interés en la “deforestación evitada” que surgiera de la propuesta de Papúa Nueva Guinea y Costa Rica en la Onceava Convención de las Partes del UNFCCC en Montreal. Probablemente haya siempre una clara correlación espacial entre el interés por preservar bosques de gran diversidad y bosques tropicales densos con alto contenido de carbono capturado. Si se establecen convenios a nivel estatal o nacional, se puede asegurar un bajo incremento de los costos de transacción de los paquetes, y así mantener bajo control los dos problemas de fondo identificados en esta sección.

PROBABILIDADES DE PAGO PARA LA BIODIVERSIDAD GLOBAL

La mayoría de los esquemas piloto de PSA antes discutidos son de alcance local (por ejemplo, esquemas a nivel de cuenca) por lo que los compradores y vendedores interactúan directamente unos con

otros en la misma región. La escala del esquema de PSA se define aquí por la naturaleza del servicio. Por ejemplo, si el servicio comercializado es la protección de la cuenca de la erosión que causa sedimentación aguas abajo, entonces el esquema de PSA debe operar a nivel de los usuarios y proveedores del servicio en cada cuenca en particular, y más o menos a la escala donde los efectos de la sedimentación son significativos: si se trabaja a una escala menor, los agentes no incluidos podrían boicotear el proceso; si es mayor, se estarían desperdiciando recursos escasos.

Si pensamos en la cantidad de recursos pagados y hectáreas comprometidas a nivel mundial, la parte del león se la llevan los esquemas nacionales de PSA (por ejemplo, China, US, los países de la Unión Europea, México, Costa Rica). La mayoría de estos esquemas son agro-ambientales, trabajan con paquetes de servicios, y funcionan como esquemas parecidos al PSA: no sólo buscan ofrecer paquetes de servicios de manera eficiente, sino además deben considerar diferentes objetivos políticos y sociales para poder sobrevivir, como en el caso del desarrollo regional o el alivio de la pobreza.

Con todo esto, ¿en dónde queda la biodiversidad? Es claro que la biodiversidad es atesorada y utilizada por los pobladores locales, aunque sus prioridades no necesariamente sean las mismas de otros actores externos (Sheil *et al.* 2006). Sin embargo, en términos de la disponibilidad a pagar a los actores locales por la conservación de la biodiversidad, debemos volvernos hacia los actores externos. En países desarrollados, y aún en países con ingresos medios, los esquemas nacionales de PSA pagan por la conservación de la biodiversidad como uno entre otros servicios; ejemplos en este último grupo son el PSA de Costa Rica, el recién nacido Proambiente de Brasil, o el PSA-H de México donde la biodiversidad es un objetivo secundario dentro de un programa nacional de protección a las cuencas hidrográficas.

La mayor disponibilidad de pago por la biodiversidad está en los países ricos del norte. Esto se evidencia en la considerable cantidad de donaciones individuales a organizaciones conservacionistas, o en los compromisos bilaterales y multilaterales en fondos de fideicomiso u otras iniciativas que buscan financiamiento para proyectos de conservación de la biodiversidad; entre ellos, GEF, Biocarbono, o el Fondo Compartido para el Ecosistema. En el presente, algunos de esos recursos se destinan a esquemas de PSA a través de iniciativas lideradas por esas organizaciones. No obstante, uno se pregunta si dentro del marco de la Convención para la Diversidad Biológica (CDB) no habrá espacio para la transferencia sistemática y multilateral de recursos del norte al sur para el PSA de protección a la biodiversidad. Un esfuerzo exploratorio se llevó a cabo en la forma de un taller de expertos organizado en septiembre 2006 por el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (UNEP) y la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), en estrecha colaboración con la Secretaría de la CDB.

Se detectaron varios obstáculos significativos para la implementación de tal esquema: 1) la negociación multilateral de la biodiversidad podría generar resistencia en los países del sur que verían amenazada su soberanía, como es el caso de los brasileños que se oponen rotundamente a cualquier cosa que remotamente se pueda interpretar como “internacionalización de la Amazonia”; 2) a diferencia del Protocolo de Kioto, la CDB no implica acciones de cumplimiento obligatorio por parte del norte, por lo que las acciones multilaterales concertadas se vuelven poco probables; 3) uno pudiera ser escéptico en cuanto al incremento real de la voluntad de pago en el norte para proteger la biodiversidad en el sur. La biodiversidad tiene muchos simpatizantes en el mundo, pero no se tiene la misma percepción de amenaza global o de catastrófica urgencia que con el calentamiento global. En consecuencia, debido a

que los presupuestos del norte se enfocan en el medio ambiente en general, es probable que en el futuro se desvíe dinero de la protección de la biodiversidad hacia la mitigación y adaptación al calentamiento global. Entonces, más que buscar fuentes adicionales de recursos, sería más conveniente que con los presupuestos actuales dedicados a la biodiversidad se sustituyan las herramientas tradicionales, para así crear un espacio financiero para la implementación de más esquemas de PSA. En este momento esta es, quizás, la salida más realista.

CONCLUSIONES

Posiblemente, el concepto de PSA es la innovación más promisoría para la conservación desde Río 1992, el cual, aunque lentamente, se viene expandiendo en los trópicos. Entre los cuatro tipos de servicios ambientales que se comercializan en la actualidad (carbono, agua, belleza escénica y biodiversidad), la conservación de la biodiversidad ha sido la más lenta y la de menor expansión. Hace falta una evaluación más a fondo y más ensayos de campo para obtener lecciones de cuándo, dónde y cómo se debe aplicar este concepto, especialmente en cuanto a su uso para la conservación de la biodiversidad y a su sostenibilidad en países con débiles estructuras institucionales y poca gobernabilidad (por ejemplo, en África). En un contexto global donde el financiamiento público para la conservación de la biodiversidad se ha estancado, o tiende a disminuir, el PSA tiene potencial para conseguir recursos frescos y aprovechar aquellos que estaban asignados a otros propósitos, lo que eventualmente le permitiría encontrar su propio nicho entre otras políticas ambientales (compra de tierra, comando y control, manejo forestal sostenible). El rasgo más novedoso y convincente del PSA es el pago condicionado; eventualmente, los proyectos tradicionales y los PICD podrían aprender del PSA y adoptar enfoques más condicionales.

La escasez de recursos para el financiamiento de esquemas de PSA que incorporen biodiversidad, requiere esfuerzos que garanticen la costo-efectividad en su aplicación. La costo-efectividad en esquemas de PSA implica, entre otros aspectos, orientar los recursos limitados hacia áreas con alto riesgo de deterioro, que enfrenten amenazas claras y donde el pago se refleje en una ganancia adicional en términos del servicio ambiental provisto, y no hacia zonas donde la conservación, con o sin PSA, de todas maneras se hubiera presentado; esta última situación ha sido documentada para algunas áreas que hacen parte de los esquemas públicos de PSA en Costa Rica, en donde los propietarios de fincas reciben pagos aunque la probabilidad de deforestación o degradación del bosque es muy baja o nula (Miranda *et al.* 2003, Wunder 2005).

En cuanto a la idea de transferencia internacional de fondos para el PSA a gran escala, el punto más promisorio para la biodiversidad es involucrarse en el debate revivido sobre la deforestación evitada. El trabajo pionero del proyecto Noel Kempff en Bolivia demuestra que hay claras sinergias para los paquetes de servicios y para el mercado conjunto del control de emisiones de gases con efecto invernadero y control de la pérdida de biodiversidad. La idea novedosa es establecer acuerdos a nivel nacional o estatal, bilateral o multilateral, dentro o fuera del tratado de Kioto. Sin embargo, para realmente aprovechar esta oportunidad, los actores comprometidos con la conservación de la biodiversidad tendrán que asumir un papel mucho más activo del que hasta ahora han tenido en el debate sobre la deforestación evitada.

BIBLIOGRAFÍA

Asquith N., M. T. Vargas y S. Wunder. 2007. Bundling environmental services: Decentralized in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. Enviado para un número especial de revista *Ecological Economics*.

- Brandon K., K. H. Redford y S. E. Sanderson. 1998. *Parks in peril. People, politics and protected areas*. Island Press, Washington D.C.
- Baylis K., G. Rausser y L. Simon. 2004. *Agri-environmental programs in the United States and European Union*. En: G. Anania, M. E. Bohman, C. A. Carter y A. F. McCalla. *Agricultural policy reform and WTO: where are we heading?* Edward Elgar, Chettenham. Pp. 210-233.
- Bayon, R. 2004. *Making environmental markets work: Lessons from early experience with sulphur, carbon and wetlands*. Forest Trends, Washington D.C.
- Chan, K. M. A., M. R. Shaw, D. R. Cameron, E. C. Underwood y G. C. Daily. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4(11): 2,138-2,152.
- Chomitz, K., P. Buys, G. di Luca, T. S. Thomas y S. Wertz-Kanounnikoff. 2006. *At Loggerheads? Agricultural expansion, poverty reduction and the environment in the tropical forest*. World Bank Policy Research Report, Washington D.C.
- CI (*Investing in a Future for Life*. En línea. Conservation International – Conservation Funding Division, Washington D.C., 2005. Consultado: 4 de abril de 2007. Disponible en: http://portal.conservation.org/portal/server.pt/gateway/PTARGS_0_2_106417_0_0_18/conservationfundingdivision.brochure_5fmay05.pdf.
- Echavarría, M., J. Vogel, M. Albán y F. Meneses. 2004. *Impacts of Payments for Watershed Services in Ecuador: Emerging lessons from Pimampiro and Cuenca*. International Institute for Environment and Development, Londres.
- Ferraro, P. y R. Simpson. 2002. The cost-effectiveness of conservation payments. *Land Economics* 78(3): 339-353.
- Ferraro, P. y A. Kiss. 2002. Direct payments to conserve biodiversity. *Science* 298: 1,718-1,719.
- Grieg-Gran, M. y C. Bann. 2003. *A closer look at payments and markets for environmental services*. En: P. Gutman (ed.). *From goodwill to payments of environmental services, a survey of financing options for sustainable natural resource management in developing countries*. WWF, MPO.
- Hutton, J., W. M. Adams y J. C. Murombedzi. 2005. Back to the barriers? Changing narratives in biodiversity conservation. *Forum for Development Studies* 2: 341-370.
- Karsenty, A. 2004. Des rentes contre le développement ? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en développement* 127(3): 59-72.
- Landell-Mills, N. y I. T. Porras. 2002. *Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*. Instruments for sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development, Londres.
- McCauley, D. J. 2006. Selling out on nature. *Nature* 443: 27-28.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- Miranda, M., I. Porras y M. Moreno. 2003. *The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica*. In *Markets for environmental services* #1. IIED, Londres.
- Nielsen, E. y D. Rice, D. 2004. Sustainable forest management and conservation incentive agreements. *International Forestry Review* 6: 56-60.
- Pagiola, S., A. Arcenas y G. Platais. 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33(2): 237-253.
- Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills. 2002. *Selling Forest Environmental Services – Market based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan Publication, Londres y Sterling. (Hay traducción al español del INE).
- Pagiola, S. y I. M. Ruthenberg. 2002. *Selling Biodiversity in a Coffee Cup: Shade-grown Coffee and Conservation in*

- Mesoamerica. En: Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills.. *Selling Forest Environmental Services – Market based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan Publication, Londres y Sterling. Pp. 103-126.
- Pagiola, S., P. Agostini, J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, E. Murgueitio, E. Ramírez, M. Rosales y P. R. Ruíz. 2004. *Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes*. World Bank, Washington DC.
- Pagiola, S. y G. Platais. 2005. *Introduction to Payments for Environmental Services*. Presentación. World Bank, Washington DC.
- Perrot-Maître, D. 2006. *The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case?* International Institute for Environment and Development, Londres.
- Poore, D. P. 2003. *Changing Landscapes: The development of the International Tropical Timber Organization and its influence on tropical forest management*. Earthscan, Londres.
- Rice, E. 2003. Conservation Concessions – Concept Description [en línea]. Presentation at the 5th World Parks Congress, Durban. Citado en abril de 2007. Disponible en: www.conservationfinance.org/WPC/WPC_documents/Apps_09_Rice_v2.pdf . También se encuentra disponible en: <http://epp.gsu.edu/pferraro/special/ConcessionConceptDescription.pdf>.
- Rice, D., R. E. Gullison y J. W. Reid. 1997. Can sustainable management save tropical forests?. *Scientific American* 276: 34-39.
- Romero, C. e I. Andrade. 2004. International conservation organizations and the fate of tropical forest conservation initiatives. *Conservation Biology* 18: 578-580.
- Robertson, N. y S. Wunder. 2005. *Fresh tracks in the forest: Assessing incipient payments for environmental services initiatives in Bolivia*. Center for International Forestry Research, Bogor.
- Sayer, J. 1995. *Science and international nature conservation*. Center for International Forestry Research, Bogor.
- Scherr, S., A. Khare y A. White. 2004. *For services rendered. Current status and future potential of markets for ecosystem services of tropical forests: an overview*. International Tropical Timber Organization, Technical Series 21.
- Sheil, D., R. K. Puri, M. Wan, I. Basuki, M. van Heist, N. Liswanti, I. Rukmiyati, Rachmatika e I. Samsuedin. 2006. Recognizing local people’s priorities for tropical forest biodiversity. *Ambio* 35(1): 17-24.
- Simpson, R. y R. A. Sedjo. 1996. Paying for the conservation of endangered ecosystems: a comparison of direct and indirect approaches. *Environment and Development Economics* 1: 241-257.
- Vogel, J. 2002. *Markets or metaphors? A sustainable livelihoods approach to the management of environmental services: two cases of Ecuador*. International Institute for Environment and Development, Londres y Ecodécision, Quito.
- Wunder, S. 2007. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology* 21(1): 48-58.
- . 2006. Are Direct Payments for Environmental Services Spelling Doom for Sustainable Forest Management in the Tropics. *Ecology and Society* 11(2): 23.
- . 2005. *Payments for Environmental Services: Some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research. Occasional Paper 42.
- . 2001. Poverty alleviation and tropical forests – what scope for synergies? *World Development* 29: 1817-1833.
- Wunder, S. y M. Albán. 2007. Decentralized payments for environmental services: comparing the cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. Enviado para un número especial de revista *Ecological Economics*.
- Wunder, S., B. Campbell, R. Iwan, J. A. Sayer y L. Wollenberg. 2007. When donors get cold feet: the community conservation concession in Setulang (Kalimantan, Indonesia) that never happened. Enviado para un número especial de revista *Ecology and Society*.
- Wunder, S., The, B.D. y E. Ibarra. 2005. *Payment is good, control is better – why payments for forest environmental services in Vietnam have so far remained incipient*. Center for International Forestry Research, Bogor.

Foto: London Zoo Historical Archive.

Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México

LUCÍA ALMEIDA-LEÑERO,¹ MARIANA NAVA,¹ ALYA RAMOS,¹
MÓNICA ESPINOSA,¹ MARÍA DE JESÚS ORDOÑEZ¹ Y JULIETA JUJNOVSKY^{1*}

¹ Laboratorio de Ecosistemas de Montaña. Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

* Correo-e: julieta.jujnovsky@gmail.com

Resumen. La cuenca del río Magdalena provee 20 millones de m³ de agua, sus bosques almacenan un promedio de 50 toneladas de carbono por hectárea y sus pobladores han estado ligados al bosque desde la época prehispánica. Se plantean propuestas de manejo para cada zona específica considerando los actores sociales involucrados.

Abstract. *Magdalena river watershed delivers 20 millions of cubic meters per year, the carbon storage is about 50 ton/ha and its cultural inheritance comes from pre-hispanic period. It is necessary to generate management proposals for specific zones considering all the social actors involved.*



INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas se ha presentado una acelerada transformación de los ecosistemas, como resultado principalmente de las actividades humanas y las formas de apropiación humana con la naturaleza (Hoffmann 1996: 29; SER 2004: 15). Fenómenos como la deforestación, el cambio climático, la

desertificación y el crecimiento desordenado de la población han puesto en riesgo a las comunidades biológicas (Rozzi *et al.* 2001) y a los servicios que los ecosistemas proporcionan. Cuanto mayor sea la presión ejercida sobre estos, menor será su capacidad para sustentar a las generaciones futuras (Millennium

Ecosystem Assesment 2005: 36). Por ello, es importante concebir a los ecosistemas como indispensables para el bienestar de los seres humanos. El Millennium Ecosystem Assessment (MA), define los beneficios que la humanidad obtiene de los ecosistemas como “servicios ecosistémicos” es decir, las condiciones y procesos en donde los ecosistemas y las especies que habitan en ellos satisfacen las necesidades de la gente. Se clasifican según la forma en cómo son provistos y en cómo se relacionan con el ser humano en provisión, regulación, culturales y de soporte (Millennium Ecosystem Assesment 2003: 49).

Los cambios en los ecosistemas frecuentemente son causados por múltiples impulsores que trabajan en diferentes escalas de tiempo y espacio. El MA define a un impulsor de cambio como cualquier factor o inductor, ya sea natural o antropogénico, que causa cambios directos o indirectos a los ecosistemas. Un impulsor directo influye inequívocamente en los procesos de un ecosistema, como por ejemplo, el cambio climático, el uso de fertilizantes, cambios en la cobertura vegetal, especies invasoras y enfermedades. Por otro lado, los impulsores indirectos operan más difusamente mediante la activación de uno o más impulsores directos, como por ejemplo, los factores demográficos, económicos, sociopolíticos, científicos, tecnológicos, culturales y religiosos (MA 2005: 76).

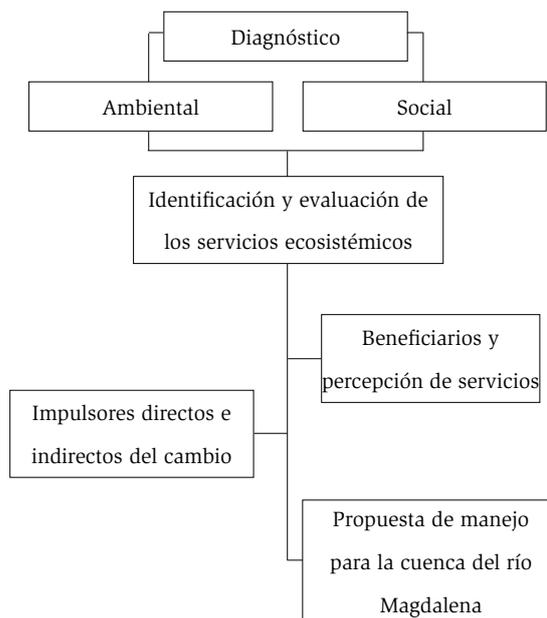
En este contexto, y dado que las zonas forestales que circundan la cuenca del Valle de México han sido sometidas a fuertes presiones derivadas de la actividad humana (Hernández y Bauer 1989: 79), se desarrolla el presente trabajo en la cuenca del río Magdalena, D.F., México. Esta zona abarca 4% del suelo de conservación del Distrito Federal y a pesar de su importancia ecológica, económica y social, presenta problemas referentes a su manejo y estatus legal que han ocasionado el crecimiento acelerado de la mancha urbana con una disminución y deterioro en su cobertura vegetal. Por lo anterior, este artículo plantea una metodología integral que vincule la temática ambien-

tal y social en la cuenca del río Magdalena, D. F., con el fin de comprender las relaciones entre los procesos ecosistémicos y su impacto en las condiciones de vida de los pobladores a través de la identificación y evaluación de los servicios ecosistémicos.

MÉTODO

La propuesta metodológica para estudiar los servicios ecosistémicos en la CRM parte de una caracterización de la zona y un diagnóstico socioambiental, el cual sirvió de base para la identificación de los servicios ecosistémicos, los actores sociales involucrados y los conductores de cambio directos e indirectos que afectan a estos ecosistemas, con la finalidad de poder dar propuestas de manejo encaminadas hacia el bienestar humano (figura 1).

FIGURA 1. ESQUEMA METODOLÓGICO PARA EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F.



La metodología utilizada para esta primera aproximación hacia el estudio de los servicios ecosistémicos en la CRM consta de cinco fases:

1. Diagnóstico socioambiental. Integración y posterior análisis de información física, biológica y social de la zona de estudio.
2. Identificación y evaluación de los servicios ecosistémicos que proporciona la cuenca del río Magdalena. A partir de la información del diagnóstico socioambiental y con base en el marco conceptual sobre bosques templados (MA 2003), se identificaron los servicios ecosistémicos para la CRM. Hasta el momento se han analizado con mayor detalle los servicios de provisión de agua dulce, regulación de la purificación del aire a partir del almacén de carbono y la herencia cultural.
La *provisión de agua* se estimó a partir del método de Thornthwaite, mediante balances hídricos para cada tipo de bosque: *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa* y mixto. Se utilizaron datos de aproximadamente 20 años de tres estaciones meteorológicas representativas de cada comunidad vegetal. Con los datos de los balances hídricos se hizo una estimación de cuánta agua está escurriendo a nivel de toda la cuenca y por cada tipo bosque. El escurrimiento que se obtuvo del balance hídrico se correlacionó con la extensión de la comunidad vegetal correspondiente, obteniendo así el escurrimiento total anual para cada zona. El *almacén de carbono* se calculó por asociación vegetal (Nava 2003: 66), con la finalidad de dar propuesta puntuales para la comunidad de *Abies religiosa* y *Pinus hartwegii*, a través de parámetros estructurales de altura, diámetro normalizado y área basal. Para el bosque mixto y de *Quercus* aún no se han realizado cálculos sobre almacén de carbono.
La *herencia cultural* se evaluó a través del análisis de literatura del área y entrevistas con habitantes de la zona, con la finalidad de obtener una cronología histórica.
3. Beneficiarios y percepción. Se realizaron entrevistas a pobladores y expertos en la zona para identificar quiénes son las personas que se benefician de manera directa o indirecta del uso de los servicios ecosistémicos provenientes de la CRM. La información obtenida se comparó con el diagnóstico. Cabe señalar que hasta el momento se presentan datos generales debido a que aún no se ha estudiado con detalle el consumo de los servicios.
4. Identificación de los impulsores de cambio directos e indirectos. Con base en la información socioambiental se describen los factores que más intervienen en la situación actual los bosques de la CRM.
5. Con base en los resultados obtenidos se proponen acciones específicas para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos.

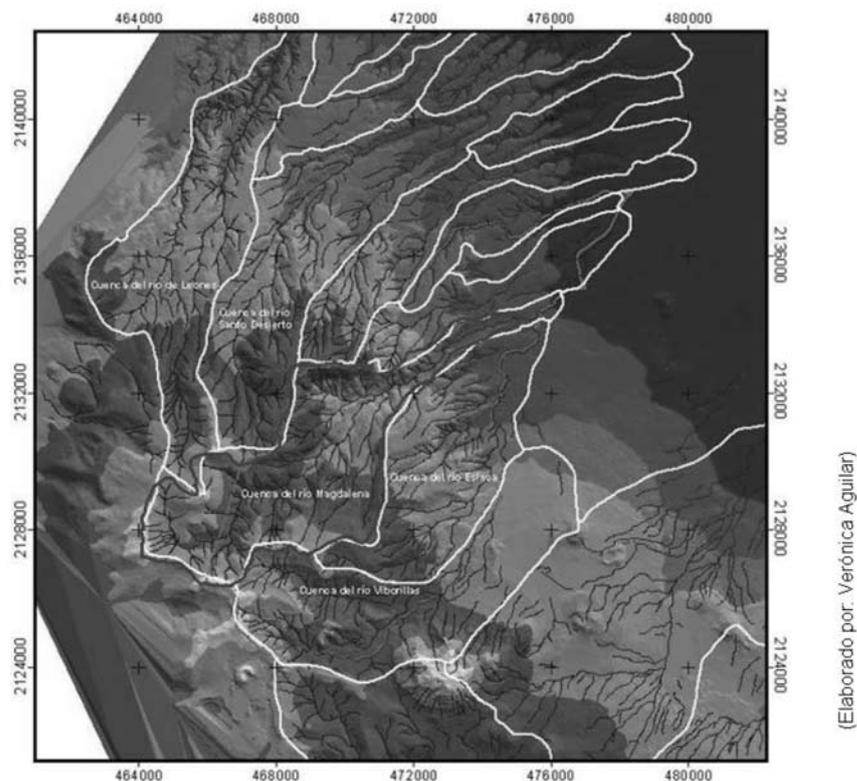
RESULTADOS

DIAGNÓSTICO SOCIOAMBIENTAL

La CRM se localiza en la Sierra de las Cruces, en el límite SW del D.F. dentro de la cuenca de México (19° 13' 53" y 19° 18' 12" N y 99° 14' 50" 99° 20' 30" W). Comprende las delegaciones políticas Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa y abarca un total de ca. 3,000 ha (figura 2). Presenta un relieve montañoso que va de los 2,470 m snm en el NE a los 3,850 m snm al SW (Álvarez 2000: 127; Ontiveros 1980: 88). Colinda al SE con la cuenca del río Eslava, al NW con las cabeceras de las cuencas de los ríos Hondo, Mixcoac, Barranca de Guadalupe y San Miguel; estos se unen al río Magdalena en la parte baja y forman el río Churubusco.

El río Magdalena nace en las estribaciones de los cerros Palma, San Miguel, Cochinos, Coconetla entre los más importantes, a una elevación aproximada de 3,650 m snm; tiene un curso en dirección NE y un

FIGURA 2: LOCALIZACIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F.



cauce de una longitud aproximada de 21,600 m (Álvarez 2000: 127). Los suelos son de origen volcánico (Andosol húmico), muy permeables y susceptibles a erosionarse (Jujnovsky 2006: 62).

El gradiente altitudinal de la cuenca conlleva a la existencia de dos tipos de clima, en la parte urbana y hasta los 3,050 m snm se presenta el clima templado subhúmedo y en la parte más alta entre los 3,100 a los 3,800 m snm el clima semifrío (García 1988: 217). La precipitación en la cuenca es cercana a los 1,000 mm en la parte baja y hasta 1,500 mm en la zona más alta. La época de lluvias va de mayo a octubre y en estos meses la precipitación siempre es mayor a la evapotranspiración. El verano es fresco y largo y hay poca oscilación térmica. La temperatura media anual oscila entre 10 a 14 °C, siendo los meses más calientes abril, mayo y junio.

La vegetación del área de estudio corresponde con la Provincia Florística de las Serranías Meridionales

dentro de la Región Mesoamericana de Montaña, en donde se mezclan especies del norte (holárticos) y del sur (neotropicales). Se distinguen principalmente tres comunidades vegetales (Nava 2003: 66), la comunidad de *Pinus hartwegii*, que se distribuye en la parte más alta, la de *Abies religiosa* ubicada en la parte media, y la de bosque mixto localizada en la parte baja. Dentro de estas tres comunidades, se reconocen ocho asociaciones vegetales (cuadro 1)

Hasta el momento se ha registrado para el área una diversidad de plantas vasculares de 87 familias con 251 géneros y 487 especies, que representa 25% de la fitodiversidad de la cuenca del valle de México, o el equivalente al 2.2% del total de la flora del país (Ávila-Akerberg *et al.* en prensa: 22).

La historia de la CRM se remonta a los chichimecas nahuatlacas, los cuales hacían uso del bosque por medio de la caza y la recolección de productos forestales. Posteriormente, en el período correspondiente a los

CUADRO 1. COMUNIDADES Y ASOCIACIONES DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F.

