

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN MÉXICO

Un acercamiento para su estudio

María Perevochtchikova
Coordinadora



CEDUA | 1964
50 años | 2014

EL COLEGIO DE MÉXICO

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN MÉXICO
UN ACERCAMIENTO PARA SU ESTUDIO

CENTRO DE ESTUDIOS DEMOGRÁFICOS,
URBANOS Y AMBIENTALES

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN MÉXICO

UN ACERCAMIENTO
PARA SU ESTUDIO

María Perevochtchikova
(coordinadora)

363.70526

P139

Pago por servicios ambientales : un acercamiento para su estudio /
María Perevochtchikova, coordinadora - - 1a. ed. - - México, D.F. : El
Colegio de México, Centro de Estudios Demográficos, Urbanos
y Ambientales, 2014.
289 p. ; 21 cm.

ISBN 978-607-462-657-5

1. Pago por servicios ambientales. 2. Conservación de los
recursos naturales - - Aspectos económicos. 3. Desarrollo sostenible.
4. Pago por servicios ambientales - - México. 5. Conservación de los
recursos naturales - - México - - Aspectos económicos. 6. Desarrollo
sostenible - - México. I. Perevochtchikovak, María, coord.

Esta investigación, arbitrada por pares académicos, se privilegia con el
aval de la institución editora.

Primera edición, 2014

D.R. © El Colegio de México, A. C.
Camino al Ajusco 20
Pedregal de Santa Teresa
10740 México, D. F.
www.colmex.mx

ISBN 978-607-462-657-5
Impreso en México

ÍNDICE

Introducción	9
--------------------	---

PARTE I

MARCO CONCEPTUAL DE SERVICIOS AMBIENTALES Y ESQUEMAS DE PAGO

Aproximación teórico-conceptual a los estudios de servicios ecosistémicos, ambientales y esquemas de compensación <i>María Perevochtchikova</i>	17
Biodiversidad y servicios ambientales <i>Sandra Quijas y Patricia Balvanera</i>	41
Resiliencia, diversificación y compensación por la conservación de los servicios ambientales <i>V. Sophie Ávila Foucat y Sheila L. Gachuz Delgado</i>	65
Servicios ambientales y capital social <i>Leticia Merino</i>	85
El servicio de captura de carbono: una visión desde la ciencia de los ecosistemas <i>Julio Campo Alves</i>	97
El agua subterránea en el estudio de servicios ambientales <i>Liliana Andrea Peñuela Arévalo</i>	113

PARTE II

EVALUACIÓN DEL PROGRAMA FEDERAL DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN MÉXICO

Retos de la evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales de la Comisión Nacional Forestal <i>Sofía Cortina Segovia y Adriana Saldaña Espejel</i>	133
---	-----

El Pago por Servicios Ambientales en México 2010:
una evaluación multidisciplinaria

Lucía Almeida Leñero, Daniel Revollo Fernández,

Ángela Caro Borrero, Fernanda Figueroa,

Dulce Ma. Espinosa, Gustavo Cruz,

Marisa Mazari-Hiriart 155

PARTE III

CASOS DE ESTUDIO DE PROGRAMAS DE COMPENSACIÓN

Conservación de servicios ambientales hidrológicos
y áreas naturales protegidas en la Zona Metropolitana
de Monterrey

Gabriela de la Mora de la Mora 181

Impacto social en los programas de conservación

Susana E. Valle García 197

Actores, relaciones de poder e implicaciones
para las políticas ambientales en el Suelo de Conservación
del Distrito Federal

Enrique Pérez Campuzano 219

Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos: análisis
desde una perspectiva socioambiental en la cuenca
del río Magdalena, México, Distrito Federal

Ángela Piedad Caro Borrero, Alonso Aguilar Ibarra

y Lucía Almeida Leñero 237

La percepción de los efectos del Programa de Pago
por Servicios Ambientales. Caso de estudio de la comunidad
de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, Distrito Federal

Iskra A. Rojo Negrete y María Perevochtchikova 265

Observaciones finales 287

INTRODUCCIÓN

Debido al deterioro ambiental del planeta, desde hace cuatro décadas se han desarrollado diversas iniciativas internacionales dirigidas hacia los principios (económicos) del desarrollo sustentable y la conservación ambiental, con el fin de poder asegurar el uso de los recursos naturales en beneficio de las futuras generaciones. En particular, y en relación con el tema del presente libro, durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de Río de Janeiro en 1992, se expuso el concepto de los Servicios Ecosistémicos (SE) que comprenden todos los beneficios que la naturaleza ofrece a la sociedad, por lo que deberían ser valorados y preservados para garantizar el funcionamiento de los ecosistemas y de la vida humana a largo plazo. En este sentido, desde el Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático en 1997, se dieron las bases para la implementación de los primeros esquemas de compensación o Pago por Servicios Ambientales (PSA) que implicaban en su inicio la posibilidad de otorgar un financiamiento por la realización de las actividades de conservación forestal en los países en desarrollo que contribuían a la captura de carbono, minimizando así la contaminación emitida por parte de las naciones industrializadas (desde la perspectiva de “quien contamina, paga”).