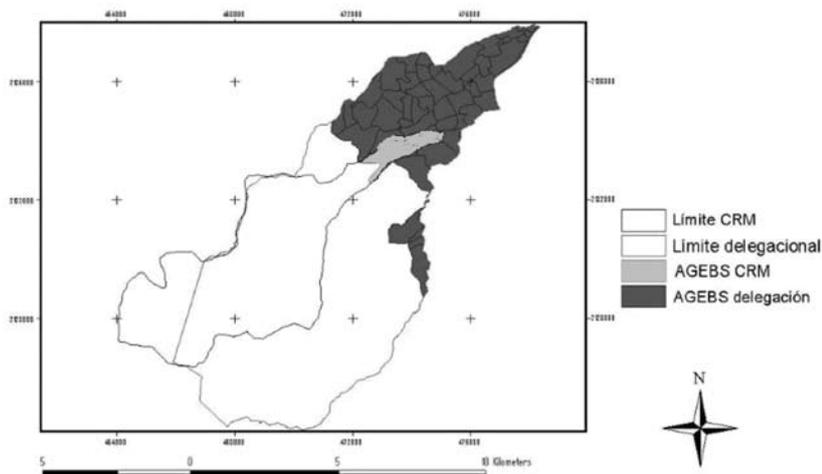
Comunidad vegetal	Asociación vegetal
Bosque de <i>Pinus hartwegii</i> (3,420-3,800 msnm)	<i>Muhlenbergia quadridentata</i> - <i>Pinus hartwegii</i> <i>Festuca tolucensis</i> - <i>Pinus hartwegii</i>
Bosque de <i>Abies religiosa</i> (2,750-3,500 msnm)	<i>Acaena elongata</i> - <i>Abies religiosa</i> <i>Roldada angulifolia</i> - <i>Abies religiosa</i> <i>Abies religiosa</i> - <i>Senecio cinerarioides</i>
Bosque mixto (2,620-3,370 msnm)	<i>Abies religiosa</i> - <i>Quercus laurina</i> <i>Quercus laurina</i> - <i>Quercus rugosa</i> <i>Pinus patula</i> - <i>Cupressus lusitanica</i>

mexicas se formaron cuatro poblados, uno de ellos, el pueblo Atlitic, que corresponde casi en su totalidad a la CRM, y que adoptó el nombre de Magdalena Atlitic debido a la patrona del templo, María Magdalena (Acosta 2001: 188; González 2005: 80).

En la actualidad la CRM forma parte de tres delegaciones políticas del Distrito Federal, sin embargo, la mayor extensión e influencia sociopolítica corresponde a la Magdalena Contreras. Esta delegación se caracteri-

za por el acelerado crecimiento de la población, el doble que el resto de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México principalmente en las décadas de 1970 y 1980. A partir de 1980 este proceso ha visto reducida su intensidad, sin embargo, se ha dado sobre áreas boscosas, con asentamientos irregulares, los cuales se encuentran en zonas de alto riesgo, en terrenos con pendientes pronunciadas, suelos carentes de estabilidad y laderas propensas a deslaves (Ávila-Akerberg 2004: 86).

FIGURA 3. ÁREA DE INFLUENCIA DIRECTA HUMANA DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F. A PARTIR DE LAS ÁREAS DE GEOESTADÍSTICA BÁSICA (AGEBS) DE LA DELEGACIÓN MAGDALENA CONTRERAS



La porción noreste (NE) en la parte baja de la cuenca, es el área de influencia humana directa y con mayor presión de uso (figura 3), con una población de 25,582 habitantes que corresponde al 11.5% de la delegación. Las diferencias que presenta esta zona con el resto de la delegación son: 1) mayor concentración de la población nacida en la entidad, 2) mayor densidad de la población y de vivienda que en el resto de la delegación, 3) menor ingreso mensual, 4) mayor cantidad de viviendas construidas con materiales ligeros y sin piso recubierto, 5) drenaje conectado a fosa séptica o barranca o sin drenaje y 6) menor cobertura de agua entubada. Estos parámetros indican que la porción de la delegación con mayor marginación es la más cercana a la CRM.

Los actores sociales que intervienen en la apropiación y uso de los servicios ecosistémicos y en la toma de decisiones dentro de la cuenca se clasifican en seis grupos (cuadro 2). De estos, solamente las autoridades y grupos agrarios inciden fuertemente en el proceso de toma de decisiones dentro de la cuenca, los restantes pueden ser clasificados como usuarios.

IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA

El diagnóstico ambiental y social permitió reconocer, hasta el momento, cuatro servicios ecosistémicos de provisión, nueve de regulación y cuatro culturales (cuadro 3).

CUADRO 2. ACTORES SOCIALES IDENTIFICADOS EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F.

Autoridades	Federales
	Comisión Nacional del Agua
	Distrito Federal
	Gobierno del Distrito Federal (GDF)
	Secretaría del Medio Ambiente (SMA)
	Comisión de Recursos Naturales (CORENA)
	Delegación Magdalena Contreras
Núcleos agrarios	Magdalena Atlitlic
	Activos
	Regulares (250)
	Votantes (800)
	Inactivos (1,000)
	San Nicolás Totolapan
	San Mateo Tlatenango
	Santa Rosa Xochiac
Comerciantes	Con aproximadamente 24 puestos dedicados a la venta de alimentos
Colonos	Habitantes con vivienda regular e irregular
Visitantes	Deportistas
	Paseantes
	Peregrinos
	Religiosos
Académicos	Grupos interdisciplinarios

CUADRO 3. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS QUE PROVEEN LOS BOSQUES DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F.

PROVISIÓN	REGULACIÓN	CULTURALES
Agua dulce	Control de erosión y mantenimiento de suelo	Belleza escénica
Madera	Almacenamiento de nutrientes	Ecoturismo
Alimento	Control de plagas y enfermedades	Educación
Productos no maderables	Control de sequías	
	Control de inundaciones y remoción en masa	Herencia cultural
	Regulación de los regímenes de lluvia y el efecto de albedo	
	Mantenimiento de la productividad de los ecosistemas acuáticos controlando la concentración de limo y nutrientes, la temperatura del agua y turbidez	
	Purificación del aire a través de la captura y almacenamiento de carbono atmosférico	
	Calidad del agua	
	Regulación del agua superficial, subterránea, subsuperficial y basal	

Provisión de agua. La parte alta de la cuenca tiene un escurrimiento anual de 8,199,360 m³, la media 10,091,520 m³ y la baja 1,020,182 m³. Por lo tanto se puede hablar de que esta cuenca provee alrededor de 20 millones de m³ de agua al año; aproximadamente 50% del abastecimiento del agua superficial de la ciudad de México.

Almacén de carbono. El bosque de *Abies religiosa* (1,433 ha), almacena un total de 83,603 tC y en promedio 58 tC/ha.

Por asociación vegetal, la de *Roldana angulifolia-Abies religiosa* presenta contenidos de carbono medio-alto con 68 tC/ha, en tanto que la asociación de *Acaena elongata-Abies religiosa* presenta contenidos de carbono altos con 117 tC/ha y *Senecio cinerarioides-Abies religiosa* presenta contenidos de carbono bajos con tan sólo 13 tC/ha.

La comunidad vegetal de *Pinus hartwegii* (1,014 ha) presenta un almacén total de carbono de 44,564 tC y un promedio de 44 tC/ha. La asociación de *Pinus hartwegii-Festuca toluensis* presenta un contenido

de carbono de 58.5 tC/ha, mientras que el contenido de carbono de la asociación *Pinus hartwegii-Muhlenbergia quadridentata* es de 62.17 tC/ha. Una tercera asociación con codominancia en el estrato herbáceo con las especies *Muhlenbergia quadridentata* y *Festuca toluensis*, un contenido de carbono de 20.84 tC/ha (figura 4).

Herencia cultural. La zona es y ha sido importante en términos religiosos desde la época prehispánica; prueba de ello es que se han encontrado vestigios arqueológicos en algunas porciones de la cuenca. Después de la Conquista española, se le otorgan a la comunidad Magdalena Atlitic títulos de propiedad nombrándola dueña de los bosques de la CRM. Sin embargo, para los siglos siguientes se establecen las grandes haciendas y comienza la opresión a los indios, y no es sino hasta 1975 cuando se les restituyen los bienes comunales. Actualmente es reducido el arraigo a la tierra lo que trae como consecuencia que sean pocas las personas que trabajan el bosque y en su mayoría están encaminadas a cuestiones turísticas (figura 5).

FIGURA 4. ESTIMACIONES DE LA PROVISIÓN DE AGUA Y ALMACENES DE CARBONO POR COMUNIDAD VEGETAL EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F.

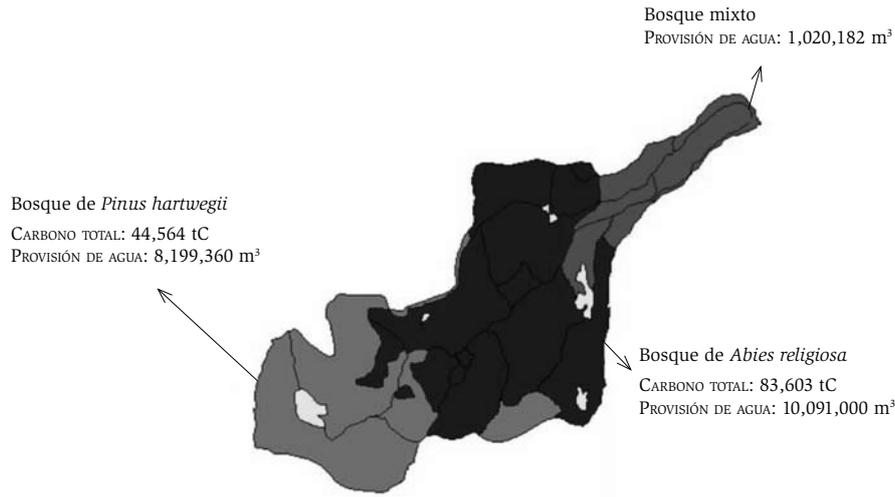
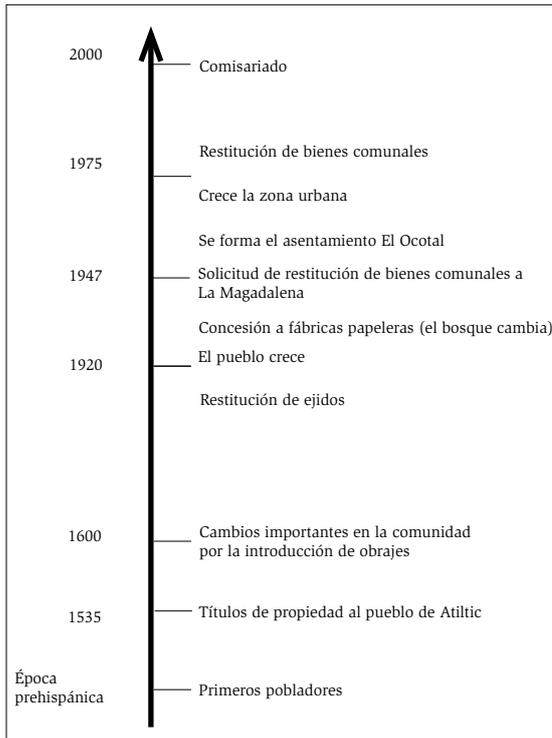


FIGURA 5. HERENCIA CULTURAL DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F., DESDE LA ÉPOCA PREHISPÁNICA HASTA EL SIGLO XX



PERCEPCIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y BENEFICIARIOS

Los beneficiarios de la provisión de agua de la CRM son los comerciantes con puestos de comida que la utilizan directamente para los servicios de vivienda, estanques de engorda de trucha y para actividades propias del negocio como sanitarios, lavar trastes y cocinar (actualmente existen aproximadamente 24 establecimientos dentro de la zona). Por otro lado, los habitantes de San Bernabé y San Jerónimo Lídice reciben aproximadamente 180,000 litros de agua filtrada por la planta potabilizadora. Esta planta utiliza la tercera parte del cauce y deja que el resto del agua se contamine y desperdicie hasta llegar a la presa Anzaldo.

El servicio ecosistémico de purificación de aire a través del almacenamiento de carbono se consume tanto fuera como dentro de la cuenca. Aunque difícilmente se pueden estimar las proporciones de su consumo y las zonas en las que se está regulando, se podría inferir que son los habitantes del sur del D.F., los directamente beneficiados.

Por la importancia cultural del área y la gran afluencia de visitantes, los principales beneficiarios del servicio ecosistémico de herencia cultural son los comuneros, ya que ellos tienen una historia de más de 500 años ligada al bosque y al río. Por otro lado, también se ven beneficiados los visitantes de la CRM que practican actividades deportivas y recreativas.

IMPULSORES DEL CAMBIO

Los impulsores del cambio directo más importantes identificados para la zona son:

Crecimiento de la mancha urbana. A partir de la década de 1970 se dio un crecimiento exponencial de la población en la delegación Magdalena Contreras, diez veces más que en el resto de la entidad, y las viviendas se asentaron principalmente en parcelas de cultivo colindantes a las zonas boscosas. Un ejemplo de esto es la formación del asentamiento Sayula-Ocotlal que fue regularizado en el 2006 con 12,000 habitantes.

Tala clandestina. Según los mismos comuneros, la tala clandestina se da principalmente hacia los límites comunales que coinciden en su mayoría con los de la cuenca. En los levantamientos realizados en el bosque de *Abies religiosa*, se han encontrado alrededor de 114 tocones y 100 individuos muertos en pie (Nava, 2006).

Turismo no controlado. No existen restricciones en cuanto al número de personas que ingresan desde la parte baja hasta la parte media de la cuenca, que es la zona más visitada. Así también, no hay suficiente vigilancia y control sobre las actividades que los visitantes realizan y las áreas a las que pueden ingresar.

Contaminación del río. En la parte alta de la cuenca el agua es de buena calidad. Sin embargo, cuando llega a la zona urbana, disminuye su calidad por un aumento en las comunidades bacterianas debido al aporte de desagües domésticos de la zona (Bojorge-García 2002: 62).

Prácticas agro-pastoriles. La agricultura se da en baja proporción y de forma artesanal, principalmente en la parte baja de la cuenca; la ganadería se desarrolla esencialmente en la zona media y alta de forma desordenada. Se calcula que pastorean aproximadamente 150 cabezas de ganado vacuno, propiedad de comunidades vecinas.

Incendios forestales. A pesar de que la zona no presenta un alto índice de incendios, se han registrado 157 incendios forestales en el periodo de 1995-2004, siendo el de 1998 el de mayor incidencia. La frecuencia se centró en los meses de enero a mayo, extendiéndose ocasionalmente hasta los primeros días de junio. Proporcionalmente la comunidad de *Quercus* es en donde ocurre el mayor número de incendios, probablemente porque es la más expuesta a la influencia humana (Flores, 2006).

Por su parte, los impulsores de cambio indirectos son:

Situación legal. La zona de estudio presenta una contradicción legal. Cuenta con un acuerdo de 1932 que corresponde con la declaratoria de Zona Protectora Forestal los Bosques de la Cañada de Contreras, en donde se establece una superficie de 3,100 ha. En 1947 mediante un decreto presidencial, declara Zona de Protección Forestal del río Magdalena a una faja de 12 kilómetros de longitud desde el nacimiento del río hasta aguas abajo en la parte urbana, cubriendo 500 metros a cada lado del cauce (1,200 ha). Finalmente, el Programa General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal, publicado oficialmente en el año 2000, contradice el acuerdo y el decreto mencionados ya que establece como área natural protegida una superficie de 215 ha con categoría de Zona Protectora Forestal, la cual abarca desde el cuarto dinamo hasta el inicio de la mancha urbana. Además de los diferentes estatus, el área natural protegida del río Magdalena presenta un traslape importante con una presunta propiedad privada, el predio La Cañada de 111.8 ha. A raíz de

esta indefinición legal ha resultado muy confusa la administración y regulación de la zona.

Conflictos entre los propios miembros de la comunidad Magdalena Atlitic. Esta comunidad se caracteriza por la falta de organización y poca participación en las asambleas (de 1779 comuneros censados, asisten aproximadamente 300), desconfianza hacia sus propias autoridades y grupos con conflictos de intereses. Estas características dificultan la formación de acuerdos para el manejo del bosque.

Litigios con los pueblos vecinos. Existen dos litigios importantes en la cuenca: hacia el sur entre Magdalena Atlitic y San Nicolás Totolapan, y en la parte alta, lo que corresponde casi en su totalidad al bosque de *Pinus hartwegii*, entre Magdalena Atlitic y San Mateo Tlaltenango. Esto ha dificultado la restauración de zonas del bosque que se encuentran quemadas.

ELABORACIÓN DE PROPUESTAS DE MANEJO

La cuenca del río Magdalena se encuentra dentro de una de las ciudades más grandes del mundo, característica que la hace muy vulnerable pero que a su vez la convierte en una zona fundamental por los servicios ecosistémicos de provisión, regulación y culturales que provee a los habitantes del Distrito Federal.

A partir de este primer análisis se concluye que la CRM provee agua a una porción considerable de la delegación Magdalena Contreras, sus bosques almacenan un promedio de 50 toneladas de carbono por hectárea y sus pobladores han estado ligados al bosque desde la época prehispánica. Estos resultados dan elementos para, junto con otros, proponer acciones a los tomadores de decisiones encaminadas al mantenimiento de los servicios de los ecosistemas. Estas deberían basarse en acciones particulares para cada porción de la cuenca (alta, media y baja), de acuerdo con particularidades topográficas, de suelo, vegetación y problemática de uso.

Se recomienda, para la parte alta de la cuenca, un programa de restauración ecológica que incluya la reforestación con *Pinus hartwegii*, así como tomar medidas para controlar el paso del ganado y cuidar la calidad del agua.

Para la parte media donde se encuentra el bosque de *Abies religiosa* se debe promover la regeneración natural, manteniendo en un 50% el sotobosque. En vista de que ésta es la comunidad que capta más agua y la de mayor peligro a deslaves, es necesario establecer acciones que permitan la retención del suelo considerando la topografía de la comunidad.

Para la zona baja de la cuenca, es fundamental restaurar la vegetación ribereña a lo largo del cauce del río Magdalena, con la finalidad de restablecer la calidad del agua, así como también recuperar elementos del bosque mesófilo de montaña. También es muy importante conservar los servicios culturales, ya que es la zona donde tanto visitantes como comuneros se ven beneficiados. Para ello es necesario elaborar una estrategia de educación ambiental dirigida principalmente a los comuneros de la Magdalena Atlitic, pero sin olvidar a todos los actores involucrados en la cuenca.

CONSIDERACIONES FINALES

Este trabajo de carácter exploratorio, mostró la riqueza de información que puede generarse al evaluar los procesos que ocurren a escala de cuenca, en términos de los servicios que sus ecosistemas proveen a usuarios y beneficiarios específicos.

La concepción de servicios ecosistémicos es un área de la ciencia de reciente formación, por lo que es necesario generar metodologías para reconocer, cuantificar y hasta jerarquizar (si es posible) los servicios que brindan cuencas completas, como la del río Magdalena. Para continuar con el estudio es fundamental conocer las relaciones entre servicios y los procesos ecosistémicos que los regulan, conocer

la percepción de los actores, modelar escenarios de pérdida de servicios y la población potencial afectada, aunado a un estudio de valoración económica. Solo así se podrán generar propuestas sólidas de manejo que conserven y restauren los ecosistemas sin olvidar que el objetivo principal debe ser el bienestar humano.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen a los revisores anónimos las sugerencias para mejorar el trabajo y a Verónica Aguilar por la elaboración de la cartografía. Este proyecto fue financiado por el Macroproyecto Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano, Universidad Nacional Autónoma de México SDEI-PTID-02.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, S. 2001. Las tierras comunales de la Magdalena Contreras. Tesis de licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México. 188 pp.
- Álvarez, K. 2000. Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el Bosque de Los dinamos, Área de Conservación Ecológica de la Delegación Magdalena Contreras. Tesis de licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México. 127 pp.
- Ávila-Akerberg, V. 2004. Autenticidad de los bosques en la cuenca alta del río Magdalena. Diagnóstico hacia la restauración ecológica. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ávila-Akerberg, V., B. González-Hidalgo, M. Nava-López y L. Almeida-Leñero. En prensa. Refugio de fitodiversidad en la Ciudad de México, el caso de la cuenca del río Magdalena. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas*.
- Bojorge-García, M. 2002. Ecología de comunidades algales en una localidad del río la Magdalena, D.F. Tesis de licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

- Flores, A. 2006. Frecuencia de incendios forestales, su relación con la precipitación y la riqueza de especies vegetales, en la cuenca del río Magdalena, D.F., México. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Cuarta edición. Editorial Larrios, México. 217 pp.
- González, A. 2005. *La Magdalena Atlitlic, Un pueblo de fe, arte y cultura*. Mayordomía Magdalena Atlitlic. Centro de estudios Antropológicos, Científicos, Artísticos, Tradicionales y Lingüísticos Ce-Acatl, A.C., México. 80 pp.
- Hernández, T. y L de Bauer. 1989. *La supervivencia vegetal ante la contaminación atmosférica*. Centro de Fitopatología. Colegio de Postgraduados, México. 79 pp.
- Hoffmann, R. 1996. Problemas y perspectivas de la valoración de recursos y procesos naturales: análisis de costo-beneficio en áreas rurales del "Tercer Mundo". *Economía Informa* 253:29-44.
- Jujnovsky-Orlandini, J. 2006. Servicios ecosistémicos relacionados con el recurso agua en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2003. Ecosystems and human well-being, Capítulo 2: Ecosystem and their services. Millennium Ecosystem Assessment.
- Millennium Ecosystem Assessment (M.A). 2005. *Ecosystems and human well-being*. Capítulo 3: Drivers of ecosystem change, summary chapter. Millennium Ecosystem Assessment, Island Press.
- Nava, M. 2003. Los bosques de la cuenca alta del río Magdalena, D.F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad. Tesis de licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- . 2006. Carbono almacenado como servicio ecosistémico y criterios de restauración, en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Ontiveros A. 1980. Análisis físico y algunos aspectos socioeconómicos de la cuenca del río Magdalena. Tesis

licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM. México.

Rozzi, R., R. Primack, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. 2001. ¿Qué es la biología de la conservación? En: R. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. *Fundamentos de Conservación Biológica*.

Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México. Pp. 45-58.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004 a. *Natural capital and Ecological Restoration*. An occasional paper of the SER. Science and Policy Working Group. 15 pp.



Fotos: <http://www.flickr.com>.

Problemas en el estudio y manejo de pesquerías tropicales

LEANDRO CASTELLO¹, JORGE P. CASTELLO² Y CHARLES A. S. HALL¹

1 College of Environmental Science and Forestry, State University of New York, Syracuse, NY, EE.UU.

2 Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Depto. de Oceanografía, Rio Grande, RS, Brasil

Resumen. Las características esenciales de las pesquerías tropicales y las causas de su degradación no son consideradas en las formas tradicionales de evaluación y manejo. La conservación de las pesquerías tropicales requiere que ellas sean entendidas de forma adecuada y que sean desarrolladas formas alternativas de manejo que incluyan aspectos biológicos, sociales y económicos.

Summary. *Many important characteristics of tropical fisheries, as well as the causes of their degradation, are not considered by conventional approaches to fisheries assessment and management. Conserving tropical fisheries requires improved understanding and alternative management approaches that consider not only their biological but also social and economic aspects.*

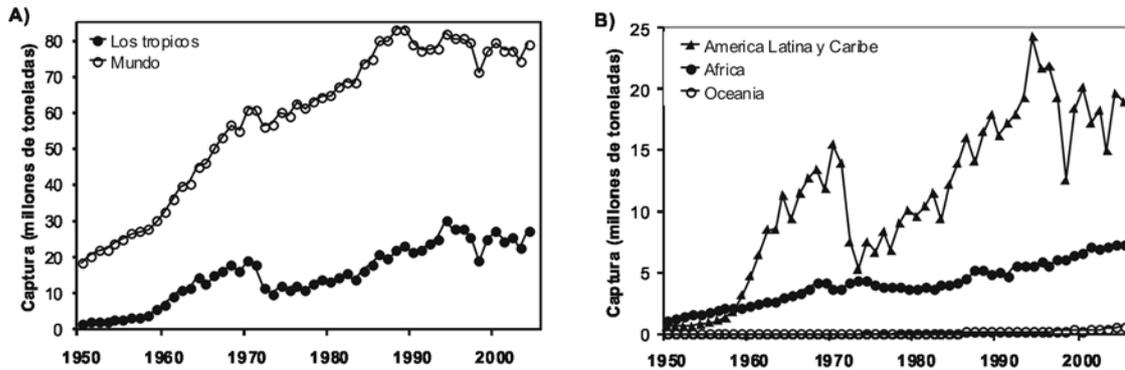


LA NECESIDAD DE ENTENDER LAS PESQUERÍAS TROPICALES

Las pesquerías están siendo progresivamente sobrexplotadas en todo el mundo. Las capturas mundiales han disminuido de un máximo de 80-85 millones de toneladas al final de los años 80, a una tasa de 300 mil toneladas anuales (figura 1; Watson y Pauly

2001). Más del 75% de los estoques pesqueros en el mundo para los cuales existe información son reportados como totalmente explotados o sobrexplotados (incluyendo los mermados o en recuperación; FAO 2007:33).

FIGURA 1. CAPTURA DESEMBARCADA EN EL MUNDO Y EN LOS TRÓPICOS (A) Y EN TRES REGIONES IMPORTANTES DE LOS TRÓPICOS (B)



Nota: los datos de FAO (2000) excluyen a China debido a la incertidumbre en sus estadísticas. Los datos para los trópicos dejan de lado a los países no tropicales de las siguientes regiones: de América Latina y Caribe fueron excluidos Argentina, Chile, Uruguay e Islas Malvinas y Georgias del Sur; de África no se contabilizaron Argelia, Egipto, Libia, Marruecos, Túnez y África del Sur; de Oceanía fueron excluidos Australia y Nueva Zelanda. Las estadísticas de captura en las regiones tropicales suelen ser subestimadas por deficiencias en los sistemas de colecta de datos (véase el análisis siguiente texto; Mahon 1997). Las caídas y fluctuaciones para los datos del mundo, los trópicos, América Latina y el Caribe reflejan el colapso de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) en 1971 y su recuperación parcial en los años siguientes.

La situación es crítica en los países tropicales donde las capturas suelen ser vulnerables a seguir la tendencia mundial (figura 1), ya que la capacidad científica y gubernamental para orientar y manejar las pesquerías tropicales tiende a ser considerablemente menos desarrollada que en Europa y América del Norte (Pauly *et al.* 1989; Johanes 1998; Barret *et al.* 2001). Además de eso, el enfoque dominante para el manejo pesquero no considera varias de las características esenciales de las pesquerías tropicales, como por ejemplo la predominancia de estoques de pequeña escala (Mahon 1997). Estos y muchos otros problemas típicos de las pesquerías tropicales han recibido muy poca atención. Pauly (1990) examinó los problemas creados por el crecimiento demográfico en el manejo pesquero. Johannes (1998) abordó las dificultades encontradas en evaluar las pesquerías tropicales al seguir el enfoque tradicional. Mahon (1997) analizó las necesidades de manejo pesquero en los países tropicales en vías de desarrollo. Sin embargo, no se ha realizado hasta ahora una evaluación integrada de estos y muchos otros tópicos en relación a la sostenibilidad de las pesquerías tropicales.

Entender la sostenibilidad de las pesquerías tropicales es extremadamente importante porque ellas

brindan servicios de ecosistema indispensables a los usuarios que las explotan. El más importante de ellos es la oferta de alimento. Las pesquerías tropicales en los países incluidos en la figura 1 (América Latina y Caribe, África y Oceanía) capturaron 27 millones de toneladas anuales de pescado en el 2004, lo que representa cerca de un tercio de la producción mundial de pescado capturado (FAO 2000). Una parcela significativa de este pescado fue consumido de forma directa e indirecta por las poblaciones humanas.

Este artículo presenta una contribución para el entendimiento de los diferentes problemas que afectan las pesquerías tropicales. Evaluamos el grado con que el enfoque dominante del manejo pesquero trata las principales características de las pesquerías tropicales. Nuestro método está basado en una revisión de la literatura pertinente. Primero, pasamos revista el enfoque dominante tradicional del manejo pesquero; luego destacamos cuatro características principales de las pesquerías tropicales que las diferencian de todas las otras; y, finalmente, analizamos las principales causas de la sobrepesca en los trópicos. Nuestro análisis muestra que las principales características y causas de la sobrepesca de las pesquerías tropicales no son abordadas por el enfoque dominante y tradicional de manejo.

EL ENFOQUE DOMINANTE DEL MANEJO PESQUERO

El enfoque dominante del manejo pesquero fue inventado en Europa y América del Norte y posteriormente difundido al resto del mundo. Un evento importante en el desarrollo de la ciencia pesquera fue la oportunidad de comprobar que la pesca disminuye la abundancia de los estoques, lo que pasó en la Primera y Segunda Guerra Mundial (Baranov 1927). Esto dio origen a modelos matemáticos de poblaciones monoespecíficas (Schaefer 1954), que integraron la mortalidad por pesca (F), el esfuerzo de pesca (f) y el coeficiente de capturabilidad (q) (supuesto como constante) a través de la relación $F = qf$. Así, cuando f es óptimo, los modelos pronostican que F producirá la ‘captura máxima sustentable’ (CMS), un concepto que dominó el escenario del manejo pesquero por muchas décadas (Larkin 1977). Los desarrollos posteriores permitieron un rápido aumento en la comprensión de la dinámica de las poblaciones explotadas que pasaron a ser estudiadas (aunque no siempre entendidas) y modeladas (por ejemplo, Hilborn y Walters 1992). Se puede decir que la *biología* pesquera pasó a ser la *ciencia* pesquera.

El atractivo concepto de CMS llevó rápidamente a que los gobiernos de Europa y de América del Norte establecieran sistemas de manejo destinados al control del esfuerzo, o sea, los pescadores. Los mares templados y de altas latitudes se caracterizan por presentar poblaciones de peces grandes y abundantes cuya explotación proporciona grandes retornos financieros (Mahon 1997). Por lo tanto, para los gobiernos de Europa y de América del Norte era rentable invertir en investigación para determinar reglas de manejo y ponerlas en práctica. Así, los gobiernos de esos países se aseguraron de que los biólogos fuesen bien entrenados, las agencias reguladoras bien equipadas, y que los pescadores utilizaran las tecnologías más avanzadas (Caddy 1999). Los sistemas de manejo que fueron creados requerían tres condiciones básicas para que

tuvieran un mínimo de eficiencia (Pauly *et al.* 1989): i) un número suficiente de científicos y técnicos para realizar la tarea de analizar, interpretar y comunicar a los usuarios datos, información biológica, y estadísticas adecuadas; ii) reglas de manejo que se apoyen en medidas como las cuotas de captura, tamaños mínimos, épocas de veda, y reservas con prohibición total o parcial de la pesca; y iii), agencias del gobierno que tienen el personal y los recursos necesarios para aplicar efectivamente las reglas de manejo.

En los años 60, las pesquerías industriales expandieron mucho sus capturas (figura 1). Antes de esas fechas las capturas se concentraban en Europa y América del Norte para después alcanzar los trópicos y el hemisferio sur. Así, los administradores y políticos empezaron a pensar que aumentar el número de barcos en la pesquería automáticamente proporcionaría mayores capturas (Pauly *et al.* 2002). De hecho, algunas agencias internacionales, como el Banco Mundial, apoyaron el desarrollo pesquero con los créditos necesarios. En los años 70 y 80, los países con litoral marino se hicieron responsables primero de sus mares territoriales y después de sus zonas económicas exclusivas. La Convención de la Ley del Mar convirtió la CMS en el objetivo principal del manejo pesquero. Sin embargo, en estos años no existía un enfoque de manejo pesquero que no fuera el usado en Europa y América del Norte; por lo que dicha perspectiva fue implementada en casi todos los países del mundo.

CARACTERÍSTICAS IMPORTANTES DE LAS PESQUERÍAS TROPICALES

Las pesquerías tropicales tienen cuatro características principales que las diferencian de todas las otras en el mundo. La primera es que la gran mayoría de los países tropicales son también naciones en “vías de desarrollo”. La segunda es que en tanto tales tienen poblaciones humanas con altas tasas de crecimiento

y, siguiendo esa tendencia, tienen el mayor número de pescadores, especialmente en Asia donde viven 4/5 de los pescadores del mundo (FAO 2007: 23). Las poblaciones en aumento generalmente demandan más gastos en infraestructura y servicios (salud, educación, vivienda, etc.), lo que deja menos recursos para invertirlos en el manejo de recursos naturales, desarrollos tecnológicos, etc. (Sachs 2005: 65). La tercera característica es que en regiones tropicales y sub-tropicales la diversidad de especies es alta pero sus amplitudes geográficas son menores (Stevens 1989). Así, aunque estas regiones poseen un mayor número de estoques de peces, la población de cada estoque es más pequeña. Reflejando esta disposición natural, las pesquerías son predominantemente de pequeña escala, en contraposición a las de gran escala de Europa y Norte América (Mahon 1997). Los estoques de pequeña escala son responsables de cerca de la mitad de la producción mundial de pescado capturado, y tienen una dependencia socioeconómica muy grande, pues proporcionan trabajo a la gran mayoría de los 51 millones de pescadores del mundo (Berkes *et al.* 2001: 223). En los países menos desarrollados de África y Asia, el pescado representa más de la mitad de la proteína animal ingerida por la poblaciones humanas.

La cuarta característica es que las pesquerías tropicales son explotadas como base del desarrollo nacional a través del comercio internacional. Esta práctica, en los países en vías de desarrollo, es el resultado de la presión ejercida por las agencias internacionales de crédito que incentivan la institucionalización del “mercado abierto” (Thorpe *et al.* 2005). De esa forma, muchos de los países tropicales han incrementado sus capturas en las últimas décadas (figura 1), vendiendo licencias y permisos de pesca a los países desarrollados, y aumentando el número y poder de pesca de sus embarcaciones (Atta-Mills *et al.* 2004). Como resultado, en 2004, cerca de 53 millones de toneladas de pescado se comercializaron

internacionalmente y la mayor parte fue consumida en países desarrollados, generando una renta neta de 20 billones de dólares (FAO 2007: 41). Actualmente, los países desarrollados disfrutan de una oferta anual per cápita de pescado de 29.7 kg, y los países en vías de desarrollo de solamente 15.5 kg (FAO 2007: 36).

CAUSAS ESPECIALES DE LA SOBREPESCA EN LAS PESQUERÍAS TROPICALES

Existen muchas causas de sobrepesca en el mundo, algunas de las cuales incluyen fuerzas económicas, como la sobre capitalización de la flota pesquera y el régimen de libre acceso a los recursos acuáticos (Pauly *et al.* 2002; Costanza *et al.* 1998). Otras se vinculan a la falta de recursos humanos y financieros de las agencias de manejo pesquero, así como la falta de claridad sobre la necesidad de conservar las pesquerías (Pauly y Maclean 2003). Las pesquerías han causado mucho daño a los ecosistemas, lo que en términos de investigación se explica por el enfoque casi exclusivamente direccionado a las especies explotadas con poca o ninguna atención al ecosistema (Pikich *et al.* 2004).

Entretanto, las causas de sobrepesca que son exclusivas de las pesquerías tropicales han sido muy poco estudiadas. En el área económica hay dos causas principales: el crecimiento poblacional humano y las políticas neoliberales. La sobrepesca “malthusiana” es típica del mundo tropical (Pauly 1990). El aumento demográfico en países tropicales genera desempleo entre los jóvenes que, con frecuencia, se convierten en pescadores. De esa forma, los niveles de explotación que ya son suficientemente altos, aumentan todavía más, causando el agotamiento de los recursos pesqueros en las regiones costeras y estuarinas (Pauly 2005).

Las políticas neoliberales incentivan el comercio internacional de pescado que describimos arriba (Sharp y Hall 2007), y han sido implementadas en casi todos los países en desarrollo del mundo, a veces

espontáneamente, otras de manera forzosa (Stiglitz 2000). Esencialmente, las políticas neoliberales determinan que la mejor estrategia para el desarrollo económico de un país es generar intercambio comercial usando productos primarios para los cuales tiene ventaja en comparación con otras naciones. De esa forma, dichas políticas tienden a promover la explotación de las pesquerías y a dismantelar las agencias de manejo pesquero (Kessler y Dorp 1998). Muchas veces los gobiernos han aumentado las cuotas de captura, a veces en oposición a las recomendaciones de los científicos (Sanchez 2003: 114). Por lo tanto, las políticas neoliberales han sido mayormente las responsables de la explotación descontrolada de los recursos pesqueros y, en algunos casos, también de su sobreexplotación (Schurman 1996). Por ejemplo, la adopción de políticas neoliberales en Chile en 1973 (Schurman 1996) fue seguida por un aumento de seis veces en la captura de la sardina (*Sardinops sagax*) que pasó de 500 mil a 3 millones de toneladas en 1993, para después sufrir una reducción a 500 mil toneladas en 1995. Con un escaso presupuesto, recursos humanos limitados y virtualmente sin flota para controlar las operaciones, la agencia gubernamental chilena fue incapaz de asegurar niveles de capturas sostenibles (Schurman 1996).

En términos de sistemas de manejo, hay dos causas de sobrepesca en países tropicales. Un problema es que los sistemas de manejo son en general altamente subdesarrollados (World Commission on Environment and Development 1987), porque hay pocos recursos financieros, abundan otras prioridades (Oliveira 2002), y existen pocos profesionales entrenados (Pauly 1997). Como resultado, hay poco conocimiento sobre las pesquerías y los procesos ecológicos relacionados con ellas y las reglamentaciones tienden a ser poco efectivas por defectos en su diseño o poca fiscalización (Pauly *et al.* 1989). Por ejemplo, agencias pesqueras del gobierno filipino no pudieron evitar la sobreexplotación, pérdida de rentabilidad y emigración de

pescadores de la Bahía de San Miguel en 1981, un importante caladero regional (Pomeroy y Pido 1995). A pesar de todos los esfuerzos que se han realizado para establecer un sistema de comanejo, una década después la situación la pesquería en San Miguel no ha experimentado un progreso significativo debido principalmente a la falta de recursos gubernamentales (Pomeroy y Pido 1995).

La marginalización de las pesquerías a pequeña escala es otro problema muy importante de los métodos de manejo de ecosistemas tropicales. Los gobiernos en países tropicales y subtropicales no implementaron sistemas para monitorear y manejar muchas pesquerías de pequeña escala por los bajos ingresos monetarios que generan (Mahon 1997), el origen étnico de los pescadores, y el frecuente hecho de que esos pescadores viven en lugares aislados o con pocas vías de comunicación y lejos de los centros sociales y administrativos (Pauly 1997). No es de sorprender entonces que históricamente esas comunidades se encuentren en mayor desventaja, sin acceso a la educación, la salud y a la infraestructura básica, ya que han sido atrapadas en un círculo vicioso de pobreza, aislamiento y marginalización. Las pesquerías de Benín, Costa de Marfil, Malawi, Mozambique, Zambia y Zimbabwe proporcionan un claro ejemplo de los problemas que enfrentan las pesquerías a pequeña escala que se caracterizan por una seria falta de información y sobreexplotación de los recursos. Cualquier esfuerzo en el sentido de establecer un proceso de comanejo para esas pesquerías tiene que enfrentar, entre otras, la falta de poder de las instituciones de pesca (Sverdrup-Jensen y Nielsen 1999).

En términos de investigación, el enfoque tradicional de investigación centrado en recursos monoespecíficos y estoques de gran escala es inadecuado para evaluar las pequeñas pesquerías multiespecíficas prevalecientes en los trópicos (Pauly 1979; Mahon 1997). Aun habiendo métodos adecuados, la carencia de recursos humanos y financieros necesarios

vuelve muy difícil la tarea de evaluar las pesquerías tropicales, principalmente debido al gran número de estoques pesqueros (Johannes 1998).

DISCUSIÓN

Nuestra revisión ha mostrado que el enfoque dominante es inadecuado para promover la sostenibilidad de las pesquerías tropicales las cuales son marcadamente diferentes en términos biológicos, sociales, y económicos de aquéllas de aguas templadas para las cuales fueron desarrolladas las técnicas tradicionales de manejo. Consecuentemente, las pesquerías tropicales son afectadas por una serie de factores específicos de las regiones de baja latitud que no son tomados en cuenta por el enfoque dominante.

Sin embargo, es necesario reconocer que actualmente la ciencia pesquera está abordando algunas de las causas de la sobrepesca. Es posible que en el futuro inmediato se consoliden tres nuevos avances. El principio precautorio determina que cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la ausencia de información o certeza científica no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces, en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente. La precaución está siendo puesta en práctica en gran parte a través de la implementación de las áreas protegidas (Pikitch *et al.* 2004). La participación en el proceso de gestión es otro avance en el manejo pesquero. Actualmente son evidentes las ventajas de una concientización total de los actores, y su participación contribuye a afirmar la credibilidad de las normas que identifican y asignan correctamente las diferentes responsabilidades (Costanza *et al.* 1998). Esta participación se implementa de diferentes maneras, como es el caso de sistemas de manejo con poder descentralizado, asignación de cuotas de captura (a grupos o individuos), y concesión de derechos de propiedad o de uso territorial (e.g. Castilla y Defeo 2005). Otro

avance en el manejo pesquero es la consideración del ecosistema, lo que redirecciona las prioridades del manejo del recurso mono-específico para todo el ecosistema (Pikitch *et al.* 2004). Para ello, se requiere el auxilio de complejos modelos de cadena trófica y, lógicamente, son mucho más aptos que los modelos simples monoespecíficos para orientar el proceso de toma de decisiones. Pero ¿qué tan suficientes son estos tres avances para combatir las causas de la sobrepesca tropical? Parece obvio que ellos pueden contribuir de muchas maneras a un manejo más efectivo de las pesquerías en el mundo y en los trópicos, pero estos avances no contemplan la mayoría de las causas de sobrepesca que revisamos antes.

Existen cinco causas críticas para la sobrepesca en los trópicos que permanecen virtualmente olvidadas por la ciencia y manejo pesquero tradicional. Sólo una de ellas (la falta de métodos apropiados para evaluar pesquerías multiespecíficas a pequeña escala) pertenece al ámbito ecológico de las pesquerías. Las otras cuatro (crecimiento poblacional, políticas neoliberales, subdesarrollo de las agencias de manejo y marginalización de las pesquerías a pequeña escala, aunque esta última es parcialmente considerada en el proceso de manejo participativo), pertenecen al dominio social y económico, y no son tomadas en cuenta por el enfoque tradicional de estudios pesqueros.

Nosotros creemos que esta falta de atención a las causas de la sobrepesca en los trópicos obedece a dos problemas. Uno es histórico y reconoce su origen en el abordaje clásico que tiende a separar el dominio natural del social. Por ejemplo, Pitcher y Hart (1982) sostienen que “existen dos niveles de complejidad...el primero sólo incluye la cuestión biológica, el segundo considera las cuestiones sociales y económicas”. Esta noción centrada en el recurso ha sido problemática porque ha separado las dimensiones sociales y económicas de las pesquerías que, en el presente, incluyen a la mayoría de las causas de la sobrepesca tropical.

El otro problema tiene que ver con el enfoque seguido para las pesquerías de Europa y América del Norte, que son marcadamente diferentes a las de los trópicos. Como ya mencionamos, el foco de la mayor parte de los métodos de evaluación centrado en las grandes pesquerías monoespecíficas de escala industrial es inadecuado para los estoques multiespecíficos de las regiones tropicales, pero hasta el presente se han llevado a cabo pocos intentos han sido realizados para desarrollar métodos de evaluación de estoques multiespecíficos (Mahon 1997; Johannes 1998). Además de esto, aún si hubiesen métodos de estudio adecuados para pesquerías multiespecíficas a pequeña escala, todavía resta el problema de que los países tropicales ejercen poco control sobre las pesquerías por falta de recursos y medios necesarios para el manejo. De esa forma, el efecto combinado del rápido aumento demográfico y las políticas neoliberales representan peligrosas amenazas a las pesquerías tropicales. En realidad, si éstas no son estudiadas y manejadas de manera adecuada, es posible que su degradación y su impacto sobre el ecosistema también causen problemas a las sociedades humanas que hoy dependen de los servicios que brindan esos ecosistemas.

HACIA LA CONSERVACIÓN DE LAS PESQUERÍAS TROPICALES

Un pequeño pero creciente número de estudios sobre pesquerías a pequeña escala en países en desarrollo muestra que la ciencia puede promover la conservación. Esta literatura indica que las pesquerías en esos países requieren de métodos de evaluación propios, participación de los pescadores en todas las fases del manejo, colaboración interinstitucional, e incentivos para que los pescadores se comporten de acuerdo con las expectativas de la sociedad (Johannes 1998; 2002; Berkes *et al.* 2001; Castilla y Defeo 2001, 2005; Castello 2004; Orenzans *et al.* 2005; Castello *et al.* aceptado). Con base en esta literatura y nuestro

análisis, tenemos dos sugerencias para mejorar el estudio y el manejo de las pesquerías tropicales. Primero, desarrollar un enfoque que tome en cuenta el contexto específico de cada pesquería. En este sentido, es importante cuestionar la pertinencia y aplicabilidad de métodos desarrollados para recursos de aguas frías y templadas. Las suposiciones básicas que le dan sustento tienen que ser revisadas para verificar su validez en recursos de aguas tropicales. Muchos métodos necesitan ser ajustados a las circunstancias locales para que puedan ser efectivos en los trópicos. Segundo, estudiar los componentes ecológicos, sociales y económicos de las pesquerías tropicales. Estudiar la biología del recurso es importante, pero no es suficiente. El entendimiento de los agentes y factores sociales y económicos que llevan las sociedades humanas a sobreexplotar e inclusive colapsar sus recursos pesqueros es tanto o más importante que los aspectos biológicos por sí solos. La conservación de las pesquerías sólo es posible a través de una comprensión integrada de las relaciones entre los estoques pesqueros y las sociedades que los explotan.

CONCLUSIÓN

Los servicios de ecosistema de las pesquerías tropicales son extremadamente importantes y toman la forma de alimento, empleo y base de la cultura y organización social para millones de personas en las regiones tropicales de todo el mundo. Pero nuestro análisis mostró que muchas de las causas de sobrepesca tropical ya están afectando negativamente la capacidad del las pesquerías brindar estos servicios, y estas causas de sobrepesca no estan siendo estudiadas, mucho menos resueltas. Así, es necesario entender ahora las maneras más adecuadas de estudiar los problemas que afectarían a las pesquerías tropicales si se desea que las poblaciones de estas regiones sigan aprovechando de sus servicios.

En este sentido, ofrecimos dos sugerencias para el estudio y conservación de las pesquerías tropicales y sus servicios.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a P. Balvanera y H. C. Avalos por invitarnos a discutir el estudio de los servicios de los ecosistemas tropicales. C. Franco y tres revisores anónimos ayudaron revisando el texto.

BIBLIOGRAFIA

- Atta-Mills, J., A. Jackie y U. R. Sumaila. 2004. The decline of a regional fishing nation: the case of Ghana and West Africa. *Natural Resources Forum* 28: 13-21.
- Baranov, F. I. 1927. On the question of the biological basis of fisheries. *Izvestiya* 1: 81-128.
- Barrett, C. B., K. Brandon, C. Gibson, C. y H. Gjertsen. 2001. Conserving tropical biodiversity amid weak institutions. *Bioscience* 51: 497-502.
- Berkes, F., R. Mahon, P. McConney, R. C. Pollnac y R. S. Pomeroy. 2001. *Managing Small-Scale Fisheries: Alternative Directions and Methods*. International Development Research Centre, Canadá.
- Caddy, J. F. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9: 1-43.
- Castello, L. 2004. A method to count pirarucu: fishers, assessment, and management. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 379-389.
- Castello, L., J. P. Viana, G. Watkins, M. Pinedo-Vasquez y V. A. Luzadis. Aceptado. On the integration of fishers into management: The pirarucu fishery in Mamirauá, Amazon. *Environmental Management*.
- Castilla, J. C. y O. Defeo. 2005. Paradigm shifts needed for world fisheries. *Science* 309: 1,324-1,325.
- . 2001. Latin American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 1-30.
- Costanza, R., F. Andrade, P. Antunes, M. van den Belt, D. Boersma, D. F. Boesch, F. Catarino, S. Hanna, K. Limburg, B. Low, M. Molitor, G. Pereira, S. Rayner, R. Santos, J. Wilson y Young, M. 1998. Principles for sustainable governance of the oceans. *Science* 281: 198-199.
- FAO. 2000. Fishstat Plus: Universal software for fishery statistical time series. Version 2.3. Capture production 1950-2005. FAO Fisheries Department, Fishery Information, Data and Statistics Unit, Roma, Italia.
- . 2005. *Review of the state of world marine fishery resources*. FAO Fisheries Technical Paper No. 457. FAO, Italia.
- . 2007. *The state of world fisheries and aquaculture 2006*. FAO, Roma, Italia.
- Hilborn R. y C. J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics, and Uncertainty*. Chapman & Hall, EE.UU.
- Johannes, R. E. 2002. The renaissance of community-based marine resource management in oceania. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 317-340.
- . 1998. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore fisheries. *Trends Ecology and Evolution* 13: 243-246.
- Kessler, J. J. y M. Van Dorp. 1998. Structural adjustment and the environment: the need for an analytical methodology. *Ecological Economics* 27: 267-281.
- Khan, A. S., H. Mikkola, y R. Brummett. 2004. Feasibility of fisheries co-management in Africa. *NAGA, World-Fish Center Quarterly* 27: 60-64.
- Larkin, P.A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Transactions of the American Fisheries Society* 106: 1-11.
- Mahon, R. 1997. Does fisheries science serve the needs of managers of small stocks in developing countries? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatics Sciences* 54: 2,207-2,213.
- Oliveira, J. A. P. 2002. Implementing environmental policies in developing countries through decentralization: The case of protected areas in Bahia, Brazil. *World Development* 30: 1,713-1,736.

- Orenzens, J. M., A. M. Parma, J. Gabriel, N. Barahona, M. Montecinos e I. Elias. 2005. What are the key elements for the sustainability of “s-fisheries”? Insights from South America. *Bulletin of Marine Science* 76: 527-556.
- Pauly, D. 1979. *Theory and management of tropical multispecies stocks: A review, with emphasis on the Southeast Asian demersal fisheries*. ICLARM Studies and Reviews 1. International Center for Living Aquatic Resources Management, Filipinas.
- . 1990. On Malthusian overfishing. *NAGA, the ICLARM (International Centre for Living Aquatic Resources Management)* 13:3-4.
- . 1997. Small-scale fisheries in the tropics: marginality, marginalization and some implication for fisheries management. Páginas 40-49. En: E. K. Pikitch, D. D. Huppert y M. P. Sissenwine (eds). *Global trends: Fisheries Management*. American Fisheries Society, EE.UU.
- . 2005. Rebuilding fisheries will add to Asia’s problems. *Nature* 433: 457.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T. J. Pitcher, U. R. Sumaila, C. J. Walters, R. Watson y D. Zeller. 2002. Toward sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695.
- Pauly, D., G. Silvestre e I. R. Smith. 1989. On development, fisheries and dynamite, a brief review of tropical fisheries management. *Natural Resource Modeling* 3: 307-329.
- Pauly, D. y J. Maclean. 2003. *In a perfect ocean: The state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic*. Island Press, Washington. 175 pp.
- Pikitch, E. K., C. Santora, E. A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D. O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, B. Heneman, E. D. Houde, J. Link, P. A. Livingston, M. Mangel, M. K. McAllister, J. Pope y K. J. Sainsbury. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* 305: 346-347.
- Pitcher, T. J. y P. J. B. Hart. 1982. *Fisheries Ecology*. Chapman & Hall, Londres.
- Pomeroy, R. S. y M. D. Pido. 1995. Initiatives towards fisheries co-management in the Philippines: The case of San Miguel Bay. *Marine Policy* 19: 213–226.
- Sachs, J. D. 2005. *The end of poverty: Economic possibilities for our time*. Penguin Books, EE.UU.
- Sanchez, R. 2002. The role of science in an unsteady market-driven fishery: The patagonian case. Páginas 114-116. En: J. G. Field, G. Hempel y C. P. Summerhayes (eds.). *Oceans 2020*. Island Press, EE.UU.
- Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bulletin Inter-American Tropical Tuna Commission* 1: 27-56.
- Schurman, R. A. 1996. Snails, southern hake and sustainability: neo-liberalism and natural resource exports in Chile. *World Development* 24: 1,695–1,709.
- Sharp, G. y C. A. S. Hall. 2007. Neoclassical economics and fisheries. En: G. Leclerc y C. A. S. Hall. *Making international development work: a new role for Science*. University of New Mexico Press, EE.UU. Pp. 100-120.
- Stevens, G. C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *American Naturalist* 33: 240-256.
- Stiglitz, J. E. 2000. Capital Market Liberalization, Economic Growth, and Instability. *World Development* 28: 1,075-1,086.
- Sverdrup-Jensen, S. y J. Nielsen. 1999. *Co-Management in small-scale fisheries—a synthesis of Sothern and West African experiences*. Institute for Fisheries Management and Coastal Community Development, Dinamarca.
- Thorpe, A., C. Reid, R. Van Anrooy y C. Brugere. 2005. When fisheries influence national policy-making: An analysis of the national development strategies of major fish-producing nations in the developing world. *Marine Policy* 29: 211-222.
- Watson, R. y D. Pauly. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414: 534-536.

Foto: Millenium Ecosystem Assessment.

Novedades INE sobre cambio climático



México Tercera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

INE

21 cm x 27 cm 2006

212 páginas a color

Rústica

ISBN: 968-859-811-X

Precio: \$160

Informe nacional sobre los compromisos y resultados de México en materia de mitigación y adaptación al cambio climático.



Más allá del cambio climático Dimensiones psicosociales del cambio ambiental global

J. Urbina y J. Martínez (compiladores)

16 cm x 23 cm 2006

287 páginas

Rústica

ISBN: 968-859-808-X

Precio: \$180

Abordaje multidisciplinario de las actitudes individuales y colectivas vinculadas con el cambio ambiental del planeta.



Inventario nacional de emisiones de gases efecto invernadero

INE

21 cm x 27 cm 2006

258 páginas a color

Rústica

ISBN: 968-859-809-8

Precio: \$320

Complemento estadístico de la Tercera Comunicación de México ante la CNUCC. Elaborado siguiendo los más altos estándares internacionales, es el reporte más amplio preparado a la fecha sobre las fuentes de emisión de los gases que dan lugar a las transformaciones climáticas de nuestro planeta.

Servicios ambientales de una palma endémica: su importancia para la población rural

IRENE AGUILERA-TAYLOR,^{1*} ALEXANDRA CORZO DOMÍNGUEZ,²
GUIMEL MUÑOZ-CASTRO¹ Y LAURA LÓPEZ-HOFFMAN³

1 Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, 98045, México

2 Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán México, 58090.

3 Department of Geosciences, The University of Arizona, Tucson, AZ, 85721, EE.UU.

* Correspondencia: correo-e: ire_at@email.com. Tel. (452) 5230084

Resumen. La palma *Sabal pumos*, de la cuenca del Balsas, en Michoacán, México, es una planta en peligro que proporciona importantes servicios ambientales a los pobladores locales. La palma se encuentra en matrices agrícolas de campos de maíz y pastos para ganado. Durante la estación seca, el bienestar económico de muchas familias depende completamente de la cosecha de su hoja. Análisis de la dinámica poblacional del *S. pumos* predicen una pérdida del 50% en el recurso cosechable en los próximos 15-25 años, acompañada por un decremento proporcional en los ingresos por la cosecha de hoja. Se discuten dos posibles escenarios. El primero, en el cual las condiciones siguen como hasta el presente; y el segundo considerando la posibilidad de un plan de manejo que proteja el bienestar de ambas partes: la gente y la palma. Este estudio demuestra claramente la estrecha dependencia del bienestar de la gente rural sobre los servicios ambientales proporcionados por su medio ambiente local.

Abstract. The palm, *Sabal pumos*, of the lower Balsas basin in Michoacán Mexico, is an endangered plant that provides important environmental services to local people. The palm is in agricultural matrices of maize fields and grass for cattle. During the dry season, the economic well-being of many families depends completely on the leaf-harvesting. Analyses of population dynamics of the *S. pumos* predict a loss of 50% in the harvestable resource in the next 15-25 years, accompanied by a proportional decrement in leaf-harvesting income. Two possible scenes are discussed. First, in which the conditions remains as at the present; and the second considering the possibility of a management plan that protects the well-being of both parts: people and the palm. This study demonstrates clearly the close dependancy of the well-being of rural people on the environmental services provided by its local environment.



INTRODUCCIÓN

El medio ambiente sostiene la vida humana. Los ecosistemas nos proveen del aire que respiramos, el agua que tomamos, los alimentos que nos nutren y las experiencias estéticas que inspiran a nuestras

culturas y llenan nuestras vidas. La sobrevivencia humana siempre ha dependido de los servicios proporcionados por los ecosistemas (Daily 1997). Sin embargo, de acuerdo con el Millenium Ecosystem

Assessment (MA), el impacto acumulado de las actividades humanas ha estresado la capacidad de los ecosistemas del mundo para mantener la vida humana (MA 2003). La dependencia humana de la naturaleza se ve profundamente en las comunidades rurales marginadas donde la gente depende estrechamente de los servicios que provee su medio ambiente (Carpenter et al. 2006; MA 2003). Este estudio analiza la relación entre el bienestar de la gente de una zona rural marginada del centro de México y los servicios ambientales que les provee una palma endémica.

El MA es el estudio más completo sobre la relación entre los ecosistemas y el bienestar humano. El propósito del marco conceptual del MA (2003) es explicar cómo la gente es parte integral de los ecosistemas y resaltar la interacción dinámica que existe entre humanos y ecosistemas. El MA (2003) establece que los cambios en la condición humana (social, económica y cultural) pueden dar lugar a alteraciones en los ecosistemas y en consecuencia afectar el bienestar humano. El MA (2003) identifica dos tipos de factores (drivers) en el cambio del ecosistema: los indirectos (factores socio-económicos como el nivel de la población, la tecnología y el estilo de vida) y los directos (la manipulación directa o el manejo de los ecosistemas). Después de aclarar cuáles son los servicios ambientales y los actores (stakeholders) que se benefician de ellos, el MA (2003) sugiere identificar las intervenciones y estrategias para alterar los servicios ambientales.

El MA (2003) identifica cuatro tipos de servicios ambientales: los de aprovisionamiento, los de regulación, los culturales y los de soporte. Los servicios de aprovisionamiento son bienes materiales que benefician a los seres humanos, tales como agua o comida. El control de sequías, inundaciones y enfermedades son servicios de regulación, mientras que el ciclo de nutrientes y la formación de suelo son ejemplos de servicios de apoyo. Los servicios culturales son aque-

llos aspectos de especies y ecosistemas que proveen a los humanos experiencias recreativas, espirituales o religiosas. Mientras que los servicios de aprovisionamiento son tangibles y fácilmente modificables, los otros servicios no lo son.

Este estudio analiza la importancia de los servicios ambientales de una palma endémica (*Sabal pumos*) para la gente rural del municipio de La Huacana, Michoacán, México.

Se usó el marco teórico del MA (2003) para analizar las siguientes preguntas: 1) ¿Cuáles servicios ecosistémicos proveídos por la palma son reconocidos y valorados por la gente?; 2) ¿cómo afectará al bienestar de la gente la degradación de la población de palma?; 3) ¿qué tipo de intervenciones pueden hacerse para sostener los servicios ambientales que provee la palma?

MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

La palma real, *Sabal pumos*, crecen la depresión del Balsas, particularmente en la región denominada Tierra Caliente, al sur del estado de Michoacán. Se presenta en altitudes que van desde los 350 a los 1,300 metros sobre el nivel del mar. La distribución de esta palma está restringida a un área de 561 km². Su distribución abarca seis municipios, pero la mayor cantidad de palma se visualiza en el municipio de La Huacana, donde se llevó a cabo este estudio. El 50% de la población de esta palma se encuentra en matrices agrícolas y de ganadería. La gente local se dedica principalmente a la agricultura y ganadería (Michoacán 2000). Según las clasificaciones del Consejo Nacional de Población, la zona es de alto grado de marginación económica (CONAPO 2000). Aproximadamente 18% de la gente perciben menos de un salario mínimo (menos de 50 pesos, diarios), un 34% recibe de uno a dos salarios mínimos (de 50 a 100

pesos) y casi 19% percibe entre 2 y 5 salarios mínimos (entre 100 y 250 pesos; INEGI 2000). Las hojas de la palma se cosechan para usos diversos, como techos, sillas, escobas, sombreros y otras artesanías.

MÉTODO DE ENTREVISTAS

Para entender el conocimiento y la percepción de los beneficiarios locales sobre los servicios ambientales de la palma real, se entrevistaron 21 cosechadores de palma y 31 integrantes de la comunidad en general (no cosechadores). La muestra de estos últimos se determinó al azar. La mayoría de las comunidades constan de dos calles; de cada calle se visitó una de cada tres viviendas (e.g. una casa sí, las dos siguientes no). En las comunidades con más de dos calles se visitó una de cada cinco viviendas. La muestra de los no cosechadores se estableció de forma más directa, debido al número reducido de personas dedicado a esta actividad. Por medio de los habitantes de las comunidades, se obtuvieron referencias de las personas que cortaban palma y se procuró entrevistarlas. Se utilizaron técnicas de entrevistas abiertas y semi dirigidas sugeridas por Huntington (2000) para evaluar el conocimiento ambiental de gente local, considerando que este tipo de entrevista nos permitiría un mejor acercamiento con la gente. Los entrevistados tenían entre 18 y 93 años, debido a que a esta edad la mayoría de la gente de las localidades muestreadas dedica parte de su tiempo a actividades de campo. El grupo de cosechadores fueron únicamente hombres, puesto que sólo los varones se dedican a esta actividad y los no cosechadores fueron de ambos sexos. Las entrevistas se realizaron del 15 al 19 de enero de 2007. Todos los entrevistadores (cuatro) estudiaron los antecedentes de la problemática de la palma, además de practicar de antemano la forma de entrevistar aplicando cuestionarios y entrevistas entre ellos y hacia otras personas para evitar sesgos (Trochim 2006).

TIPO DE PREGUNTAS

Las entrevistas fueron diseñadas para indagar sobre el manejo de la palma en la región (e.g. qué utilizan de la palma, cuántas hojas cortan y de cuántas palmas, etc.), los usos destinados a la palma y el valor (económico, social y biológico) que la gente asigna a este recurso. Se hicieron preguntas sobre el interés de las nuevas generaciones en aprender el oficio, su percepción de la situación de la palma en las tierras de cultivo, la necesidad de información sobre la situación del mismo y la inquietud sobre la utilización, transformación y venta de la hoja de palma. Esto permitirá en un futuro cercano hacer un razonamiento más adecuado para un plan de manejo compatible con la vida cotidiana de la población rural.

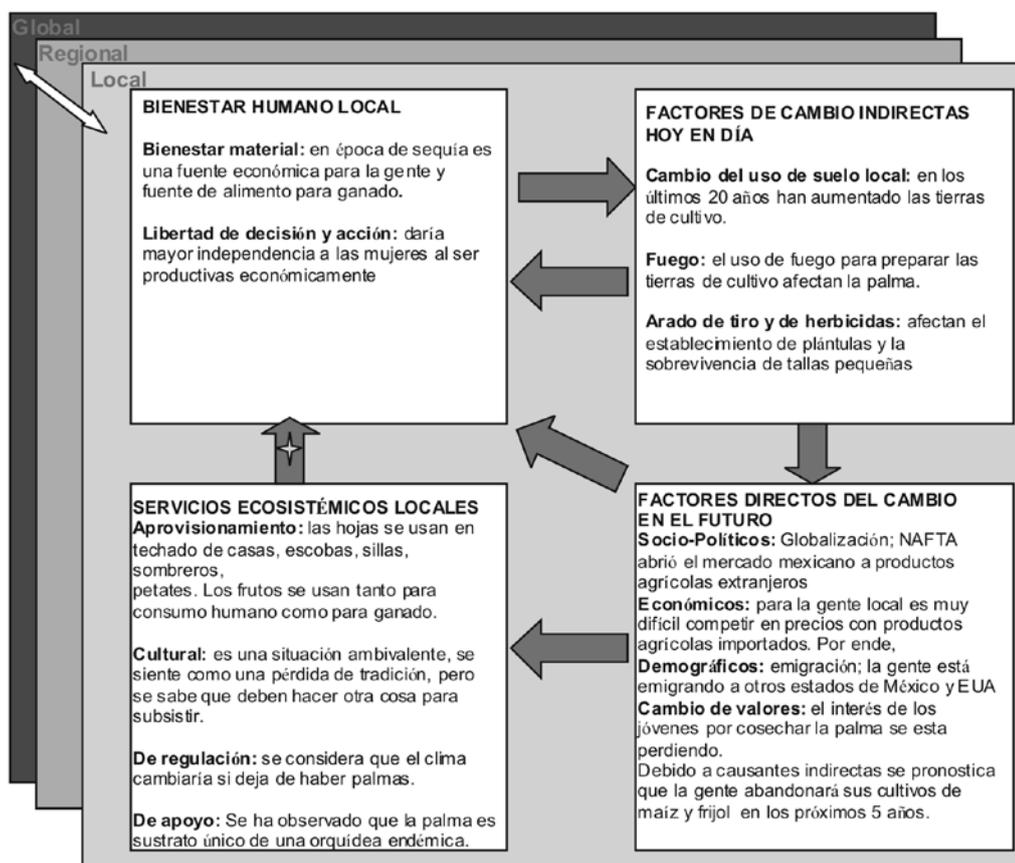
RESULTADOS

SERVICIOS AMBIENTALES LOCALES

La palma real provee todo tipo de servicios ambientales. Los entrevistados expresaron que los servicios de aprovisionamiento más importantes se obtienen de las hojas y los frutos. La hoja es la parte más utilizada de la palma, principalmente para la venta, elaboración de escobas, sombreros, muebles, techos de casas, petates, lazos, como leña, alimento para ganado y la utilización de los troncos como parte importante en la construcción de casas. Asimismo, los frutos son consumidos como fruta de temporada. Algunos ganaderos cortan los frutos de las palmas que se encuentran en la montaña para alimentar a su ganado (vacas, chivos, cerdos) (figura 1).

La gente se expresa en forma ambivalente sobre los servicios culturales de la palma: los adultos mayores consideran una pérdida de tradición que los jóvenes ya no quieran dedicarse a cortar hoja de palma, pero también son conscientes de que deben tener otras activida-

FIGURA 1. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PROVEÍDOS POR LA PALMA REAL, SABAL PUMOS



Fuente: Adaptado de MA 2000.

des para subsistir, ya que el pago por la hoja cosechada es bajo. Como nos lo hizo saber el don Antonio (80 años): “Los jóvenes ya no tienen interés, nomás andan con la música en las camionetas o las drogas...quieren dinero pronto y se van al otro lado.”

Además de los servicios culturales, la gente reconoce los servicios de regulación de la palma y aunque 85% de los entrevistados opina que la palma real es un recurso abundante y aprovechable, consideran que el clima de la región sería más caluroso si deja de haber palmas. En los últimos años la gente ha observado que la falta de agua y el clima más caluroso tienen una estrecha relación con el hecho de que muchas palmas han muerto, por viejas o por que las han cortado.

La palma ofrece un servicio de apoyo a la biodiversidad puesto que representa un sustrato único

para orquídeas endémicas (*Clowesia glaucoglossa* y *Alsobia punctata*) (figuras 2).

BIENESTAR HUMANO LOCAL

En las localidades muestreadas la principal actividad económica es el cultivo de maíz, que se realiza de mayo a noviembre, que es la temporada de lluvias. El 95% de los entrevistados concibe a la palma real como un recurso económico imprescindible ya que en la temporada de sequía, cuando se cosecha la hoja, la palma es su única fuente de ingresos. La gente vende la hoja “cruda” a precios bajos a intermediarios que son de fuera de la zona, quienes procesan las hojas para blanquearlas (hirviendo azufre en un cuarto sellado) y las revenden a artesanos a precios más elevados.

FIGURA 2. EL SERVICIO DE APOYO PROVEÍDO POR LA PALMA CONSISTE EN SER SUSTRATO ÚNICO DE ORQUÍDEAS MICROENDÉMICAS



Las mujeres reconocen el potencial de incrementar su bienestar económico produciendo artesanías con la hoja de palma. Expresaron interés en participar en pláticas y talleres para aprender a hacer artesanías. Esto les daría mayor solvencia al ser productivas económicamente y no tener que depender sólo del sueldo del jefe de casa o las remesas enviadas de los EE.UU. La señora Esther (68 años) dice “yo soy muy curiosa y una vez me enseñaron a hacer trenza y me gustó, pero después ya no la hice porque no había quien la comprara y como no sé hacer sombrero, pues ya no hice.”

Los frutos o pumos, como se les conoce localmente, representan una parte importante del alimento para engorda del ganado, puesto que los animales aumentan de peso y producen más leche. Lo más atractivo de esta práctica, es que a la gente no les representa ningún tipo de inversión el obtener este fruto.

FACTORES DE CAMBIO

Debido a la extrema pobreza de la zona (CONAPO 2000), un factor de cambio indirecto es el hecho de que en los últimos 20 años se aumentó la conversión de bosque a tierras de cultivo. El uso de fuego para preparar las tierras de cultivo, el pastoreo y las técnicas como el arado de tiro y el empleo de herbicidas, también factores directos de cambio que están afectando el establecimiento de plántulas y la sobrevivencia de tallas pequeñas (figura 3). Como relató don Julián (90 años): “En el cultivo cortan las palmas con machete. En veces no respetan y queman los retoños.”

Estudios realizados por los autores han demostrado que la ausencia de tallas pequeñas tiene serias consecuencias en la dinámica poblacional (Aguilera-Taylor en prep.). Se utilizó el índice lambda (λ) que se refiere a la tasa de crecimiento de la población. Un valor de λ menor a 1 sugiere que la población está decreciendo, un valor de λ igual a 1 propone un equilibrio numérico y un valor de λ mayor a 1 sugiere que la población se incrementará (Caswell 2001). Según análisis matriciales, la tasa poblacional en las milpas es $\lambda = 0.935$, mientras que en bosques secundarios $\lambda = 0.986$ (Aguilera-Taylor en prep.). Los modelos sugieren entonces que la población en milpas se extinguirá en 50 años, resultado que es de gran importancia, pues la mayoría de las hojas son cosechadas en milpas. Según los análisis, la cosecha de hojas se reducirá a la mitad en 15 años; en consecuencia los ingresos económicos de la gente también se verán afectadas (Aguilera-Taylor en prep.).

En los últimos años, la globalización, en particular el tratado de libre comercio con los EE.UU. y Canadá (TLC), ha abierto el mercado mexicano a productos agrícolas extranjeros a precios mucho más bajos que los nacionales. La gente reporta que es muy difícil competir con los precios bajos de productos agrícolas importados y que el costo de preparar las tierras y

FIGURA 3. FACTORES DIRECTOS E INDIRECTOS DEL CAMBIO EN LA POBLACIÓN DE PALMA REAL



la compra de productos agro-químicos, rebasa sus ingresos. Por ende, la emigración es un fenómeno frecuente. En el área de estudio la percepción de la gente se refleja en afirmaciones como la siguiente: “Casi todos los pueblos tienen la mitad de la población en Estados Unidos y mandan su dinero al pueblo para construir sus casas y mantener a los padres” (Sr. Ramón, 42 años)

Debido a estos factores de cambio indirectos, se pronostica que la gente abandonará sus cultivos de maíz y frijol en los próximos cinco años y una posible consecuencia es que las poblaciones de palma tendrán una oportunidad de recuperarse. “Ahora ya no sale lo que le invertimos a la milpa, ya no lo quieren comprar que porque lo damos caro, pero si no, no nos sale el gasto pues. Yo creo que ya nomás vamos a sembrar lo que nos comemos nosotros porque no lo quieren pagar” (Sr. Salomón, 57 años).

DISCUSIÓN

El bienestar de la gente local de La Huacana depende estrechamente de los servicios ambientales de la palma. Su alto grado de dependencia se debe a la cantidad de servicios ambientales que aporta esta especie, y al alto nivel de marginación económica de la zona. Prácticamente todos los servicios ambientales son observables a simple vista. Algunos de los servicios de aprovisionamiento son imprescindibles, como el ingreso por la venta de las hojas y la alimentación del ganado. Otros servicios de aprovisionamiento benefician a la gente directamente en el techado de casas (figura 4), las escobas empleadas e incluso la manufactura de los adornos para bendecir en la Semana Santa entre otras muchas cosas. Los servicios de apoyo se basan en el sustrato único de orquídeas endémicas. Además la gente reconoce

que la palma provee servicios importantes en la regulación de clima.

El bienestar material de la gente se ve limitado debido al grado de marginación de la zona, lo que hace más enfática la situación en los usos de este recurso. El tipo de servicios que provee esta palma son de suma importancia para la gente ya que no cuenta con los medios económicos para encontrar sustitutos ni dentro o fuera de la zona. Por ejemplo, la alimentación que proveen los frutos en la temporada de sequía, cuando los pastos están secos, no tiene costo alguno para los dueños de ganado, mientras que el importar un servicio ambiental, como el comprar forraje, les representaría un gasto considerable.

El hecho de que la población de palma está en declive hace evidente la vulnerabilidad del medio a la degradación y tratándose de un recurso no sustituible, es indiscutible la necesidad de una nueva estrategia de manejo. A este respecto, se pueden visualizar los siguientes escenarios.

Escenario 1. Permanece de manera semejante. La mitad de la población de la palma se encuentra en matrices de cultivo y es precisamente en estos sitios donde es mayormente cosechada. Hoy en día las tierras de cultivo son trabajadas cada vez menos, puesto que los costos sobrepasan los beneficios que la gente puede obtener de ellas. Siendo ésta una situación creciente y dado que la mayoría de los adultos jóvenes emigran a otros estados o a los EE.UU. se considera que los cultivos pueden ser abandonados en un futuro cercano. Esto daría una oportunidad a la población de palma real de recuperarse, pero lo irónico del caso sería que aún cuando el recurso fuera más abundante, no habría quien pudiese aprovecharlo.

Escenario 2. Beneficios mutuos. Otra posible alternativa sería tratar de implementar nuevas técnicas de “transformación” de la hoja para darle un valor agregado. Es decir, impartir talleres sobre las técnicas de blanqueado y la manufactura de todo tipo de artesanías. Esta sería una alternativa viable gracias a varios factores: el valor del producto au-

FIGURA 4. UNO DE LOS SERVICIOS DE APROVISIONAMIENTO PROVEÍDO POR LA PALMA



mentaría dándole un mayor ingreso a las familias; la disposición de la gente a aprender es evidente; y el hecho de que aún cuando la mitad de la población de las localidades han emigrado, los sectores que todavía viven en las comunidades (varones mayores de 40 años, mujeres y niños; véase la figura 5) son excelentes candidatos para este tipo de actividades. Al mismo tiempo que los talleres podrían impartirse pláticas sobre los servicios ambientales que provee la palma. Además, podría trabajarse en conjunto (comunidades, autoridades y científicos) para identificar y planear el manejo idóneo que correspondiera con este tipo de actividades.

Parte de este último proyecto, y aunado al incremento en el bienestar económico de las familias locales, se implementaría también un fondo de ayuda económica para la recuperación de la población de la palma con un porcentaje los ingresos obtenidos de la venta de artesanías. Esto representa beneficios para ambas par-

tes, ya que el poder adquisitivo de la gente aumentaría y la población de palma se vería fortalecida.

CONCLUSIÓN

S. pumos provee de muchos servicios ambientales, pero presenta un marcado deterioro en su dinámica poblacional por la falta de individuos de tallas pequeñas. Aunado a esto, la poca solvencia económica de la población rural hace más estrecha la relación entre los servicios ambientales de la palma y el bienestar material de las familias. Es por ello que deben implementarse estrategias o planes de manejo tanto para robustecer y mantener la población de palma a largo plazo como para el beneficio económico de la gente local.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Adrián Quijada Mascareñas, por sus valiosos comentarios; al M.C. Francisco Mora y C.M.C.S. Yesica Martínez por su ayuda en campo; al Biol. Mario Romero, Presidente municipal del municipio de La Huacana y C. Luz del Carmen Almaguer Cedillo, quienes nos brindaron todo tipo de facilidades para la realización de este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera-Taylor, I. En prep. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán.
- Carpenter, S. R., R. DeFries, T. Dietz, H. A. Mooney, S. Polasky, W. V. Reid y R. J. Scholes. 2006. Millennium Ecosystem Assessment: *Research Needs*. *Science* 314:257-258.
- Caswell, H. 2001. *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates.
- CONAPO (Consejo Nacional de Población). 2000. Índices de marginación. Disponibles en: <http://www.conapo.gob.mx/00cifras/2000.htm>.

FIGURA 5. HABITANTES DE LA LOCALIDAD DE LOS COPALES EN EL MUNICIPIO DE LA HUACANA, MICHOACÁN



- Daily, G. C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- Huntington, H. 2000. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological Applications* 10:1,270-1,274.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2000. *XII Censo General de Población y Vivienda*. INEGI, México.
- MA (Millennium Assessment). 2003. *MA Conceptual Framework. Ecosystem and Human Well-Being: A framework for assessment*. Island Press, Washington, DC. Pp. 1-25.
- Michoacán, C. E. d. D. M. G. d. E. d. 2000. Enciclopedia de los municipios de Michoacán. Disponible en: <http://www.michoacan.gob.mx/municipios/49lahuacana.htm>.
- Trochim, W. K. 2006. *The research methods knowledge base*. Atomic Dog Press.

Fotos: autores de este artículo.

Novedades editoriales INE



Especies, espacios y riesgos

I. Pisanty y M. Caso (compiladoras)

16 cm x 23 cm 2006

239 páginas más

encarte a color de 20 pp

Rústica

ISBN: 968-859-792-X

Precio: \$180

Treinta especialistas de México, EE.UU. y Canadá analizan los métodos y los resultados de monitorear diferentes niveles ecológicos, útiles para fomentar la participación ciudadana en las tareas de conservación de nuestra magnífica biodiversidad.



La venta de servicios ambientales forestales. Segunda edición

S. Pagiola, J. Bishop
y N. Landell-Mills (compiladores)

16.5 cm x 23 cm 2006

463 páginas

Rústica

ISBN: 968-859-797-0

Precio: \$220

Este texto pone al día el conocimiento sobre un tema central de la agenda ambiental mexicana, y es un insumo de gran calidad para quienes toman decisiones en materia de política forestal así como para profesionales, investigadores y estudiantes.

Los modelos de la economía ecológica: una herramienta metodológica para el estudio de los servicios ambientales

V. S. AVILA-FOUCAT¹

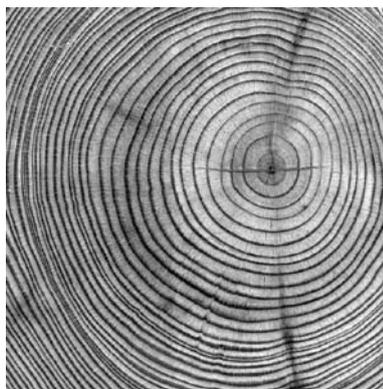
1 CIEMAD-IPN, Calle 30 de Junio de 1520, Col Barrio la Laguna Ticomán. Delg. Gustavo A. Madero
C.P. 07340, México D.F.
Correo-e: savila_1@yahoo.com.mx y vavilaf@ipn.mx

Resumen. La valuación económica de los servicios ecosistémicos requiere diversas metodologías e incorporar la dinámica ecosistémica. Un estudio de caso en la cuenca Tonameca ejemplifica cómo se vinculan la función producción, la valuación contingente y el análisis trófico para integrar el valor de los servicios ecosistémicos en la economía.

Palabras clave: *economía ecológica, cuencas, Oaxaca.*

Abstract. *Economic valuation of ecosystem services requires different methodologies and to include ecosystem dynamics. A case study in Tonameca watershed, shows the link between production functions, contingent valuation and trophic analysis to include the value of ecosystem services into the economy.*

Keywords: *ecological economics, watershed, Oaxaca.*



INTRODUCCIÓN

Los servicios ambientales son las condiciones y procesos por los cuales los ecosistemas y sus especies sostienen el bienestar humano (Daily 1997, MEA 2005); es decir, corresponden a los procesos que mantienen los bienes y servicios que la gente considera importantes (Chee 2004). Los servicios

ambientales han sido abordados desde diferentes disciplinas, tales como la ecología, la economía y la política, entre otras, y por lo tanto existe una amplia variedad de metodologías para estudiarlos (Boyd y Banzhaf 2007). Los servicios ambientales pueden dividirse en aquellos que proveen bienes naturales,

en los que regulan los procesos naturales y en los que generan beneficios indirectos, como los ecosistémicos y los culturales (MEA 2005). El 60% de los servicios ecosistémicos están siendo degradados o utilizados de manera no sustentable (MEA 2005). Existe una interrelación entre los servicios ambientales por lo que la degradación de uno de ellos puede generar efectos graves en otros así como en los ecosistemas (MEA 2005). Por lo tanto, es pertinente orientar estudios que relacionen varios servicios ambientales entre sí y con el bienestar humano.

En este sentido, la economía ecológica es una ciencia que permite relacionar varios servicios ambientales con aspectos económicos, debido a que es una disciplina que busca la integración de la ecología con la economía.

La economía ecológica es una ciencia que considera a la economía como parte de un sistema global (Martínez y Jusmet 2000) y se interesa en diversos temas: modelos que integren variables económicas y ecológicas, equidad, indicadores locales y globales, límites de uso de los recursos naturales, comercio y desarrollo, valuación económica e instrumentos de política ambiental (ISEE 2007).

La economía ecológica busca la integración de la dinámica de los ecosistemas en los distintos instrumentos de política ambiental. Es decir, busca una coevolución de la economía, la ecología y las ciencias políticas (Martínez y Jusmet 2000), para lo cual es necesario generar nuevos conceptos y metodologías (Curtis 2004).

El presente documento revisa brevemente el estudio de los servicios ecosistémicos en la economía ecológica. En particular, se enfoca en la valuación económica de los servicios ambientales y sugiere que el uso de diversas metodologías ayuda a lograr un mejor vínculo entre la economía y la ecología. También se presenta un estudio de caso en la cuenca del río Tonameca localizado en el estado de Oaxaca, México, que ejemplifica en un modelo de economía

ecológica de qué manera se pueden vincular varias metodologías de valuación económica con el análisis del ecosistema.

LOS SERVICIOS AMBIENTALES Y LA ECONOMÍA ECOLÓGICA

La economía ecológica se ha interesado en los servicios ambientales desde diferentes perspectivas, como la valuación económica, las cuentas nacionales y la evaluación del pago por servicios ambientales.

La valuación económica de los servicios ecosistémicos es, sin duda, uno de los principales temas en economía ecológica con alrededor de 180 artículos publicados en la revista periódica *Ecological Economics* (Winkler 2006).

Las metodologías de valuación económica son diversas (Martínez y Jusmet 2000; Chee 2004) y unas de las más utilizadas son la valuación contingente (Turpie 2003), el costo de viaje (Menkhaus y Lober 1996) y la función producción (Barbier y Strand 1998). La valuación contingente es la disponibilidad a pagar o a ser compensado por un servicio ambiental que, por lo general, no tiene un precio en el mercado o bien que tiene uno que no refleja los costos de conservación. El costo de viaje estima el valor de un servicio ecosistémico en función del costo monetario para llegar al sitio visitado. Finalmente, la función producción es una metodología que estima la cantidad generada de un servicio en función de los insumos utilizados. Cada una de las metodologías tiene ventajas y desventajas (cuadro 1). La valuación contingente, por ejemplo, ha recibido muchas críticas relacionadas con errores conceptuales, metodológicos y estadísticos (Venkatamachalam 2004); sin embargo, permite determinar valores que no están en el mercado así como la opinión de los encuestados. Aunado a ello, la valuación contingente permite no sólo establecer valores de no uso, sino también determinar la disponibilidad a aceptar un cambio en la calidad ambiental y con ello determinar cuáles son los principales atributos

ecológicos para el consumidor. Por otro lado, el costo de viaje presenta el inconveniente que establece una relación lineal entre el costo de viaje y el número de visitantes, que es difícil encontrar lugares sustitutos, y no es aplicable a los lugares radiales de los destinos principales (Avila y Martin, en prensa). La función producción de una actividad, en cambio, tiene la ventaja de que permite incorporar variables ecológicas en la producción de algún bien y con ello darle un valor a un atributo ecológico que no lo tenía; sin embargo, es necesario tener información sobre el ecosistema.

La valuación económica de los servicios ambientales ha hecho esfuerzos por incorporar la estructura y función de los ecosistemas, así como los valores culturales o estéticos; pero dichos esfuerzos no han sido suficientes (Winkler 2006). Además, los estudios sobre valuación económica se han abocado, por lo general, a estudiar un solo servicio ecosistémico. La combinación de algunas de estas metodologías permitiría potenciar las ventajas de las mismas, así como

vincular varios servicios ambientales. Por ejemplo, en la valuación económica de los servicios ecosistémicos del manglar, la función producción de la pesca permitiría incorporar el aporte de nutrientes del manglar como insumos para la producción pesquera y la valuación contingente permitiría conocer la disponibilidad a pagar de un turista por el valor escénico del mangle. De esta manera el uso de dos metodologías permite obtener el valor de los distintos servicios ambientales generados por un manglar.

La economía ecológica también se ha interesado en incorporar a los servicios ambientales en las cuentas nacionales (Howarth y Farber 2002; Matete y Hassan 2006; Boyd y Banzhaf 2007), planteando incluso la necesidad de redefinir el concepto, para que la cuantificación de los mismos sea compatible con otras medidas de la macroeconomía. En este sentido, se ha planteado incluso la necesidad de proponer indicadores distintos a los convencionales, como el Producto Interno Bruto (Norgaard 2007). La

CUADRO 1. ALGUNAS CRÍTICAS A LAS PRINCIPALES METODOLOGÍAS DE VALUACIÓN ECONÓMICA

COSTO DE VIAJE	FUNCIÓN PRODUCCIÓN	VALUACIÓN CONTINGENTE
<ul style="list-style-type: none"> • Relación lineal entre número de visitas y costo de viaje • Es difícil encontrar lugares sustitutos • El tiempo de viaje representa un costo de oportunidad que debe incorporarse • Si el costo de viaje se aplica a lugares radiales al principal destino se incurre en errores • El costo de viaje se utiliza generalmente para varios días de viaje 	<ul style="list-style-type: none"> • Se requieren de preferencias series de tiempo por lo que la información ecológica no siempre puede incorporarse • No siempre existe una forma funcional o los parámetros para relacionar la variable ambiental y la producción • Por lo general se ha incorporado una sola variable ecológica 	<ul style="list-style-type: none"> • Los resultados varían en función de la información que se le da a la persona, de la manera en que se pregunta la disponibilidad a pagar, de la secuencia de las preguntas, del ingreso, de las experiencias previas, así como de factores culturales y psicológicos • Es importante distinguir entre la valuación de un bien en particular o de un conjunto de atributos • La disponibilidad a pagar y la disponibilidad a aceptar no son siempre sustitutos

Fuente: elaboración propia basada en Avila y Martin en prensa.

incorporación de los servicios ecosistémicos a las cuentas nacionales es una tarea difícil debido a que en muchas ocasiones no existe un valor económico de los mismos por lo que la valuación económica de dichos servicios es necesaria.

El pago por servicios ambientales como un instrumento de política pública ha sido poco evaluado. Existen solo algunos estudios encaminados a identificar las problemáticas de este instrumento (Kosoy 2007, Pagiola 2007), pero no existe en México una evaluación integral, debido en parte a que el programa es muy reciente. Los aspectos relevantes que se han identificado para un buen funcionamiento del programa de pago por servicios ambientales se relacionan con el monto de compensación, con las metodologías para medir los costos de oportunidad, con las percepciones de la gente, con aspectos culturales y educativos, así como con el involucramiento de distintas instituciones participantes en la operación de estos programas (Kosoy 2007, Pagiola 2007). El monto de la compensación debería reflejar no sólo el costo de oportunidad sino también el valor de los servicios ambientales, por lo que la valuación económica de los mismos es recomendable.

Los párrafos anteriores revelan que la valuación económica de los servicios ambientales es indispensable para incorporar el valor de los mismos en la economía y evitar su degradación. Aunado a ello, se ha recalcado que es recomendable el uso de diversas metodologías para internalizar el valor de diversos servicios ambientales. En los distintos ámbitos de la economía ecológica se han utilizado ciertas variables ecológicas como el índice de biodiversidad, las toneladas de carbono o la cobertura vegetal; sin embargo, resulta difícil incorporar la dinámica de un ecosistema. No se pretende en este escrito hacer una comparación de estos enfoques, aunque es pertinente resaltar que el análisis de la cadena trófica permite analizar el sistema en su conjunto. Por tanto, es un enfoque interesante de explorar.

Por otro lado, tal como se mencionó anteriormente, la función producción permite incorporar las funciones ecológicas en la economía y con ello adjudicarles un valor; y la valuación contingente obtener la disponibilidad a pagar de un servicio ambiental. La integración de distintas metodologías, como el análisis de cadenas tróficas, la función producción y la valuación contingente en un modelo de economía ecológica es una propuesta metodológica para el estudio de los servicios ambientales.

ESTUDIO DE CASO: LA CUENCA TONAMECA, OAXACA, MÉXICO

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Tonameca se localiza en la costa sur de México, en el estado de Oaxaca. La cuenca mide 49,800 ha, cuenta con 28,000 habitantes y tiene una precipitación anual de 1,200 mm. Los principales tipos de vegetación son el bosque de pino, el bosque de encino, la selva baja caducifolia y el bosque de manglar. Las principales actividades económicas son la agricultura, la pesca y el ecoturismo. La agricultura se encuentra a lo largo de la cuenca y es en su mayoría de subsistencia; el cultivo de café se localiza en la parte alta de la cuenca. La pesca es una actividad de subsistencia y se lleva a cabo en la desembocadura del río. El ecoturismo se lleva a cabo principalmente en una comunidad que se localiza en las cercanías de una pequeña laguna costera llamada Ventanilla. Los servicios ecosistémicos abarcados en este estudio son los bienes derivados de la agricultura, de la pesca, la belleza escénica y la calidad del agua.

DESCRIPCIÓN DEL MODELO DE ECONOMÍA ECOLÓGICA

El estudio realizado por Avila-Foucat (2006) presenta un modelo de economía ecológica para la cuenca Tonameca en el que se combinan la función producción

con el análisis de cadenas tróficas y la disponibilidad a aceptar un cambio ambiental. El objetivo del estudio es hacer un modelo que incorpore la dinámica del ecosistema y utilice diversas metodologías de valuación económica. También se trata de determinar la externalidad de la agricultura hacia el ecoturismo y la pesca y buscar un óptimo desarrollo de las tres actividades. Es decir, establecer de qué manera la contaminación generada por el uso de fertilizantes en la agricultura afecta al ecosistema de manglar y por consiguiente al ecoturismo y a la pesca.

El consumo de urea en el mundo ha aumentado considerablemente y representa el principal fertilizante en las zonas rurales de México (Maene 2001). Estimaciones internacionales para diferentes ecosistemas han demostrado que 20% de la urea adicionada al suelo llega al agua (Vinten y Smith 1993). También se estima que el lavado del café produce grandes cantidades de nitrógeno y se ha supuesto que se generan 15 mg/L de nitrógeno durante este proceso (Agencia de Medio Ambiente 2001). Por ello, en el modelo presentado la descarga de fertilizantes en el agua se estimó considerando 20% de la urea aplicada y 15 mg de nitrógeno por litro utilizado en el lavado de café. La descarga de fertilizantes provoca un cambio en la concentración de nitrógeno en el agua y en la laguna costera, generando un cambio en la biomasa de distintos componentes de la cadena trófica. Los cambios en la biomasa del fitoplancton debido al aporte de nitrógeno se estimaron utilizando la ecuación de Monod (1942) (Flynn 2003) que describe un crecimiento logístico del fitoplancton en función de los nutrientes disponibles en el agua. El cambio en la biomasa del manglar se estimó utilizando la relación establecida por Onuf (1977), que indica que bajo altas concentraciones de nitrógeno hay un incremento en la biomasa del manglar del 30%. Los efectos del cambio de biomasa del manglar y del fitoplancton en la cadena trófica fueron analizados con el programa Ecopath con Ecosim. El programa Ecopath es un mo-

delo de equilibrio de masas, en donde la producción es igual al consumo. Ecosim es una versión dinámica del Ecopath que permite visualizar los cambios de biomasa de los distintos componentes de la cadena trófica a largo plazo.

De manera paralela se determinó cuál es el principal atributo ecológico que determina la llegada de los visitantes (ecoturistas) a la laguna de Ventanilla. Lo antes mencionado se hizo determinando la probabilidad de regresar al sitio en función de la calidad de los atributos ecológicos (Avila y Martin en prensa). El atributo más importante para el turista será aquél por el que tenga una menor disponibilidad a aceptar un deterioro. Para ello, se utilizó la metodología de valuación contingente, y se preguntó la disponibilidad a aceptar un cambio en la cobertura de manglar, en la población de cocodrilo o en la diversidad de aves para regresar al sitio. Los cambios en la biomasa de los atributos ecológicos, debido a un mayor aporte de fertilizantes, pueden observarse en el análisis de la cadena trófica. Una vez obtenido el principal atributo ecológico para el visitante, este atributo, es considerado como el principal insumo natural para la producción ecoturística. Por lo tanto, los cambios en la biomasa de dicho atributo afectarán la producción ecoturística y las ganancias percibidas por dicha actividad. El modelo, combina dos metodologías de valuación económica, la función producción y la valuación contingente así como el análisis de cadenas tróficas.

La función producción de la agricultura y de la pesca también se restringen a insumos naturales. La producción agrícola depende de la disponibilidad de agua, del uso de fertilizantes y del capital humano. La producción pesquera depende de la biomasa de peces y del esfuerzo pesquero. La biomasa de peces depende a su vez de la cantidad de fitoplancton y ésta varía en función de los nutrientes (en particular nitrógeno) en el agua. De esta manera, tanto la agricultura como la pesca se ven afectadas por el uso de fertilizantes;

de igual forma que los impactos para el ecoturismo pueden verse en el análisis de la cadena trófica que describe los efectos del cambio de la biomasa del fitoplancton en la biomasa de peces.

Finalmente, la autora realiza una optimización de la actividad agrícola, ecoturística y pesquera para medir las externalidades entre cada actividad, así como el nivel de desarrollo óptimo de cada una.

RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DEL MODELO

Los resultados del trabajo muestran que la calidad del agua no presenta niveles máximos de contaminación. Por otro lado, el análisis económico indica que el principal atributo para los ecoturistas son los cocodrilos, y que las ganancias del sector dependerán de dicha población (Avila y Martin en prensa). Con respecto a la pesca, si aumenta el nitrógeno en la laguna, las ganancias del sector aumentan a corto plazo.

El estudio muestra que las externalidades de la agricultura a la pesca y el ecoturismo dependen del nivel de nitrógeno en el agua generado por el uso de los fertilizantes agrícolas. La maximización de las ganancias permite determinar el nivel óptimo de nitrógeno en la laguna. También muestra de qué manera se pueden incorporar el análisis de la cadena trófica a la función producción, y cómo se puede combinar la función producción y la valuación contingente en un modelo para internalizar el valor de los servicios ambientales. El modelo internaliza el valor de los bienes derivados de la agricultura y de la pesca, así como la belleza escénica y la calidad del agua en la economía de la cuenca.

CONCLUSIÓN

La economía ecológica aborda desde distintos ámbitos el estudio de los servicios ecosistémicos, como la valuación económica, las cuentas ambientales y la evaluación del pago por servicios ambientales.

La incorporación de la complejidad de los servicios ambientales, y en particular de las funciones ecológicas, es un reto a vencer. Los modelos de economía ecológica permiten combinar distintas metodologías para incorporar variables ecológicas y económicas. En este documento se describe un estudio de caso en la cuenca del río Tonameca ubicado en la costa de Oaxaca, en donde se presenta un modelo de economía ecológica que integra el análisis de cadenas tróficas, la disponibilidad a aceptar un cambio ambiental y la función producción. El modelo utiliza diversas metodologías de valuación económica para incorporar la dinámica del ecosistema y valorar diferentes servicios ecosistémicos con la finalidad de determinar los niveles óptimos de desarrollo de la agricultura, la pesca y el ecoturismo.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia de Medio Ambiente. 2001. *Metodología para la evaluación aproximada de la carga de contaminante*. La Habana, Cuba. 30 pp.
- Avila Foucat, V. S. 2006. Ecological-economic model for integrated watershed management in Tonameca Oaxaca, Mexico. Tesis de doctorado. York University, York.
- Avila Foucat, V. S. y J. L. Eugenio Martin. En prensa. Linking environmental quality changes and tourism demand with the repeat visits method. En: R. Brau, A. Lanza y S. Usai (eds.). *The economics of tourism and sustainable tourism*. Edward Elgar.
- Barbier, E. B. y I. Strand. 1998. Valuing mangrove-fishery linkages. *Environmental and Resource Economics* 12: 151-166.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? the need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Curtis, I.A. 2004. Valuing ecosystem goods and services: a new approach using a surrogate market and the combination of a multiple criteria analysis and a

- Delphi panel to assign weights to attributes. *Ecological Economics* 50: 163-194.
- Chee, Y. E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120: 549-565.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, EE.UU. 200 pp.
- Flynn, K. J. 2003. Modelling multi-nutrient interactions in phytoplankton balancing simplicity and realism. *Progress in Oceanography* 56: 249-279.
- Howarth R. B. y S. Farber. 2002. Accounting for the value of ecosystem services. *Ecological Economics* 41: 421-429.
- International Society of Ecological Economics (ISEE). 2007. www.ecoeco.org.
- Kosoy, N, M. Martinez-Tuba, R. Muradian y J. Martinez-Alier. 2007. Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics* 61: 446-455.
- Maene L. M. 2001. Production and marketing of fertilizers. 12th World Fertilizer Congress of CIEC. Fertilization in the Third Millennium. Fertilizer, Food Security and Environmental Protection. International Fertilizer Industry Association. Disponible en: www.fertilizer.org/ifa/publication, Beijing. Pp: 1-11.
- Martínez, A. J. y J. R. Jusmet. 2000. *Economía ecológica y política ambiental*. Fondo de Cultura Económica, PNUMA, México. 487 pp.
- Matete, M y R. Hassan. 2006. Integrated ecological economics accounting approach to evaluation of inter-basin water transfers: an application to the Lesotho Highlands water Project. *Ecological Economics* 60: 246-259.
- Menkhaus, S y D. J. Lober. 1996. International ecotourism and the valuation of tropical rainforests in Costa Rica. *Journal of Environmental Management* 47:1-10.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. World Resource Institute, EE.UU. 155 pp.
- Norgaard, R. B. 2007. *Collectively understanding socio-ecological systems: lessons from the Millenium Ecosystem Assessment*. European Society of Ecological Economics, Leipzig, Alemania.
- Onuf, C.P, J. M. Tea y I. Valiela. 1977. Interactions of nutrients, plant growth and herbivory in a mangrove ecosystem. *Ecology* 58: 514-526.
- Pagiola, S., E. R., J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, E. Murgeitio y J. P. Ruíz. 2007 (en prensa). Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecological Economics*.
- Turpie, J. K. 2003. The existence value of biodiversity in South Africa: how interest, experience, knowledge, income and perceived levels of threat influence local willingness to pay. *Ecological Economics* 46: 199-216.
- Venkatachalam, L. 2007. Environmental economics and ecological economics: where they can converge? *Ecological Economics* 61: 550-558.
- Venkatachalam, L. 2004. The contingent valuation method: a review. *Environmental Impact Assessment Review* 24: 89-124.
- Vinten, A. J. A. y K. A. Smith. 1993. Nitrogen cycling in Agricultural soils. En: T. P. Burt, A. L. Heathwaite y S.T. Trudgill (eds.). Nitrate: Processes, patterns and management. John Wiley and Sons Ltd., West Sussex, Inglaterra. Pp. 39-75.
- Winkler, R. 2006. Valuation of ecosystem services. Part 1: an integrated dynamic approach. *Ecological Economics* 59: 82-93.

Foto: istockphoto.com.

¡Ya viene el censo del campo!

Para conocer la situación actual del campo mexicano, del 1 de octubre al 30 de noviembre se realizará el



Censo Agropecuario 2007

01 800 111 46 34
atencion.usuarios@inegi.gob.mx
www.inegi.gob.mx



¡México cuenta con el INEGI!

Las experiencias del Instituto Nacional de Ecología en la valoración económica de los ecosistemas para la toma de decisiones

ENRIQUE SANJURJO RIVERA^{1*} E IVÁN ISLAS CORTÉS¹

1 Instituto Nacional de Ecología. Periférico Sur 5000, 04530 Coyoacán, D.F.
Correo-e: sanjurjo@ine.gob.mx

Resumen. Se presentan las experiencias y lecciones aprendidas de los ejercicios de valoración económica de ecosistemas y especies que se han llevado a cabo en la dirección de economía ambiental, del INE resaltando las limitaciones teóricas y prácticas para encontrar valores únicos así como su utilidad en la toma de decisiones de política pública.

Abstract. *Experiences and lessons from economic valuation exercises of ecosystem and species undertaken for the last years in the National Institute of Ecology are presented. All theory and practice restrictions to elicit single values found are highlight, as well as its utility as a decision tool for public policy.*



INTRODUCCIÓN

La biodiversidad en todos sus niveles (ecosistemas, especies y genes) aporta beneficios a la sociedad de diversas formas: a través de productos que se pueden obtener de los ecosistemas, por medio de la prestación de servicios ambientales o por el aprovechamiento consuntivo y no consuntivo de especies, entre mu-

chas otras fuentes de valor. Sin embargo, existen varias razones por las que los mercados fallan para lograr una asignación eficiente de gran parte de los bienes y servicios que proveen los ecosistemas. Lo anterior puede ocasionar la sobreexplotación o la subprovisión de ellos, debido a la falta de señales claras en el siste-

ma de precios. Las razones por las que los mercados pueden fallar son varias, y una taxonomía aceptada de estas carencias las clasifica en cuatro: competencia imperfecta, información incompleta, bienes públicos y externalidades (Stiglitz 1986, Tietenberg 1984, entre otros). En aquellos mercados donde no existen (o son mínimas) las fallas de mercado, no tiene sentido realizar ejercicios de valoración. Pero en el caso de la oferta y demanda de los bienes y servicios de los ecosistemas en donde la economía de mercado presenta alguna de estas fallas, es conveniente que exista intervención del Estado para corregirlas. Para que dicha intervención sea lo más acertada posible resulta útil poder contar con información sobre el valor de los bienes y servicios ambientales.

El hecho de que los mercados fallen al asignar un precio a un bien no quiere decir que éste no tenga valor. Por ejemplo, en el caso del servicio de captación de agua de un bosque existen varias razones por las que el mercado no le asigna un precio: 1) falta de información sobre las funciones del ecosistema; 2) el agua captada por el bosque no la puede vender el dueño del bosque; 3) los usuarios del agua están dispersos y difícilmente se podrían organizar para pagarle al dueño del bosque. En una situación así, el mercado tiene dificultades para asignar eficientemente los recursos, pero existen políticas que pueden lograrlo; y para dar información para hacer políticas correctas la valoración puede ser útil. En este artículo se revisarán a detalle y con ejemplos concretos algunos de los casos en los que la valoración económica de los ecosistemas ha sido una herramienta útil para el diseño de política pública. Pero también se mostrarán algunas de sus limitaciones.

Este trabajo está organizado en las siguientes secciones. Primero se describe la teoría del Valor Económico Total (VET) y las técnicas desarrolladas para estimar algunos de los componentes del VET. Posteriormente se hace una breve recapitulación de la experiencia que hemos tenido en el Instituto Nacional

de Ecología (INE) sobre la valoración económica de la biodiversidad y su relevancia para la toma de decisiones. Finalmente se detallan los retos y perspectivas de la valoración económica de los ecosistemas para la toma de decisiones.

METODOLOGÍAS PARA LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS ECOSISTEMAS

Tradicionalmente los espacios naturales son valorados exclusivamente por los productos que de ellos se obtienen. Sin embargo existen mucho más elementos que le dan valor a los ecosistemas, entre los que se encuentran los servicios ambientales de los ecosistemas. Para poder captar todos estos componentes del valor, los economistas han diseñado el esquema del valor económico total (Dixon et al. 1986; Hufschmidt *et al.* 1983; Pearce y Turner 1995, entre otros). El cuadro 1 muestra los componentes del valor económico total (VET) para un manglar; sin embargo, esta clasificación puede utilizarse para cualquier ecosistema, aunque adecuando los bienes y servicios ambientales a cada ecosistema.

De acuerdo con el cuadro 1, el VET se compone de dos tipos de valores: los valores de uso pasivo y los de uso activo. Los primeros son aquellos que los individuos otorgan a un bien, aunque no hagan un uso activo del mismo, este tipo de valores se suele subdividir en valores de herencia y valores de existencia. Los valores de herencia se refieren al valor de legar los beneficios a las generaciones futuras y los de existencia a asignar un valor a un recurso simplemente porque existe.

Por su parte, los valores de uso activo se dividen en dos tipos de valores: los valores de uso futuro y los de uso presente. Los primeros son aquellos que se otorgan por la posibilidad de uso futuro de algún elemento de la naturaleza; será un valor de opción cuando se conozca el uso que se puede dar pero se desconozca si se desea aprovechar (posibilidad de

recreación en el futuro) y será un valor de cuasi opción cuando se valore la posibilidad de que en el futuro se encuentre un uso para algún elemento que actualmente carece de valor en el mercado. Finalmente, los valores de uso presente son aquellos que, ya sea en el mercado o al margen de éste, tienen un uso activo en la actualidad. A su vez los valores de uso activo presente se encuentran divididos en valores de uso directo y valores de uso indirecto.

Los valores de uso directo son el tipo de valor que tiene un fundamento teórico más sólido y sobre el que existe menos discusión. Esto se debe a que son valores de bienes y servicios que se reconocen de manera inmediata, a través del consumo del recurso o del disfrute directo del servicio. Algunos autores (Munasinghe y Lutz 1993) clasifican los valores de uso directo en valores de uso extractivo y valores de uso no extractivo. Los valores de uso indirecto se refieren a los beneficios que recibe la sociedad a través de los servicios de los ecosistemas y de las

funciones del hábitat. A diferencia del valor de uso directo, el indirecto generalmente no requiere del acceso físico del usuario al recurso natural, pero sí de la existencia física del recurso en buenas condiciones. Es importante aclarar que los diferentes valores del VET muchas veces no son aditivos; por ejemplo, el valor de una especie animal (digamos un cocodrilo) puede calcularse por su valor como mercancía (carne y piel) o bien por sus valores no consuntivos (observación por turistas, valor de existencia, servicio de limpieza de canales,...), pero no por ambos valores al mismo tiempo. Matar a un animal para aprovecharlo como mercancía excluye la opción de usar a ese mismo ejemplar para usos no consuntivos.

Si bien el esquema del VET sirve para dar una tipología del valor, no resuelve el problema de la medición. Para la estimación de los valores se han desarrollado diversas técnicas de valoración. De acuerdo con Mitchell y Carson (1989), estas técnicas se pueden clasificar: por la forma de obtener los datos (directa o

CUADRO 1. VALOR ECONÓMICO TOTAL DE UN MANGLAR

	Usos activos		Usos pasivos
	Usos presentes		Existencia y herencia
	Directo	Indirecto	
		Usos futuros	
		Opción y cuasiopción	
Extractivos:	Pesquerías dependientes	Opción: posibilidad de	Valores culturales,
Madera	del manglar	visita futura	religiosos y éticos
Leña			
Taninos	Filtrado de aguas	Cuasiopción: almacén de	Evitar cambios irreversibles
	residuales	recursos genéticos	(extinción)
No extractivos:			
Recreación	Amortiguamiento de		
Paisaje	tormentas		
Observación de aves			
	Fijación de nitrógeno		
	Captura de carbono		

Fuente: Sanjurjo y Welsch 2005.

indirecta) y por el uso de mercados existentes para la identificación de valor (mercado y no-mercado), tal y como se muestra en el cuadro 2.

CUADRO 2. TÉCNICAS DE VALORACIÓN AMBIENTAL

	Directas	Indirectas
Mercado	Directas de mercado	Indirectas de mercado
No mercado	Directas de no mercado	Indirectas de no mercado

Fuente: adaptado de Mitchell y Carson 1989.

Los métodos directos de mercado se refieren a las formas de medición basadas en precios que se pueden obtener directamente en los mercados, como el precio de reemplazar el servicio ambiental con algún sustituto, los costos de reponerse de alguna enfermedad causada por la baja calidad ambiental o la pérdida en producción de algún producto con precio en el mercado. Por su parte, los métodos indirectos de mercado son aquellos que, basados en mercados existentes obtienen el valor de bienes o servicios sin precio en el mercado; por ejemplo, obtener el valor de un paisaje a través del mercado inmobiliario, o el valor del disfrute recreativo de paraje natural lejano a través del mercado de transporte. Las técnicas de no mercado son aquéllas en las que no se utilizan mercados reales sino que a través de encuestas, se descubre el comportamiento de las personas ante mercados hipotéticos. Por una parte están las técnicas directas de no mercado, en las que se pregunta a los encuestados por su disposición a pagar por cierto bien o servicio que no tiene precio en el mercado. Por otra parte, están las técnicas indirectas de no mercado, en las que se usa el mercado hipotético para descubrir el valor de un atributo del bien o servicio a valorar.

RESULTADOS DE ALGUNOS EJERCICIOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA

En años recientes, el Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT (México) ha recibido diversas solicitudes relacionadas con la valoración de ecosistemas. Durante este tiempo hemos encontrado varias y distintas motivaciones por las cuales los tomadores de decisiones se interesan en la valoración, entre las que se encuentran: la definición de multas, el establecimiento de compensaciones por daños ambientales, la evaluación de proyectos, la justificación de presupuesto, o simplemente porque hacer valoración "es importante" para la política ambiental. A nuestro parecer, entender dichas motivaciones es el primer paso para identificar qué tipo de valoración hacer o incluso para saber si es necesario hacer o no una valoración.

Durante este tiempo hemos aprendido que la valoración puede llegar a ser una herramienta sumamente útil para la toma de decisiones y el diseño de políticas públicas, pero también hemos encontrado limitaciones importantes. En esta sección se mencionarán algunos ejemplos de ejercicios de valoración a través de los cuales hemos sido capaces de atender las solicitudes, y otros casos en los que la valoración económica no ha sido la mejor forma de atender los problemas ambientales para los que fue solicitada.

VALORACIÓN ECONÓMICA DE BIENES Y SERVICIOS DE LOS MANGLARES

Existe actualmente un gran debate en torno al deterioro de los manglares y la elaboración de políticas públicas para su protección. En este contexto de grandes diferencias de opinión se iniciaron una serie de estudios para diagnosticar su importancia económica. Con ello se buscaba apoyar a la toma de decisiones y orientar políticas encaminadas a la protección de los manglares. Se analizaron los componentes del valor económico total de los man-

glares y se puso especial énfasis en algunos servicios como el recreativo y el de protección de pesquerías de interés comercial. También se estudiaron las causas de la degradación del manglar en México. Si bien el objetivo se cumplió y fuimos capaces de calcular el monto de los beneficios que el manglar le genera a los pescadores (Sanjurjo, Erbstoesser y Cadena 2006), a los visitantes y a los prestadores de servicios turísticos (Sanjurjo 2005b), durante el estudio se generaron resultados que son más útiles para la toma de decisiones. Durante este tiempo pudimos ver que los daños causados por el aprovechamiento de los manglares son la menor causa de deterioro de los manglares; la mayor causa son los problemas de uso y contaminación del agua en las partes altas de la cuenca. A su vez, se descubrió que el daño a los manglares no sólo afecta a los beneficiarios directos sino a toda la economía de los ecosistemas costeros (Guevara, Becerril y Castañeda 2005). Pero quizá uno de los resultados más relevantes para la toma de decisiones es que el valor de los bienes y servicios ambientales que generan los manglares depende de la capacidad de aprovecharlos. Lo anterior nos llevó a recomendar lo siguiente: la atención al problema de deterioro de los manglares debe tener en cuenta políticas que incluyan la organización y el aprovechamiento responsable de los bienes y servicios del ecosistema. A través de la organización social de prestadores de servicios turísticos, cooperativas de pescadores y asociaciones de aprovechamiento forestal, lo cual aumenta la capacidad de obtener valor del ecosistema y de cuidarlo frente a otros usos.

EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS

Cuando se tiene el diseño de un proyecto sobre restauración o conservación de ecosistemas, la valoración puede ser una herramienta muy útil para

determinar la rentabilidad financiera del proyecto. Para el caso particular de un proyecto de restauración de flujos de agua en el delta del río Colorado colaboramos en la estimación de los beneficios económicos del proyecto. Al realizar un análisis costo beneficio se calcularon en 2.28 pesos de beneficios sociales por cada peso invertido (Sanjurjo y Carrillo 2006). Esto indica que si los beneficios por el flujo de agua fueran un bien privado sería un excelente negocio llevar agua al río y cobrar por ello. Al ser un bien público es la obligación del Estado crear las condiciones para que este bien sea provisto. Adicionalmente a este producto general, se tuvieron un par de resultados que pueden ser relevantes para la toma de decisiones. Uno de ellos es que las actividades recreativas informales pueden representar beneficios económicos muy altos para la sociedad (Sanjurjo e Islas 2006). El otro resultado relevante es que los valores de arraigo cultural y los de existencia pueden ser más elevados que los generados por los impactos directos en actividades productivas (Sanjurjo 2007).

PARQUES NATURALES: MARINOS Y TERRESTRES

La valoración económica ha sido utilizada frecuentemente en varios países para la determinación del valor recreativo de los parques naturales (Azqueta y Pérez 1996). El uso de los resultados ha sido útil para conseguir presupuesto para la protección de estos parques; pero también para conocer la demanda por este tipo de áreas. Una vez conociendo la curva de demanda ha sido posible estimar la tarifa óptima de entrada y la heterogeneidad entre individuos y circunstancias que permitan diferenciar las tarifas. Uno de los primeros ejercicios para el cálculo de tarifa óptima se realizó en los parques marinos de Cancún (Muñoz y Rivera 2002). En este estudio se logró identificar la tarifa óptima ante diferentes opciones de política y se lograron reconocer elementos

para diferenciar la tarifa por la procedencia de los visitantes (nacional o extranjero) y por la temporada (alta o baja). Estos resultados han sido útiles en las discusiones sobre tarifas de parques que se han llevado a cabo para establecer los cobros en la Ley federal de derechos. Este mismo tipo de ejercicio ha sido utilizado para ayudar a la fijación de tarifas en un paseo recreativo concesionado en Zona Federal, en el que el Estado fija un precio máximo (Sanjurjo 2005a); en este caso los resultados han sido utilizados para apoyar la determinación del precio máximo en la zona. Adicionalmente, se han realizado otros estudios con un menor tamaño de muestra y menor significancia estadística para los parques Cabo Pulmo, El Chico e Izta-Popo. Todos estos estudios se han realizado utilizando técnicas directas de no mercado. Finalmente, y también en lo referente a la valoración de parques, se han llevado a cabo un par de estudios utilizando técnicas indirectas de mercado (costo de viaje). Estos estudios no han sido utilizados en la discusión de tarifas, pero han servido para mostrar la importancia de la protección de los parques. Uno de ellos se realizó para el parque Izta-Popo (Fernández e Islas 2003) y el otro de ellos para el Parque Nacional Desierto de los Leones (Martínez-Cruz 2005).

DAÑOS A LOS ECOSISTEMAS: POR ACCIDENTES OBRAS Y ACTIVIDADES

Si bien el desarrollo económico contribuye al bienestar social también se asocia a menudo con afectaciones tanto a la biodiversidad como al medio ambiente. El cambio de uso del suelo, la generación de desechos, el consumo y agotamiento de recursos naturales, la contaminación a diversos medios, son todos efectos que en mayor o menor medida se presentan como consecuencia de la construcción y operación de proyectos de desarrollo en muy diversos sectores. El ecosistema, al ser transformado a través

de impactos ambientales generados por estas actividades, pierde funciones y deja de brindar servicios que afectan la sostenibilidad del medio ambiente y el equilibrio de los ecosistemas, afectando así la riqueza natural del país y reduciendo el bienestar social. Para atender estos problemas, el gobierno federal y los gobiernos locales han buscado la forma de diseñar instrumentos y mecanismos tales como el pago de multas y las compensaciones por daños generados por accidentes, obras o actividades. Con la idea de encontrar los montos adecuados de estas multas o de estas compensaciones hemos recibido varias solicitudes.

LA VALORACIÓN PARA LA FIJACIÓN DE MULTAS

En teoría, la multa óptima será aquella que surja de minimizar el costo del daño más el costo de vigilancia, más el costo de las precauciones. La multa adecuada será la que lleve (en el caso de accidentes) a que los privados lleguen a un nivel óptimo de precaución (entendiendo por esto aquél en el que los costos de una unidad adicional de precaución sean iguales al daño esperado). La teoría económica para los ilícitos culposos indica que con una regla de responsabilidad estricta (compensar al 100% por el daño causado), las personas se ubicarían en un punto de precaución óptima (Cooter y Ullen 1987). El párrafo anterior se resume en lo siguiente: en teoría, basta con hacer que quien cause un daño lo pague, para que los privados lleguen al nivel de precaución económicamente más adecuado. Sin embargo, para el caso de daños a los ecosistemas esta regla no resulta tan simple. Se afirma lo anterior ya que no es fácil determinar cuánto es lo que el involucrado tiene que pagar y cómo es que lo debe pagar. Con base en estas premisas hemos tratado de enfrentar las solicitudes sobre montos de multas.

Uno de los casos en los que participamos de manera más activa en la definición de una multa,

junto con la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), fue el caso del encallamiento del buque Rubin en el arrecife Alacranes en Veracruz, en 2001. Para este caso se siguieron dos métodos distintos para calcular el valor del daño al ecosistema y por lo tanto el monto de la multa. Uno de ellos fue estimar el costo de reparar el arrecife y el otro fue el de estimar el valor de los bienes y servicios ambientales perdidos, llegando a la conclusión de que dichos métodos son complementarios. La razón de esto es que la restauración no es inmediata ni completa: el grado de satisfacción de los pescadores que pierden ganancias por el daño al arrecife no quedará restaurado si después de siete años el arrecife queda igual, ya que durante esos siete años ellos tuvieron pérdidas y éstas tendrían que haber sido ser compensadas. A este factor de tiempo habría que agregarle otros como el riesgo de que la restauración no lleve a la recuperación del 100 % de los bienes y servicios ambientales perdidos.

Para poder incluir lo no compensado con la restauración se siguieron dos aproximaciones: el cálculo monetario de los bienes y servicios perdidos y la compensación mediante el análisis de hábitat equivalente (HEA, por sus siglas en inglés: Habitat Equivalency Analysis). La HEA consiste en lograr una equivalencia entre el área afectada y el área a restaurar de tal forma que el valor presente de los bienes y servicios ambientales sea el mismo después de la restauración que antes del accidente (NOAA 2000). Normalmente este tipo de análisis indica que el área de restauración debe ser mayor que el área afectada. Sin embargo, para el caso del Arrecife Alacranes no era sensato poner arrecife donde antes no existían, ya que no había las condiciones para ello sin afectar otros ecosistemas marinos igualmente importantes. Por ello se propuso para ese caso, incluir el concepto de valor esperado dentro del HEA. La probabilidad de que haya accidentes no disminuye el valor de los arrecifes, más sí su valor esperado, ya que con cada

accidente se pierden funciones de estos ecosistemas. Tomando esto en cuenta se propuso incluir como parte del proyecto de restauración que el culpable invirtiera en mecanismos para evitar accidentes en esta zona. Con el fin de ser consistente con el HEA se propuso una inversión con la que el valor esperado del arrecife después del proyecto fuera el mismo que antes del accidente. En este caso se logró establecer la multa óptima sin la necesidad de monetizar el valor de los bienes y servicios ambientales del arrecife, pero utilizando los conceptos de valor para diseñar un mecanismo en la que se definieran las reglas y el monto se fijara como el costo de restauración más el costo de invertir en evitar accidentes. Este caso ha sido uno de los más completos que hemos analizado respecto de la fijación de multas y de ahí se desprendieron lecciones que nos han ayudado a responder las múltiples solicitudes que nos llegan.

LA VALORACIÓN PARA FIJAR COMPENSACIONES PARA AUTORIZAR PROYECTOS

Además del caso de las multas, también llegan al INE solicitudes para que realicemos valoración económica para determinar el monto de las compensaciones que se deben solicitar para autorizar obras o actividades que dañen el medio ambiente o los recursos naturales. En este caso, a diferencia de los accidentes, se puede impedir que suceda el daño. Por ello, previo a cualquier intento por fijar el monto de una compensación se recalca la importancia de seguir el siguiente criterio de prelación: evitar el daño, minimizar los daños no evitables y sólo compensar por aquellos daños residuales que puedan mantenerse después de evitar y minimizar. En ese caso se mantiene la pregunta: ¿cómo compensar por ese daño residual?

Al igual que en el caso de la fijación de multas, una alternativa que hemos propuesto a quienes nos han hecho la pregunta es el uso del HEA pero incorporando

criterios de aceptación social. En términos técnicos esto se traduce como: buscar una compensación que deje a los individuos afectados al menos en el mismo nivel de utilidad que antes de la obra autorizada. La siguiente pregunta es ¿quién tiene que realizar el proyecto de compensación? La debe realizar quién la haga mejor al menor precio, y éste puede ser el Estado, el desarrollador u otro privado, y el precio del proyecto será fijado por el mercado (dados los costos de realizar el proyecto y la disposición del desarrollador a pagar por un proyecto de restauración).

Tres son las formas más comunes en las que se puede solicitar la compensación: 1) en dinero para un fondo estatal que invierta en restauración, 2) en hábitat equivalente solicitado al desarrollador y que él le pague a un tercero para que lo haga o 3) en hábitat equivalente en que el gobierno licita el proyecto con un tercero y luego le cobra al desarrollador y finalmente autoriza. Sea cual sea la forma de solicitar la compensación hemos llegado a una conclusión muy similar al caso de las multas: lograr establecer el monto óptimo de la compensación se puede lograr sin la necesidad de monetizar el valor de los bienes y servicios ambientales, pero utilizando los conceptos de valor para diseñar un mecanismo en el que se definieran las reglas. Con buenas reglas se puede generar la demanda para proyectos de restauración y finalmente un mercado para el desarrollo de estos proyectos. Cabe recalcar que entre las reglas que hemos sugerido en estos casos se encuentran: que la compensación sea suficiente (usando el HEA), que haya un compromiso de manejo a perpetuidad y que se solicite una fianza para asegurar el resultado de la restauración.

VALORACIÓN PARA LA DETERMINACIÓN DE UN PAGO POR LOS SERVICIOS AMBIENTALES DE LOS ECOSISTEMAS

Existen diferentes mecanismos para que los dueños de los predios forestales reciban una remuneración

por los servicios ambientales que prestan. Recibir un pago permite que la conservación represente ganancias y así sea menor el incentivo de deforestar para la conversión de uso de suelo hacia actividades productivas. Los pagos se pueden recibir a través de mercados, de donaciones o de subsidios. Cuando el pago de servicios ambientales se hace a través de un mercado para tales servicios el monto se fija a través de la voluntad de oferentes y demandantes. Los oferentes (dueños del bosque) no cobrarán menos que el costo de conservar (incluyendo el costo de oportunidad de modificar el uso de suelo); y los demandantes no pagarán más que su propia disposición a pagar por el servicio ambiental. Para el caso de la creación de mercados, los estudios de valoración que identifiquen la disposición a pagar por la recarga de acuíferos, la protección del paisaje o cualquier otro servicio ambiental, son muy útiles para aumentar la información y reducir los costos de arreglo entre oferentes y demandantes.

Otra forma de realizar un pago por servicios ambientales es a través de donaciones o subsidios. Para el caso particular de un programa de subsidios como el que aplica la Comisión Nacional Forestal (Conafor) existen dos formas para aproximarse al monto que se debe pagar: definir el monto con base en el valor de los servicios ambientales del bosque; o bien, definir el monto con base en el costo de oportunidad de desmontar para realizar actividades productivas. Dado que en el caso particular de este subsidio el monto total con el que cuenta el programa está fijado, una estrategia puede ser maximizar la cantidad de hectáreas que entren al programa dado el dinero que se tiene. Para determinar este monto se realizó la estimación del costo de oportunidad del uso de suelo forestal en ejidos a nivel nacional, con el que se puede estimar el monto con el que se maximizaría el número de hectáreas en el programa dado un presupuesto (Jaramillo 2004). Vale la pena mencionar, aunque al margen de la valoración, que se trabaja también en la evaluación

del programa con la idea de poder proponer nuevas variables para la asignación de los subsidios y para la determinación del monto.

VALORACIÓN DE ALGUNAS ESPECIES EN PARTICULAR:

AVES, BALLENAS, MURCIÉLAGOS Y COCODRILOS

Diversas han sido las razones por las que hemos realizado ejercicios de valoración económica de algunas especies en particular: estimar la derrama económica generada por el avistamiento de ballenas (Rivera *et al.* 2007), mostrar la importancia del avistamiento de cocodrilos como componente de los paseos en zonas costeras (Sanjurjo y Carlsson 2007), calcular los beneficios económicos del servicio de protección contra las plagas ofrecido por murciélagos (Correa y Gándara 2006), reportar el valor económico de la gaviota elegante para predecir la pesca de sardina en el Golfo de California (Martínez-Cruz *et al.* 2005), o estimar el valor de los humedales costeros del noroeste como sitio de refugio de aves playeras migratorias (Sanjurjo y Alatorre 2007). De estos ejercicios han resultado conclusiones que van más allá de los objetivos planteados. En el caso de los murciélagos y de la gaviota elegante se encontró que estas especies brindaban un servicio a la sociedad, pero que ésta no lo valoraba. Los agricultores cercanos a la cueva donde habitan los murciélagos utilizan pesticidas en la misma intensidad que si no hubiera murciélagos, y los pescadores de sardina del golfo gastan en monitoreo por satélite como si la gaviota no tuviera poder para predecir. Estos estudios llevan a destacar la importancia de la información y el conocimiento de los bienes y servicios ambientales para que estos sean valorados por la sociedad y se evite el desperdicio de recursos de hacer gastos innecesarios en imágenes de satélite o en pesticidas. Por su parte, en los estudios sobre avistamiento de cocodrilos se pudieron hacer simulaciones en las que diferentes políticas se traducían en mayor o menor población de cocodrilos

y ésta en mayor o menor bienestar para la sociedad en general, compuesta por visitantes, prestadores de servicios turísticos, gobierno y productores de cocodrilos. Para los casos de aves migratorias y ballenas se llegaron a los resultados planteados desde su origen y se estimó, en un caso, la derrama económica por el avistamiento de ballenas y en el otro una estimación de los beneficios que genera cada hectárea de humedal costero en el noroeste como hábitat de invierno de aves playeras migratorias. En ambos casos los resultados son útiles para obtener donaciones o un mayor presupuesto para la protección y conservación de las especies valoradas.

RETOS Y PERSPECTIVAS

Se han presentado una serie de ejemplos de casos en los que la valoración económica ha sido de utilidad para orientar las políticas públicas, pero también se han señalado sus limitaciones. El cuadro 3 muestra a manera de ejemplo algunos de los posibles usos de la valoración, sus ventajas, precauciones y limitaciones. Este cuadro pretende resumir las conclusiones a las que hemos llegado tras varios años de trabajo en el tema. Se puede observar cómo la valoración económica sirve para orientar la toma de decisiones, pero se tiene que usar con mucha precaución. Una de las principales es que no se puede usar como criterio único de decisión; además debemos estar conscientes de que rara vez (si no es que nunca) se conocerá a ciencia cierta el valor económico total de algo, aunque sí se puedan hacer aproximaciones muy buenas de algunos componentes de valor y de las acciones que hacen que un ecosistema o una especie se perciba como algo valioso.

Más allá de las recomendaciones puntuales, dependiendo de las razones para las que se requiere la valoración, existen recomendaciones generales que llevan a identificar los retos y las perspectivas de la valoración económica. La pregunta es ¿cómo hacer

que la valoración sea una herramienta que se utilice en la toma de decisiones? Una idea muy difundida en manuales de valoración y en las conclusiones de artículos científicos es que se deberían monetizar los costos y beneficios ambientales en la toma de decisiones. Desde nuestro punto de vista los tiempos y necesidades de la toma de decisiones no corresponden a los necesarios para realizar una valoración correctamente realizada, además de que sería casi imposible que la valoración fuera completa. Esto nos lleva a pensar que la idea de monetizar todo resulta poco factible e incluso poco deseable. Permitir que existan ejercicios puntuales que arrojen información sobre los factores que hacen que un bien o servicio ambiental sea más valorado o sea mejor conservado, puede ser más útil para el tomador de decisiones que pretender monetizar todo. Poder contar con un acervo amplio de investigaciones que permitan a los tomadores de decisión tener una idea de las pérdidas económicas de no conservar un ecosistema (o las ganancias de conservarlo), es un elemento útil, pero no el único a considerar al momento de tomar una decisión.

Resulta de suma importancia recalcar que no es posible conocer el "valor" de algo. Ni de un ecosiste-

ma, ni de una especie; ni siquiera de una mercancía que se pueda intercambiar en el mercado. El valor que le den los usuarios (demandantes) dependerá de su propia valoración subjetiva, el valor que le den quienes lo provean (oferentes) dependerá de su propia función de costos; y el precio será un reflejo de la interacción entre oferentes y demandantes. Este precio variará con el tiempo y en el espacio, por lo que no se puede dar un valor único de algo. Este hecho, que ha quedado de manifiesto en los estudios de valoración realizados, es muy importante para definir el futuro de la valoración. Se deben fijar los objetivos, y de acuerdo con ellos determinar si lo que se busca es conocer una función de costos, estimar una curva de demanda o determinar lo que en economía se llama un precio sombra, que es el precio que tendría un bien o servicio si el mercado funcionara.

A nuestro parecer el mayor reto de la valoración económica de la biodiversidad es utilizar la teoría del valor y las técnicas de valoración para generar información sobre la oferta, la demanda o los precios a fin de orientar la toma de decisiones. Dependerá del propio proceso de toma de decisiones el identificar cuál es la información más relevante.

CUADRO 3. POSIBLES USOS DE LA VALORACIÓN: VENTAJAS, PRECAUCIONES Y LIMITACIONES

POSIBLES USOS DE LA VALORACIÓN	VENTAJAS, PRECAUCIONES Y LIMITACIONES
Evaluación de proyectos	Es una herramienta que puede arrojar información útil para aprobar proyectos de restauración y conservación de ecosistemas y para negar proyectos de desarrollo que dañen ecosistemas. Sin embargo, sería aventurado utilizar valoración de ecosistemas para aprobar proyectos que dañen a los ecosistemas, ya que los ejercicios de valoración rara vez (o nunca) llegan a estimar todos los componentes del valor económico total.

(Continúa)

CUADRO 3. POSIBLES USOS DE LA VALORACIÓN: VENTAJAS, PRECAUCIONES Y LIMITACIONES (CONTINÚA)

POSIBLES USOS DE LA VALORACIÓN	VENTAJAS, PRECAUCIONES Y LIMITACIONES
Fijación de tarifas de entrada a parques	La estimación de la curva de demanda por acceso a parques sirve para definir tarifas de entrada para diferentes opciones de política: no pasar la capacidad de carga, maximizar ganancias del parque o maximizar bienestar social, entre otras.
Determinación de multas	La necesidad de hacer valoración puede ser sustituida por una política en la que se asegure que el monto de la multa es cuando menos igual al daño. En caso de que el gobierno sea quien haga (o licite) la reparación del daño sí se requeriría un ejercicio de costeo para calcular el monto de la multa. Se recomienda que el concepto de reparación se sustente en análisis de hábitat equivalente.
Cálculo de montos de compensación	Se recomienda que se siga un principio de prelación: evitar-minimizar-compensar. La compensación por los daños evitados podrá ser en especie, en cuyo caso será el mercado quién fije el precio. Al igual que en el caso de las multas, cuando el gobierno sea quien haga (o licite) la reparación del daño se requeriría un ejercicio de costeo para calcular el monto de la multa. Se recomienda que el concepto de reparación se sustente en análisis de hábitat equivalente.
Elemento de diagnóstico	Los ejercicios de valoración son una fuerte herramienta de diagnóstico, no porque “valorar sea importante” per se (porque no lo es). Es relevante porque al hacer la valoración aparecen elementos de diagnóstico verdaderamente importantes. Un ejemplo es la necesidad de informar de los servicios ambientales para crear una demanda y con ello un valor positivo hacia estos servicios (como en el caso de los murciélagos o la gaviota elegante).
Obtención de presupuesto	Indicar la derrama económica o el valor económico de un ecosistema o una especie es una herramienta que ha mostrado ser útil a la hora de negociar presupuesto para la protección del elemento valorado.
Simulación de políticas	Los ejercicios de valoración sirven también para simular políticas, ya que bajo diferentes escenarios se puede modificar tanto la oferta como la demanda de los servicios ambientales.

(Continúa)

CUADRO 3. POSIBLES USOS DE LA VALORACIÓN: VENTAJAS, PRECAUCIONES Y LIMITACIONES (CONTINUÍA)

POSIBLES USOS DE LA VALORACIÓN	VENTAJAS, PRECAUCIONES Y LIMITACIONES
Pago por servicios ambientales	La estimación de costos de oportunidad por el cambio de uso de suelo es una herramienta útil para un programa basado en subsidios. Por su parte la estimación de la disposición a pagar de los beneficiarios, por los servicios ambientales del bosque es una buena herramienta para aumentar la información y disminuir los costos de arreglo que se requieren para la creación de un mercado.

Fuente: elaboración propia.

BIBLIOGRAFÍA

- Azqueta, D. y L. Pérez, 1996. Gestión de espacios naturales: la demanda de servicios recreativos. McGraw Hill, Madrid.
- Cooter, R. y T. Ullen (1987) *Law and Economics*. Addison-Wesley Educational Publishers Inc, Nueva Jersey.
- Correa, N. y F. Gándara (2006) Valoración Económica de los Servicios Ambientales Provistos por Colonias de Murciélagos en México. En *Memorias de la Conferencia sobre Economía y Ambiente*, Instituto Nacional de Ecología (INE), Centro Mexicano de Derecho Ambiental (CEMDA), Universidad Iberoamericana (UIA), México.
- Dixon, J.A., L.F. Scura, R.A. Carpenter, P.B. Sherman (1986). *Economic Analysis of Environmental Impacts*. Earthscan Publications Ltd, Londres.
- Fernández, J.C. e I. Islas (2003) *Valoración Económica del Parque Nacional Izta-Popo como Área de Recreo: Un Ejercicio del Método de Costo Viaje por Zona a Sitio Único*. Documento de trabajo de la Dirección General de Economía y Política Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Guevara, A., J. Becerril y E. Castañeda. 2004. Matriz de Contabilidad Social Aplicada al Ejido Mexcaltitán, Nayarit. Artículo presentado en el segundo congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales y de Recursos: ALEAR. Oaxaca, México.
- Hufschmidt, M., D. E. James, A. D. Meister, B. T. Bower y J. Dixon. 1983. *Environment, Nature Systems, and Development: An Economic Valuation Guide*. The Johns Hopkins University Press, Londres.
- Jaramillo, L. A. 2004. Estimación del Costo de Oportunidad del Uso de Suelo Forestal en Ejidos a Nivel Nacional. Documento de Trabajo, Dirección General de Investigación en Economía y Política Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Martínez-Cruz, A., Y. Zepeda, E. Sanjurjo y J. C. Fernández. 2004. Relevancia económica de un predictor de captura pesquera para la industria sardinera del Golfo de California. Documento de Trabajo, Dirección General de Investigación en Economía y Política Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Martínez-Cruz, A. 2005. El valor consuntivo del Desierto de los Leones. *Gaceta Ecológica* 75: 51-64.
- Mitchell, C. y R. Carson. 1989. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- Munasinghe, M. y E. Lutz. 1993. *Environmental Economics and Valuation in Development Decisionmaking*. World Bank Environment Working Paper No. 51, World Bank, Washington, D.C.
- Muñoz, C. y M. Rivera. 2002. *Fees for reefs: the economics of pricing entry to marine protected natural areas in Mexico*. Disponible en: www.ine.gob.mx.

- NOAA (National Ocean and Atmosphere Administration). 2000. *Habitat Equivalency Analysis: An Overview*. National Ocean and Atmosphere Administration, EE.UU.
- Pearce, D. y R. Turner. 1995. *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Colegio de Economistas de Madrid, Madrid.
- Rivera, M., C. Muñoz, V. Arrendondo y L. Marin. 2007. Valoración económica del avistamiento de ballenas en México. Documento de Trabajo, Dirección General de Investigación en Economía y Política Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Sanjurjo, E. y R. Alatorre. 2007. Valoración Contingente del hábitat de invierno de las aves playeras migratorias en la costa del pacífico en América del Norte. Documento de Trabajo, Dirección General de Investigación en Economía y Política Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Sanjurjo, E. y F. Carlsson. 2007. An evaluation of management strategies of recreational use of mangrove forest in Mexico. Borrador aceptado para el tercer congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales y de Recursos: ALEAR. Talca, Chile.
- Sanjurjo, E. e I. Islas-Cortés. 2007. Valoración económica de la actividad recreativa en el Río Colorado. Artículo aceptado para publicarse en la revista *Región y Sociedad*, El Colegio de Sonora, Hermosillo, México.
- Sanjurjo, E. 2007. Aplicación de la metodología de Valoración Contingente para determinar el valor que asignan los habitantes de San Luís Río Colorado a la existencia de flujos de agua en la zona del Delta del Río Colorado. Artículo aceptado el número especial de agua de la revista *El Trimestre Económico*. Fondo de Cultura Económica, México D.F., México.
- Sanjurjo, E. y Y. Carrillo. 2006. Beneficios económicos de los flujos de agua en el Delta del Río Colorado: consideraciones y recomendaciones iniciales. *Gaceta ecológica* 88: 57-62.
- Sanjurjo, E. 2005a. Estimación de la demanda por los Servicios Recreativos de Manglar en Marismas Nacionales: Una aplicación de la metodología de valoración contingente en 'La Tobará', En *Memorias del Segundo Congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales y de Recursos (ALEAR)*, Oaxaca, México.
- Sanjurjo, E. 2005b. La organización social y el valor de los manglares de la costa norte de Nayarit. *Bien Común* 131: 18-20.
- Sanjurjo, E., K. Cadena e I. Erbstoesser. 2005. Valoración económica de los vínculos entre manglar y pesquerías. En *Memorias del Segundo Congreso Iberoamericano de Desarrollo y Medio Ambiente (CIDMA II)*, Puebla, México.
- Sanjurjo, E. y S. Welsch. 2005. El valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. *Gaceta ecológica* 74: 45-74.
- Sanjurjo E. y V. Espinosa. 2005. Evaluación Socioeconómica de Proyectos de Restauración de Ecosistemas. En Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis, *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, Unidos para la Conservación, United States Fish and Wildlife Service, Sierra Madre, México.
- Stiglitz, J. E. 1986. *Economics of the public sector*. Norton, EEUU.
- Tietenberg, T. 1984. *Environmental and Natural Resource Economics*. Scott Foresman and Company, EE.UU.

Sigue la huella de la Conservación...



S E M A N A NACIONAL POR LA **CONSERVACIÓN** **2 0 0 7**

26 de nov. al 2 de dic.



para mayor información visita
www.conanp.gob.mx

o comunícate al 54.49.70.00 ext 17061
con Karla M. Pinal Mora

Manda tus comentarios a:
semanaconservacion@conanp.gob.mx



COMISION NACIONAL
DE AREAS NATURALES
PROTEGIDAS

Construcción de consensos mediante modelación mediada con enfoque en servicios ecosistémicos

OCTAVIO PÉREZ-MAQUEO,¹ MIGUEL EQUIHUA,¹ GABRIELA VÁZQUEZ,¹
MARIA LUISA MARTÍNEZ,¹ ADOLFO CAMPOS,¹ GONZALO CASTILLO,¹
EDMUNDO DÍAZ PARDO,² JOSÉ G. GARCÍA-FRANCO,¹ DANIEL GEISSERT,¹
KLAUS MEHLTRETER,¹ ENRIQUE MEZA¹ Y LYSSETTE MUÑOZ-VILLERS^{3,1}

¹Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver. México

²Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, Qro. México

³Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F. México

Resumen. El entendimiento de los procesos ecosistémicos y la búsqueda de consensos entre actores son fundamentales para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos. Presentamos un ejercicio de modelación mediada sobre el funcionamiento hidrológico de un bosque mesófilo de montaña y se analiza si favorece la comprensión, el análisis y la búsqueda de consensos entre investigadores de distintas disciplinas.

Palabras clave: modelación participativa, servicios ecosistémicos, cuenca.

Abstract. In this study we hypothesize that the active participation of scientists from different areas of expertise during model building enhances communication, and assists in consensus building. To test the above, we built several simulation models focused on ecohydrological services of a tropical mountain forest.

Keywords: modelling, ecosystem services, watershed



INTRODUCCIÓN

Los servicios ecosistémicos se definen como aquellos beneficios que las personas obtienen directa o indirectamente, a partir del funcionamiento natural de los ecosistemas (Costanza *et al.* 1997, Daily 1997, De Groot *et al.* 2002). Las primeras referencias al con-

cepto de funciones de los ecosistemas, servicios y el valor económico de estos, datan de 1960 y principios de los años setenta (De Groot *et al.* 2002). A partir de entonces, se ha transitado de la amplia discusión alrededor del concepto hasta la instrumentación

de programas de pago por servicios ambientales (o ecosistémicos) en distintas partes del mundo (Pagio-la *et al.* 2003, FAO 2004). Estos programas buscan incentivar la conservación de los predios donde se ubican los ecosistemas que proveen un servicio determinado por medio de pagos a los propietarios, lo que se considera una forma de “internalizar” el capital natural necesario para la realización de las actividades humanas.

México inició en 1993 un programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSA-H) y otro por la captura de carbono y protección de la biodiversidad, que además busca apoyar la reconversión a sistemas agroforestales y el mejoramiento de sistemas agroforestales preexistentes (www.conafor.gob.mx, *Diario Oficial de la Federación* 2004a y b). En el 2006, los dos programas anteriores se fusionaron bajo un solo concepto denominado Servicios Ambientales, mediante el cual los apoyos se destinan a promover y desarrollar el mercado de los servicios ecosistémicos mencionados arriba y que son aportados por los ecosistemas forestales y agroforestales (www.conafor.gob.mx). Además del programa federal para servicios ambientales, existen algunas iniciativas estatales y municipales en distintas zonas del país. Por ejemplo, el programa de pago por servicios hidrológicos en el municipio de Coatepec es conocido como una de las experiencias más notables y el primer caso de aplicación de este tipo de instrumentos en México.

Hay que notar que en la práctica los criterios para determinar las áreas elegibles para obtener el pago por servicios ecosistémicos no siempre están basados en procesos ecosistémicos ni en estimadores de la posibilidad de proveer los servicios de interés. Por ejemplo, para el pago de servicios hidrológicos se requiere que el predio: a) cuente con una cobertura forestal del 80% o más; b) esté localizado en una zona crítica de recarga de acuíferos, según el Acuerdo de la CNA (publicado en el D.O.F. el 31 de enero de 2003); c) abastezca de agua a poblaciones mayores

a 5,000 habitantes o; d) se encuentre en el listado de montañas importantes (anexo 2, Reglas de Operación PSAH), o; e) esté dentro de una área natural protegida. Aunque es una aproximación bien intencionada, no se tiene la garantía de que los servicios ecosistémicos de interés se continuarán obteniendo a partir de estos criterios, pues si bien todos ellos pueden ser necesarios, no se ha demostrado que sean suficientes. Para ello se requiere una mayor comprensión del funcionamiento de los ecosistemas y del impacto que las variables que controlan los programas de pagos por servicios ambientales tienen sobre los procesos ecosistémicos.

Algunas de las preguntas que se formulan dentro de los programas de pago por servicios ambientales son: ¿cuáles son las zonas más convenientes de conservar para maximizar la provisión de uno o varios servicios ecosistémicos?; ¿es posible evitar deslaves y derrumbes si se conservan los bosques?; ¿una cubierta vegetal boscosa provee una mayor cantidad de agua?; ¿es posible incrementar la calidad del agua con una cubierta arbórea? Al respecto, es frecuente encontrar interpretaciones erróneas sobre el papel que puede jugar un componente dentro del ecosistema. Por ejemplo, en algunos casos existe la discusión sobre si la cobertura vegetal boscosa maximiza la disponibilidad de agua en los ríos o no. Uno de los argumentos en contra de esta aseveración es que la evaporación suele ser mayor cuando se le añade la transpiración de las plantas. Si bien lo anterior es cierto, habría que incluir el efecto de otras propiedades de los bosques, como son las características de sus suelos asociados a altas tasas de infiltración y retención de agua a lo largo del tiempo. Debido al riesgo de utilizar supuestos potencialmente erróneos y a la necesidad de contestar las preguntas planteadas, los responsables de los programas de pagos por servicios ambientales necesitan herramientas que les permitan tomar decisiones informadas con base en el conocimiento científico (Silvano *et al.* 2005), e instrumentos

que faciliten el que este conocimiento se transfiera de manera comprensible y confiable.

De acuerdo con lo anterior, es posible ver que uno de los principales retos dentro del tema de los servicios ecosistémicos es la comprensión de los procesos funcionales mediante los cuales se generan estos servicios. Para ello es necesario desarrollar trabajos teóricos y experimentales así como contar con herramientas metodológicas y marcos conceptuales que integren dicho conocimiento. En este sentido, los modelos de simulación son una herramienta que puede ser muy útil ante estas necesidades. Los modelos permiten visualizar posibles escenarios que difícilmente sería posible detectar tan sólo con nuestra intuición. Lo anterior, enriquece la formulación de hipótesis sobre los procesos que operan a distintas escalas espaciales y temporales, convirtiendo a las computadoras en laboratorios virtuales donde también se pueden explorar algunas de estas hipótesis. Es importante considerar que la utilidad de los modelos depende, en forma crítica, de que se les construya para resolver un problema claramente identificado y no para “describir el sistema”. Es a partir de esta práctica que los modelos resultan valiosos para mantener el foco en el trabajo de los grupos de investigación y es también por ello que pueden fomentar la búsqueda de los acuerdos necesarios para abordar el problema objetivo.

En muchos casos, el simple proceso de construcción de un modelo conceptual puede lograr un entendimiento más profundo de un problema determinado, que el obtenido a través de los modelos mentales. En este trabajo mostramos que la participación activa de los actores (*v.gr.*, científicos de diferentes disciplinas) durante la construcción de un modelo, ofrece una serie de ventajas adicionales. Además de que el modelo se enriquece con la inclusión de distintos puntos de vista, los participantes se “apropian” del modelo y por lo tanto éste se vuelve más confiable y útil, tanto para la transmisión del conocimiento como para la instrumentación de políticas. Una herramienta que

puede ser útil para la construcción de estos modelos es el enfoque de “modelación mediada” que se basa en la búsqueda de un aprendizaje de grupo a través de la participación total de los actores en la construcción del modelo y de la incorporación de estos desde las etapas iniciales del análisis de un problema determinado (Van den Belt 2004).

El objetivo del presente trabajo es presentar las ventajas que puede tener la modelación mediada como una estrategia para el entendimiento y alcance de consensos entre distintos actores en el estudio y el aprovechamiento de servicios ecosistémicos. Para ello se presentan los resultados de un ejercicio con el cual se valoró si a través de la construcción explícita de un modelo de simulación los participantes podían integrar una visión conjunta sobre los procesos que ocurren en los ecosistemas que generan servicios ecosistémicos hídricos.

MODELACIÓN MEDIADA, ENTENDIMIENTO Y CONSENSOS

A pesar del gran potencial de comprensión de un proceso que ofrecen los modelos, en muchas ocasiones se perciben como cajas negras a las que se “alimenta” con datos y producen respuestas de una manera desconocida por los usuarios. Esta idea puede deberse a que frecuentemente se piensa que la modelación sólo pueden realizarla expertos que entienden los códigos y secretos del modelo. Hoy en día, si bien esta práctica aún es común y útil para ciertos propósitos, también existe la opción de que los principales actores e investigadores de un problema particular formen parte de la construcción del modelo desde su inicio a través de la modelación mediada, la cual constituye una aproximación al análisis y a la solución de problemas que acentúa la utilidad de los modelos.

La figura 1 resume la ganancia que se puede obtener con la modelación mediada en comparación con la modelación realizada por expertos sin participación

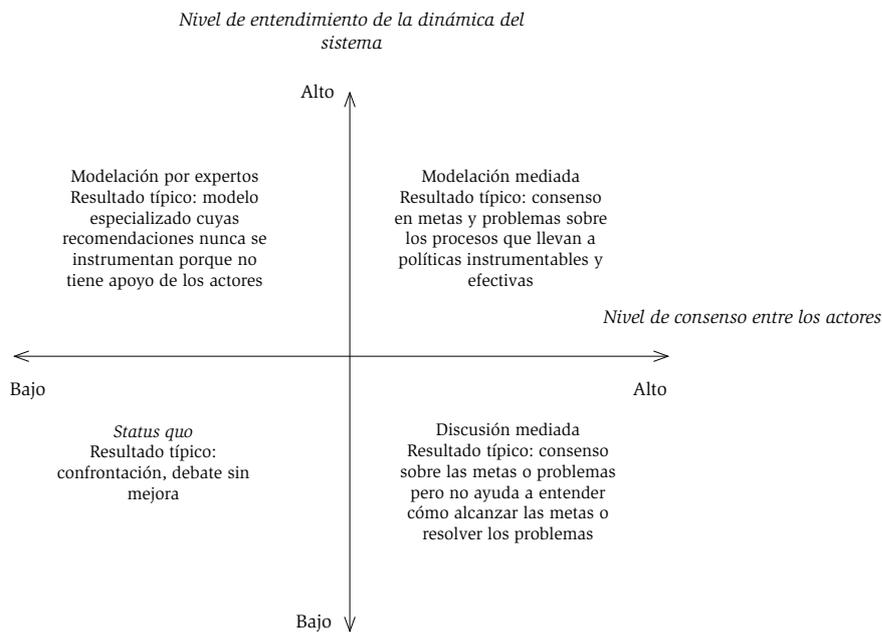
de actores y con la discusión mediada sin modelación. Los modelos realizados por expertos en modelación, sin la participación de los actores, generan un nivel elevado de comprensión de procesos, pero el nivel de consenso es bajo. Por otro lado, si bien la discusión mediada permite alcanzar consensos entre los actores, esto no significa necesariamente que exista un entendimiento compartido sobre el funcionamiento del sistema, el cual es importante para encontrar soluciones a un problema determinado. La modelación mediada combina las características positivas de la modelación realizada por expertos y las discusiones realizadas entre todos los actores (Van den Belt 2004). A través de la construcción del modelo de manera conjunta se busca crear una visión compartida entre los distintos actores y optimizar el nivel de comprensión de la dinámica del sistema. Para ello la participación de los actores se realiza no sólo en la formulación de preguntas que se desean contestar con el modelo,

sino también en la elaboración de los algoritmos que reflejen los procesos funcionales que conocen con base en su experiencia.

EJERCICIO DE MODELACIÓN MEDIADA

Este ejercicio se desarrolló dentro del proyecto Análisis y modelación del efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua de los ríos en la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla). El objetivo principal del proyecto es estimar la “salud” de la cuenca del río La Antigua midiendo su funcionalidad a través de la calidad y cantidad de agua disponible, de las características del suelo y la biodiversidad, todo ello para su aprovechamiento potencial. Dentro del contexto de este proyecto se propuso a los participantes construir un modelo que ayudara a entender la manera en que los cambios en el uso del suelo repercuten en la cantidad y calidad del agua producida en la cuenca.

FIGURA 1. RESULTADOS TÍPICOS QUE SE PUEDEN OBTENER BAJO DISTINTAS APROXIMACIONES DE RESOLUCIÓN DE PROBLEMAS CONSIDERANDO EL NIVEL DE ENTENDIMIENTO Y EL NIVEL DE CONSENSO ENTRE ACTORES



Fuente: Van den Belt 2004.

Recuadro 1 (continúa)

El regulador del flujo "controla" la tasa de entrada o salida que llega al stock, por medio de una expresión algebraica cuyos componentes están dados por los elementos asociados a él, como se señala en la figura. Tales componentes pueden ser otros flujos, stocks y convertidores (que se describen adelante).

Nubes. Indican una fuente ilimitada o reservorios de elementos fuera del modelo. Esta fuente no es afectada por las relaciones que se establecen en la construcción del modelo y no tienen ningún tipo de nomenclatura especial.

Convertidores. Están representados por círculos y en general, como su nombre lo indica, convierten las entradas de información en una

determinada salida de la misma. Así, un convertidor puede contener el valor de una constante, calcular relaciones algebraicas o contener relaciones en forma de gráficas.

Conectores. Las líneas o flechas que unen a los diversos componentes se denominan conectores.

Fantasmas. Son "réplicas" de los stocks, flujos y convertidores y contienen exactamente la misma información que el elemento original. La función de los fantasmas es evitar muchas conexiones entre los elementos del modelo y así facilitar la lectura del mismo. Un fantasma puede ser reconocido en el programa porque están delimitados por una línea punteada.

ANÁLISIS DE RESULTADOS

Con el fin de conocer si la aproximación de la modelación mediada fue útil, se aplicó una encuesta a los investigadores (actores). La encuesta estuvo orientada a conocer los siguientes aspectos: si el modelo ayudó a tener un mejor entendimiento del problema; si éste favoreció a una mejor comunicación entre los participantes; si la idea de construir modelos podría usarse como una estrategia para resolver problemas y algunas preguntas sobre el modelo en sí. Los participantes asignaron un valor entre 1 y 5 en función de qué tanto estaban de acuerdo con los enunciados que conformaban la encuesta: totalmente de acuerdo (5); de acuerdo en lo general (4); neutral (3), en desacuerdo en lo general (2), totalmente en desacuerdo (1). También se hicieron algunas preguntas generales donde los participantes manifestaron su opinión sobre la factibilidad de aplicar este ejercicio a otros actores. Debido a la falta de espacio no se presentan en este artículo estas preguntas y sus respuestas tal y como fueron obtenidas durante el ejercicio. No

obstante, en los resultados se presenta un resumen de las mismas y en caso de ser requeridas pueden solicitarse por correo electrónico (octavio.maqueo@inecol.edu.mx).

RESULTADOS

La figura 2 muestra el modelo realizado con la participación de los grupos de investigación. El proceso de construcción permitió obtener resultados interesantes en el nivel de entendimiento y la formulación de nuevas hipótesis de trabajo. Por ejemplo, se identificaron algunas variables que dentro de la zona pueden estar jugando un papel preponderante en el balance hídrico. Tal es el caso de las plantas epífitas que probablemente tengan un efecto importante en los sitios cultivados con café. También se encontró necesario establecer correlaciones entre variables que permiten estimar parámetros hidrológicos en otros sitios. Al respecto, actualmente se ha comenzado a relacionar algunas propiedades del suelo (humedad, textura, densidad

aparente, porosidad y materia orgánica) con las tasas de infiltración medidas en campo. Sobre este punto es importante mencionar que si bien existen en la literatura algunas correlaciones entre estas variables para distintos tipos de suelo (Lowery *et al.* 1996, United States Department of Agriculture 1999), no hay datos reportados para el caso del Andosol, que es el tipo de suelo representativo de la zona para la cual se construyó el modelo. Además, a partir de la construcción del modelo se ha fortalecido la vinculación con otros grupos de investigación que actualmente realizan mediciones de algunas variables hidrológicas en la zona de estudio.

En relación con los resultados de la encuesta el nivel de acuerdo con las afirmaciones fue relativamente alto (valores entre 4 y 4.3) para los temas generales (entendimiento del problema, la comunicación entre participantes, incorporación de la modelación como

estrategia para resolver nuevos problemas y el modelo en sí (véase figura 3). Sin embargo, para algunas de las preguntas no fue así. Por ejemplo, aún no se percibe que el problema para el cual se decidió construir el modelo se haya resuelto favorablemente (pregunta 6). Por otro lado, aunque los participantes en promedio consideraron que el modelo ayudó a la comunicación entre ellos (pregunta 9), los resultados fueron más bajos y más cercanos a 3 (neutral) cuando se les preguntó si pensaban que el modelo era una herramienta útil para la comunicación de los problemas de la cuenca (pregunta 14), y una respuesta similar también la tuvo la afirmación sobre si estaban planeando usar el modelo para comunicarse con otros (pregunta 16). Los participantes opinaron que la interacción/comunicación durante las reuniones donde se construyó el modelo fue constructiva. Dentro de los comentarios también manifestaron que a través

FIGURA 2. MODELO CONSTRUIDO CON LA PARTICIPACIÓN DE LOS INTEGRANTES DEL PROYECTO. LA CONTRIBUCIÓN DE CADA GRUPO SE SEÑALA CON UN TONO DIFERENTE EN LA TIPOGRAFÍA: GRIS CLARO = VEGETACIÓN; NEGRO = GEOMORFOLOGÍA Y SUELOS; CURSIVAS = HIDROLOGÍA Y CALIDAD DEL AGUA

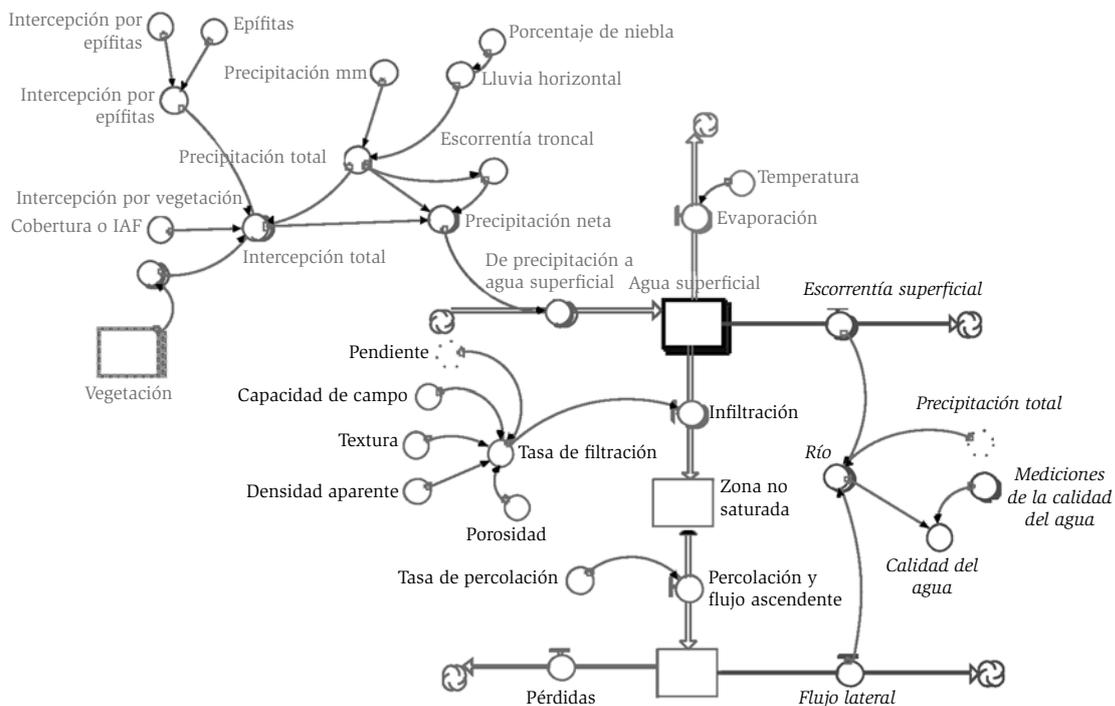
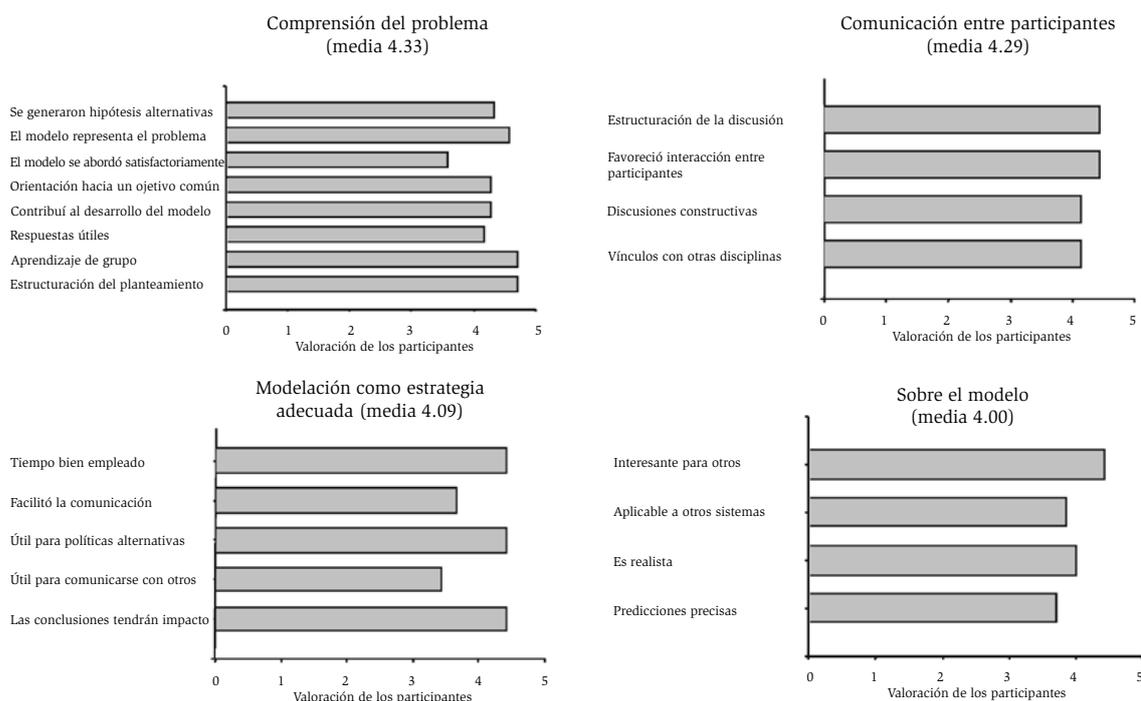


FIGURA 3. RESULTADOS PROMEDIO (N = 9) DEL CUESTIONARIO APLICADO A LOS INVESTIGADORES



del ejercicio aprendieron a organizar mejor sus ideas, a integrar la información y que era fundamental el trabajo en equipo así como escuchar la opinión de otros participantes. En general, todos estuvieron de acuerdo en que era posible aplicar este mismo ejercicio a tomadores de decisión y otros actores y mostraron interés en participar nuevamente.

DISCUSIÓN

La construcción de modelos de simulación es, en general, una práctica común en muchos países del mundo. Sin embargo, y a pesar de los beneficios que ésta ofrece, en México la modelación es poco empleada en la resolución de problemas ambientales. Una de las razones de lo anterior puede ser que no existen los datos para correr dichos modelos. Sin embargo, los resultados de este trabajo muestran que la simple construcción conceptual del modelo enriquece de manera importante la comprensión de un problema determinado. Además, otra de las

propiedades útiles de los modelos es que ayudan a identificar cuáles son los huecos de información para los que hay que conseguir datos, ya sea en el campo o a partir de otras fuentes.

En general, y debido a sus características inherentes, los estudios enfocados a la provisión de los servicios ecosistémicos son de naturaleza multidisciplinaria. Si bien la interacción entre disciplinas no resulta una tarea fácil, pensamos, como sugieren Risbey *et al.* (1996), que ésta puede realizarse mediante la conexión de representaciones matemáticas de los componentes de los sistemas naturales y sociales en un modelo de simulación. Los resultados de este trabajo apoyan la idea de que la modelación mediada es efectivamente una herramienta útil para este fin.

Durante el ejercicio de modelación mediada se incrementó la comprensión de los procesos que generan servicios ambientales hidrológicos y fue posible establecer una mejor comunicación entre los participantes. Poco a poco los participantes del ejercicio se han ido “adueñando” del modelo y se pretende que éste sea

usado como herramienta para transmitir y resolver los problemas en la cuenca. Se tiene confianza de que en un futuro próximo, estos modelos sean el vínculo de comunicación entre especialistas y otros sectores de la sociedad como: autoridades encargadas de los programas de pago por servicios ambientales, organizaciones no gubernamentales, ciudadanos que pagan por el servicio ambiental y dueños de predios, entre otros. Lo anterior puede tener varias implicaciones. En primer lugar, estamos seguros que la participación de nuevos actores en la construcción del modelo enriquecerá nuestro entendimiento sobre los problemas que atañen a la zona. En segundo lugar, pensamos que explicar a través del modelo los procesos biofísicos que intervienen en la generación de servicios ecosistémicos hidrológicos permitirá establecer con claridad los supuestos sobre los cuales se basan los programas de pago. Finalmente, se espera que los escenarios potenciales que se generarán con la versión final del modelo ayuden al planteamiento y diseño de políticas ambientales para la región. Sobre este punto es importante mencionar que la recopilación de datos que actualmente se realiza paralelamente a la construcción del modelo a través del proyecto de la Antigua permitirá la verificación de los resultados que se obtengan con las simulaciones.

Para que la modelación mediada muestre todo su potencial, es importante incorporar a los encargados de los programas de pago por servicios ambientales y a los grupos de la sociedad interesados en el tema. El grado de participación de estos grupos dependerá de los objetivos del modelo y de las preguntas que deseen contestar con el mismo. La modelación mediada podrá ser de gran ayuda en la formulación inicial del modelo en donde se establezcan de manera general los procesos que generan servicios ambientales, así como el efecto de los programas de pago de servicios ambientales y los resultados que espera la sociedad en términos ambientales y económicos. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la modelación detallada

realizada tradicionalmente por expertos en modelación puede ser necesaria en algún momento del proceso, por ejemplo, para predecir escenarios con distintos tipos de manejo. Los resultados de dichos modelos pueden insertarse en uno más general que todos entiendan y con el que se puedan tomar decisiones considerando también aspectos económicos y sociales. El modelo que se está construyendo dentro del proyecto de la Antigua busca ser el primer paso para la comunicación con estos grupos y por lo tanto se ha tratado que sea lo suficientemente comprensible para los usuarios y que facilite la comunicación entre los expertos de las diferentes disciplinas con el resto de la sociedad y los tomadores de decisión. Finalmente, el aprovechamiento y el entendimiento de los procesos que generan servicios ecosistémicos requieren de nuevas estrategias metodológicas. Dentro de estas estrategias es necesaria una mayor vinculación entre científicos y sociedad. La modelación mediada puede ser parte de estos nuevos métodos en donde a través de la participación y cooperación entre sectores sea más fácil alcanzar el bienestar de nuestra sociedad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó dentro del proyecto Análisis y modelación del efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua de los ríos en la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla) apoyado por el CONACYT (No. 43082), y parcialmente por el Instituto de Ecología, A.C. Se agradece a los propietarios de los predios que permitieron la obtención de datos dentro de sus propiedades para que este trabajo se llevara a cabo.

BIBLIOGRAFÍA

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton y M. Van den Belt. 1997.

- The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-259.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's Services*. Island Press, Washington, D.C.
- De Groot, R. S., M. A. Wilson y R. M. J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- Diario Oficial de la Federación. 2004a. Acuerdo por el que se modifica el diverso que establece las Reglas de Operación para el otorgamiento de pagos del Programa de Servicios Ambientales Hidrológicos. Viernes 18 de junio de 2004.
- . 2004b. Acuerdo que establece las Reglas de Operación para el otorgamiento de pagos del Programa para desarrollar el mercado de servicios ambientales por captura de carbono y los derivados de la biodiversidad y para fomentar el establecimiento y mejoramiento de sistemas agroforestales (PSA-CABSA). Miércoles 24 de noviembre de 2004.
- FAO. 2004. Sistemas de pago por servicios ambientales en cuencas hidrográficas. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe Santiago, Chile, Arequipa Perú. 2-12 de junio de 2003
- Lowery, B., M.A. Arshad, a. R. Lal y W. J. Hickey. 1996. *Soil water parameters and soil quality..* Soil Sci. Soc. Am., Madison, EE.UU. Pp. 143-157.
- Olsson, J. A., y L. Andersson. 2007. Possibilities and problems with the use of models as a communication tool in water resource management. *Water Resources Management* 21:97-110.
- Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Millis. 2003. *La venta de servicios ambientales forestales*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Risbey, J., M. Kandlikar y A. Patwardhan. 1996. Assessing integrated assessments. *Climatic Change* 34:369-395.
- Silvano, R. A. M., S. Udvardy, M. Ceroni y J. Farley. 2005. An ecological integrity assessment of a Brazilian Atlantic Forest watershed based on surveys of stream health and local farmers' perceptions: implications for management. *Ecological Economics* 53:369-385.
- United States Department of Agriculture. 1999. Soil Quality Test Kit Guide. 88 pages. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Natural Resources Conservation Service and Soil Quality Institute.
- Van den Belt, M. 2004. *Mediated modeling: a system dynamics approach to environmental consensus building*. Island Press, EE.UU.

Foto: istockphoto.com.

Los servicios ecosistémicos y la toma de decisiones: retos y perspectivas

PATRICIA BALVANERA^{1*} Y HELENA COTLER²

¹ Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

² Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT

* Autora para correspondencia: pbalvane@oikos.unam.mx, Apdo. Postal 27-3, Sta. María de Guido 58090, Morelia, Michoacán, México. Tel. 56232707 o 4433222707, Fax 56232719 o 4433222719.

Resumen. Los artículos reunidos en este número especial representan una muestra de la diversidad de enfoques del creciente campo de los servicios ecosistémicos. En esta conclusión las autoras presentan una perspectiva de los principales retos para el desarrollo de la investigación y de las aplicaciones a la toma de decisiones en el campo.

Palabras clave: servicios ambientales, generación de políticas.

Abstract. *The articles gathered in this special number represent a diversity of perspectives on the growing field of ecosystem services. In this conclusion the authors present an overview of the main challenges for the development of research and applications to decision-making in this field.*

Keywords: *environmental services, policy-making*



INTRODUCCIÓN

El campo del estudio de los servicios ecosistémicos y sus aplicaciones para la toma de decisiones está creciendo rápidamente. A pesar de que nuestro entendimiento de qué son los servicios, de qué factores biofísicos y sociales dependen, cómo benefician a la personas y cómo podemos asegurar su provisión está creciendo, aún queda mucho por hacer.

En esta revista recopilamos una muestra de la creciente diversidad de enfoques al respecto. Del análisis de esta recopilación, así como de la exploración de la literatura reciente, emergen algunas tendencias que nos permiten delinear los principales retos y perspectivas de la investigación y sus implicaciones para la toma de decisiones en torno a los servicios ecosistémicos.

NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

Los vínculos entre el bienestar humano y los ecosistemas no se conocen a fondo para la gran mayoría de los ecosistemas del planeta, para una gran variedad de contextos socio-económicos, y para múltiples escalas desde lo global hasta lo local. En este número especial de *Gaceta ecológica* documentamos algunos de los servicios que proveen los bosques templados del centro de México (Almeida-Leñero *et al.* 2007; Pérez-Maqueo *et al.* 2007) y del sur de Chile (Meynard *et al.* 2007), los ecosistemas acuáticos continentales tropicales (Castello *et al.* 2007), así como cuencas hidrológicas (Avila-Foucat 2007) o especies individuales (Aguilera-Taylor *et al.* 2007) del trópico seco. Los estudios presentados abarcan un abanico de condiciones socio-económicas, incluyendo la gran heterogeneidad de las culturas ligadas a las pesquerías de los trópicos (Castello *et al.* 2007), el mosaico cultural, urbanas a rurales, en el sur de la ciudad de México (Almeida-Leñero *et al.* 2007), en el sur de Chile (Meynard *et al.* 2007), o las zonas altamente marginadas de mestizos en la cuenca del Balsas en México (Aguilera-Taylor *et al.* 2007). A través de los múltiples trabajos abarcamos escalas espaciales que van desde toda una eco-región de Chile (Meynard *et al.* 2007) hasta una cuenca pequeña de sólo 30 km² al sur de la Ciudad de México (Almeida-Leñero *et al.* 2007). Esta diversidad nos muestra la enorme complejidad del tema así como el largo camino que falta por recorrer.

Queda aún mucho por saber acerca del papel que juegan las características de los ecosistemas en su capacidad de brindar servicios (Kremen 2005; MA 2005). Es necesario profundizar acerca de la relación entre los componentes, condiciones y procesos de los ecosistemas y los distintos servicios ecosistémicos. Algunas de estas relaciones se exploraron para la relación entre la cantidad y la calidad de agua que proveen los bosques templados (Meynard *et al.* 2007;

Pérez-Maqueo *et al.* 2007). Queda pendiente la discusión creciente acerca de la distinción entre funciones y servicios, así como la definición misma de los servicios (Quétier *et al.* 2007). Además, sabemos poco acerca de cómo cuantificar la provisión de servicios (Balvanera *et al.* 2005)). Se desconocen los patrones espaciales de provisión de los servicios, y por lo tanto las prioridades de conservación para su mantenimiento (Balvanera *et al.* 2001; Chan *et al.* 2006). Por otro lado, falta mucho para describir los múltiples servicios que proveen los distintos ecosistemas (Almeida-Leñero *et al.* 2007), así como la identificación de servicios prioritarios para ciertos tipos de ecosistemas. El análisis de servicios cuya provisión está declinando a tasas aceleradas y que son fundamentales para un gran número de pobladores, como los derivados de las pesquerías tropicales (Castello *et al.* 2007), o los servicios asociados a la regulación del impacto de eventos meteorológicos extremos (MA 2005), deberían ser abordados urgentemente.

A pesar de que el concepto mismo de servicios ecosistémicos se generó para entender las ligas entre los ecosistemas y el bienestar humano, sabemos realmente muy poco acerca de cómo y en qué medida los ecosistemas inciden en el bienestar humano (MA 2005; Bennet y Balvanera 2007). Los trabajos en torno a la valoración de los servicios ecosistémicos (Costanza *et al.* 1997; Daily 1997; De Groot *et al.* 2002; Avila-Foucat 2007; Meynard *et al.* 2007; Sanjurjo Rivera y Islas Cortés 2007; Wunder *et al.* 2007) tienen justamente el objetivo de mostrar a la sociedad los beneficios que obtienen de los ecosistemas a través de un sistema de medición monetario. Los enfoques de la valoración y las herramientas disponibles para hacerlo son múltiples (Avila-Foucat 2007; Sanjurjo Rivera y Islas Cortés 2007) e implican una elevada complejidad, incluyendo el entendimiento de los múltiples componentes y procesos involucrados en el ecosistema, y la valoración de algunos o todos esos componentes; estos beneficios a las sociedades no se

limitan a aspectos monetarios. Estos beneficios podrían evaluarse en términos sociales, es decir, número de personas beneficiadas por el servicio o afectadas por la falta de éstos, en términos de salud y calidad de vida, de seguridad o vulnerabilidad ante eventos extremos, e incluso de buenas relaciones sociales o la prevalencia de conflictos (MA 2005), las cuales se desconocen casi por completo. Un tema central en la identificación de beneficios para la sociedad se refiere a que los servicios benefician diferencialmente a distintos sectores de la sociedad, que aprecian o perciben de manera diferente estos beneficios, y que además promueven de forma diversa la provisión de servicios variados (Maass *et al.* 2005; Byers 2007; Quétier *et al.* 2007). Así, mientras que algunos servicios representan ganancias monetarias para algunos sectores de la sociedad, como es la extracción de recursos forestales de los bosques templados ((Meynard *et al.* 2007), otros servicios pueden ser cruciales para la sobrevivencia de la población, como el caso de los servicios derivados de las pesquerías tropicales (Castello *et al.* 2007); asimismo, mientras que los beneficios derivados de la actividad agrícola benefician fundamentalmente a los dueños de las parcelas, los servicios derivados de la regulación del clima son fundamentales para todos los habitantes del planeta (Maass *et al.* 2005; Byers 2007). El entendimiento de este abanico de posibilidades, pero sobre todo los contrastes en perspectivas y necesidades de los distintos sectores de la población dentro de un mismo ecosistema, es fundamental para el desarrollo de alternativas de manejo que aseguren el mantenimiento de la provisión de los distintos servicios ecosistémicos.

Por todo lo anterior, el estudio de los servicios ecosistémicos es inherentemente complejo y representa un reto enorme. Su comprensión requiere del entendimiento tanto de la complejidad inherente de los sistemas ecológicos, la de los sistemas sociales, así como la de su interacción (Liu *et al.* 2007). Por esto, es indispensable un abordaje interdisciplinario,

que incluye la generación de marcos conceptuales y metodológicos que permitan la integración de las dos perspectivas. En este número especial de la *Gaceta ecológica* mostramos los esfuerzos de varios grupos para la construcción de sus propios marcos así como los retos a los que se enfrentan (Meynard *et al.* 2007; Quétier *et al.* 2007). Los marcos conceptuales disponibles a la fecha, como el del Millennium Ecosystem Assessment (MA 2003), representan un punto de partida desde el cual los distintos grupos de trabajo tendrán que construir los adecuados a sus propias necesidades.

En la búsqueda de nuevos marcos conceptuales, nuevas metodologías, nuevos acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos y sus implicaciones para la toma de decisiones es fundamental el intenso intercambio de experiencias, perspectivas, éxitos y fracasos entre los interesados en el tema. Algunos de los mecanismos que permiten fomentar el intercambio de experiencias son las reuniones científicas y la formación de redes de especialistas. En ese sentido, el primer congreso internacional sobre servicios ecosistémicos se llevó a cabo en noviembre del 2007 en Chile (Lara y Echeverría 2007). También la Red Latinoamericana de Estudios en Servicios Ecosistémicos (<http://www.forecos.net/lanes/index.php>) facilita la colaboración entre investigadores, la identificación de problemas comunes, así como la formación de recursos humanos en el tema.

IMPLICACIONES PARA LA TOMA DE DECISIONES

Los avances científicos en el entendimiento de los servicios ecosistémicos son indispensables para poder transferirlos hacia la sociedad de tal forma que tengan consecuencias en la toma de decisiones y en la generación de políticas que aseguren su mantenimiento. En esta discusión es particularmente importante entender quienes son los interlocutores en esta transferencia y las herramientas desarrolladas para comunicarse con

ellos, así como analizar los éxitos y limitaciones de las experiencias actuales al respecto.

Todos los sectores de la sociedad se benefician de los ecosistemas, y por lo tanto es fundamental que todos entiendan las estrechas conexiones entre su bienestar y el de los ecosistemas. Las poblaciones rurales dependen muy estrechamente de estos últimos para su sobrevivencia (Gadgil 1993; Kaimowitz y Sheil 2007), pero existe una gran variación en el conocimiento que tienen los distintos grupos tienen. Programas como los desarrollados por Forecos en Chile (Meynard *et al.* 2007) son fundamentales para fomentar el entendimiento de estos vínculos; otros programas incluyen además la transmisión del conocimiento. Es particularmente importante que tomadores de decisiones a niveles que incluyen las instituciones locales de toma de decisiones (como un ejido en México), los municipios, los estados y los países estén familiarizados con los servicios ecosistémicos para fomentar la generación de políticas que aseguren su mantenimiento. Herramientas como la modelación mediada desarrollada para los servicios hidrológicos en el estado de Veracruz (Pérez-Maqueo *et al.* 2007), el desarrollo de modelos asociados a escenarios futuros contrastantes, así como los distintos acercamientos a la valoración de los servicios ecosistémicos (Sanjurjo Rivera y Islas Cortés 2007) son algunas de las herramientas que han mostrado su utilidad para la transferencia de conocimiento hacia estos tomadores de decisiones. Queda aún mucho por hacer al respecto, en particular en lo que se refiere a la incorporación de las distintas necesidades que tienen los diversos sectores de la sociedad al proceso de toma de decisiones (Quétier *et al.* 2007).

A la fecha se han desarrollado una gran variedad de estrategias que han permitido cambiar los patrones actuales de manejo de los ecosistemas y asegurar el mantenimiento de los servicios que estos proveen (MA 2005). Algunas de estas incluyen el desarrollo de tecnologías para el manejo sustentable de los recursos

y de los ecosistemas asociados (Peters *et al.* 2003); otras se basan en la transferencia de conocimiento a los sectores de la población junto con el reforzamiento de las instituciones locales de toma de decisiones para incrementar su poder y autonomía (Berkes *et al.* 2003); se proponen otras enfocadas a reducir los subsidios otorgados a actividades agrícolas con profundos impactos sobre los ecosistemas mientras que se promueven incentivos para productos obtenidos bajo condiciones que favorecen el mantenimiento de muchos otros servicios (Bennet y Balvanera 2007).

A pesar de la gran variedad de estas estrategias e instrumentos, el más popular y exitoso a la fecha es el que implica esquemas de pagos por servicios ecosistémicos (Wunder *et al.* 2007). Desde el año 2003, en México se han diseñado e implementado un conjunto de programas nacionales de pago por servicio ambiental que incluyen pagos por servicios hidrológicos (PSA) y pagos por carbono, biodiversidad y agroforestería (PSA-CABSA). Hasta la fecha se han beneficiado a 1,448 ejidos, comunidades rurales y pequeños propietarios, cubriendo un total de 683,000 ha (Corbera *et al.* 2007).

El éxito de estos programas se debe en parte a la relativa simplicidad del concepto involucrado, a la gran prevalencia de los mercados, y por lo tanto de mecanismos asociados a estos, al impulso por parte de conservacionistas y agencias internacionales, a la participación de múltiples sectores de la sociedad, desde los campesinos dueños de las parcelas hasta la grandes corporaciones internacionales, dispuestas a participar en esquemas de pago (MA 2005; Wunder *et al.* 2007). Sin embargo, estos programas tienen aún deficiencias. En particular destaca la falta de entendimiento de los componentes y procesos biofísicos y sociales involucrados en la provisión de estos servicios, lo que impide una adecuada selección de los sitios óptimos para estos programas. Además, se conoce poco acerca de los impactos a mediano plazo que estos programas tienen sobre los ecosistemas y su

capacidad de provisión de servicios (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2001; Wunder *et al.* 2007).

El reto más fuerte para asegurar el mantenimiento de los servicios ecosistémicos a largo plazo es la incorporación de las necesidades de los distintos sectores de la sociedad junto con el entendimiento de los factores asociados a la provisión de los múltiples servicios ecosistémicos a la generación transversal de políticas de desarrollo. Mientras el énfasis permanezca en la producción de bienes y servicios por separado, en programas gubernamentales independientes e inconexos entre sí que no incluyan un entendimiento de los impactos de éstos sobre los distintos servicios y los distintos sectores de la sociedad, estará en peligro el mantenimiento de la capacidad de los ecosistemas para beneficiar en el largo plazo a las sociedades humanas.

CONCLUSIONES

El estudio de los servicios ecosistémicos así como sus aplicaciones a la toma de decisiones es un área creciente con amplias perspectivas para el futuro. Debido a que el concepto nos permite establecer un vínculo explícito entre los ecosistemas y el bienestar humano, este acercamiento está mostrando ser de gran utilidad para modificar los patrones actuales de uso de los recursos hacia un desarrollo más sustentable.

A lo largo de este número especial hemos podido apreciar la gran variedad de acercamiento al tema, así como identificar los retos para el futuro, tanto en el campo de la investigación como en el de su vinculación con la toma de decisiones. Si bien consideramos que esto nos es más que una pequeña muestra de lo que está sucediendo en este dinámico campo, esperamos que las contribuciones compiladas aquí sirvan para inspirar a estudiantes, investigadores y tomadores de decisiones para la generación de nuevo conocimiento, de nuevas alternativas para asegurar la provisión de los servicios ecosistémicos, o de

aplicaciones del conocimiento actual hacia la toma de decisiones.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera-Taylor, I., A. Corzo-Domínguez, G. Muñoz-Castro y L. López-Hoffman. 2007. Servicios ambientales de una palma endémica: importancia para la población rural. *Gaceta ecológica* 84-85: 75-83.
- Almeida-Leñero, L., M. Nava, A. Ramos, M. Espinosa, M. J. Ordoñez y J. Jujnovsky. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, D.F. *Gaceta ecológica* 84-85: 53-64.
- Avila-Foucat, V. S. 2007. Los modelos de economía ecológica: una herramienta metodológica para el estudio de los servicios ambientales. *Gaceta ecológica* 84-85: 85-91.
- Balvanera, P., G. C. Daily, P. R. Ehrlich, T. H. Ricketts, S. A. Bailey, S. Kark, C. Kremen y H. Pereira. 2001. Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science* 291: 2,047.
- Balvanera, P., C. Kremen y M. Martínez-Ramos. 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications* 15: 360-375.
- Bennet, E. M. y P. Balvanera 2007. The Future of Production Systems in a Globalized World: Challenges and Opportunities in the Americas. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 191-198.
- Berkes, F., J. Colding y C. Folke. 2003. *Navigating social-ecological systems. Building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, Cambridge, Gran Bretaña.
- Byers, B. 2007. *Ecosystem services: what do we know and where should we go?* VT, ARD, Inc., Burlington.
- Castello, L., J. P. Castello y C. A. S. Hall 2007. Problemas en el estudio y manejo de pesquerías tropicales. *Gaceta ecológica* 84-85: 65-73.
- Chan, K. M. A., M. R. Shaw, D. R. Cameron, E. C. Underwood y G. C. Daily. 2006. Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLoS Biology* 4: e379.

- Corbera E., Tyndall Centre, González C., Overseas Development Group. 2007. Pago por servicios ambientales en México: situación actual y objetivos del futuro. Instituto Nacional de Ecología, Tyndall Centre for Climate Change Research, CONAFOR, Comité Técnico Consultivo. Memorias de Taller, México D.F. 18-19 de julio. Disponible en: http://www.ine.gob.mx/dgipea/serv-amb/download/memoria_taller_psa_ver2.pdf. Consultado el 31 de octubre de 2007.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. S. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin y P. Sutton. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daily, G. C. (ed.). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- De Groot, R., M. A. Wilson y R. M. J. Bowmans. 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Gadgil, M. 1993. Biodiversity and India's degraded lands. *Ambio* 22: 167-172.
- Kaimowitz, D. y D. Sheil 2007. Conserving What and for Whom Why Conservation Should Help Meet Basic Human Needs in the Tropics. *Biotropica* 39: 567.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Lara, A. y C. Echeverría 2007. Conclusiones del congreso internacional de los servicios ecosistémicos en los Neotrópicos: estado del arte y desafíos futuros. *Bosque* 28: 10-12.
- Liu, J., T. Dietz, S. R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A. N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C. L. Redman, S. H. Schneider y W. W. Taylor. 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* 317: 1,513-1,516.
- MA 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D.C.
- . 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC.
- Maass, J. M., P. Balvanera, A. Castillo, G. C. Daily, H. A. Mooney, P. Ehrlich, M. Quesada, A. Miranda, V. J. Jaramillo, F. García-Oliva, A. Martínez-Yrizar, H. Cotler, J. López-Blanco, J. A. Pérez-Jiménez, A. Búrquez, C. Tinoco, G. Ceballos, L. Barraza, R. Ayala y J. Sarukhán. 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. Disponible en: www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/ES-2004-1219.pdf
- Meynard, C. N., A. Lara, M. Pino, M. Soto, D. Soto, L. Nahuelhual, D. Núñez, C. Echeverría, C. Jara, C. Oyarzún, M. Jiménez y F. Morey. 2007. Integrandociencia, economía y sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos. *Gaceta Ecológica* 84-85: 29-38.
- Pérez-Maqueo, O., M. Equihua, G. Vázquez, M. L. Martínez, A. Campos, G. Castillo, E. Díaz Pardo, J. G. García-Franco, D. Geissert, K. Mehlreter, E. Meza y L. Muñoz-Villers. 2007. Construcción de consensos mediante modelación mediada con enfoque en servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica* 84-85: 107-116.
- Peters, C., S. E. Purata, M. Chibnick, B. Brosi, A. M. López y M. Ambrosio. 2003. The Life and Times of *Bursera glabrifolia* (H. B. K.) Eng. in Mexico: a Parable for Ethnobotany. *Economic Botany* 57: 432-441.
- Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres y S. Díaz 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica* 84-85: 17-27.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., R. C. Harriss y D. L. Skole. 2001. Deforestation in Costa Rica: A Quantitative Analysis Using Remote Sensing Imagery. *Biotropica* 33: 378-384.
- Sanjurjo Rivera, E. y I. Islas Cortés 2007. Retos y perspectivas de la valoración económica de los ecosistemas para la toma de decisiones. *Gaceta ecológica* 84-85: 93-105.

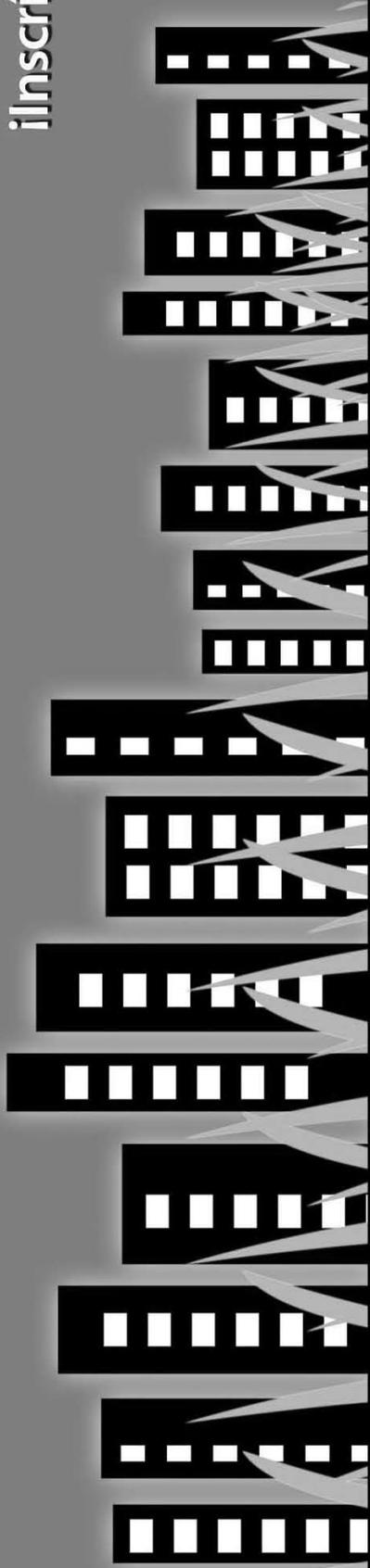
Wunder, S., S. Wertz-Kanounnikoff y R. Moreno-Sánchez
2007. Pago por servicios ambientales: una nueva forma
de conservar la biodiversidad. *Gaceta ecológica* 84-85:
39-52.



Fotos: istockphoto.com.

¿Tienes algo para mejorar tu ciudad?

¡Inscríbete!



Los trabajos técnicos deberán referirse a los siguientes temas:

GESTIÓN AMBIENTAL

- Legislación, normalización y certificación
- Economía y política ambiental
- Educación Ambiental
- Evaluación del impacto y riesgo ambiental
- Ordenamiento ecológico y territorial
- Participación social

CIENCIAS AMBIENTALES Y RECURSOS NATURALES

- Diversidad biológica
- Conservación de ecosistemas
- Manejo de cuencas
- Recursos forestales y reforestación
- Cambio climático y calidad del aire
- Recursos energéticos renovables y no renovables
- Uso eficiente de agua y energía

INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

- Agua potable y residual
- Aguas superficiales, costeras y subterráneas
- Manejo, tratamiento y disposición de residuos sólidos, peligrosos y de manejo especial
- Remediación de suelos y sitios contaminados



XVI

CONGRESO NACIONAL
DE INGENIERÍA SANITARIA
Y CIENCIAS AMBIENTALES

La sustentabilidad en las grandes ciudades

CALENDARIO:

Recepción de resúmenes
Comunicación de decisiones del Comité
Recepción de trabajos "in extenso"

Socios vigentes de la FEMISCA y sus seccionales
No socios
Estudiantes con credencial vigente

Fecha límite

20 de agosto de 2007
14 de septiembre de 2007
15 de octubre de 2007

Costo de inscripción hasta el 01 de septiembre de 2007

\$2,500.00
\$3,500.00
\$ 400.00

Costo de inscripción hasta el 28 de noviembre de 2007

\$3,500.00
\$4,500.00
\$ 600.00

Agenda Ambiental de la Ciudad de México

- Manejo, tratamiento y disposición de residuos sólidos, peligrosos y de manejo especial
- Agua potable y aguas residuales
- Edificación sustentables
- Cambio climático y calidad del aire
- Ordenamiento y movilidad urbana
- Investigación científica y educación ambiental
- Bosques urbanos
- Suelo de recarga y de conservación



PARA MAYORES INFORMES E INSCRIPCIONES:
Tel/Fax: 5579 5482, 5579 6723 y 5579 4809
Correo electrónico: congresoXVI@femisca.org
<http://www.femisca.org.mx>