De esta manera, el tema de los servicios ambientales empezó a penetrar no sólo el escenario político y económico mundial, sino también impulsó el interés académico de su estudio, sobre todo a partir de las primeras publicaciones de Costanza y Daly (1992), Daily (1997), Costanza *et al.* (1997), Postel y Carpenter (1997); con un auténtico *boom* surgido en los años recientes. En estos trabajos se observa con claridad que existen varias formas de utilizar el concepto “servicios”: i) inicialmente refiriéndose a los servicios de la naturaleza y a todos los beneficios que ofrece (Daily, 1997);

ii) después a los Servicios Ecosistémicos (SE), provenientes de la noción de “ecosistemas” desde la ecología; *iii)* y finalmente a los Servicios Ambientales (SA), relacionados con cuestiones políticas y de administración pública (en su sentido más amplio). Por otro lado, hay que señalar que los estudios de los servicios ecosistémicos y esquemas de PSA se han presentado desde los enfoques predominantemente de carácter social y económico, y se han dedicado en su mayoría a los aspectos de la biodiversidad.

Por su parte, México no fue ajeno a esta tendencia mundial por demostrar un significativo aumento en los estudios de SE y SA en la última década, justo después de la implementación del Programa Federal de Pago por Servicios Ambientales (PSA) en 2003, que se basó en la experiencia de Costa Rica, país pionero en América Latina en aplicar este tipo de instrumentos. Es importante hacer notar que en México el principal enfoque de los SE y SA se ha dado hacia los servicios del bosque, que se refiere a la preservación de los ciclos hídrico, eólico y de carbono, entre otros. Además, cabe señalar que 70% de la superficie forestal mexicana se encuentra en manos de las comunidades y ejidos, lo que resulta un factor específico, determinante al momento de implementar mecanismos como el de PSA. Por esto, se requeriría una atención especial y estudios profundos de los procesos socioambientales, para poder comprender su funcionamiento y el efecto en el ambiente, pero también en la sociedad, que se encuentra en condiciones de marginalidad y pobreza extrema, sobre todo en áreas rurales.

Con el objetivo de contribuir a la conservación ambiental (entendida desde el enfoque de “no tocar”) mediante la compensación a los propietarios de los terrenos que poseen cubierta forestal y potencialmente pueden producir diversos SA, el programa mexicano federal, administrado por la Comisión Nacional Forestal (Conafor), se ha apoyado en el esquema de pago que incorpora dos contrapartes: por un lado, a los proveedores de los SA (las comunidades y pequeños propietarios particulares) y por el otro, a los usuarios de estos servicios (el papel que fue tomado por el gobierno). Pero en otros casos, cuando es posible determinar a los usuarios (compradores) de SA directos, se han creado mecanismos participativos que incorporan a actores de distinto nivel administrativo y de los sectores público y privado.

Cabe resaltar que desde su inicio el programa federal de PSA ha ganado un espacio importante en la agenda pública nacional, reflejado en los avances en relación con la creciente superficie forestal cubierta, el número de interesados en participar y la cantidad del financiamiento otorgado. Además, desde el enfoque de aprendizaje han sido creados otros esquemas, como el Fondo Concurrente, el Patrimonio de Biodiversidad y la Estrategia Nacional de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación del Bosque, para seguir en la línea del desarrollo de instrumentos alternativos de la compensación por SA. Como un instrumento de política pública, el programa de PSA ha sido sometido a la evaluación anual del desempeño operativo y financiero, con una evidente falta de la aplicación de un análisis integral, sobre todo de los efectos que pretende producir en la población y el ambiente.

Por esta razón, cobró vida el proyecto 155039 de Ciencia Básica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) sobre “Desarrollo de un esquema de evaluación de los beneficios socio-ambientales del programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) en el Suelo de Conservación del Distrito Federal”. Dentro de sus primeras actividades, se planteó una revisión bibliográfica acerca de la aplicación y la evaluación de los esquemas de compensación como el de PSA, concentrándose en el marco conceptual y metodológico utilizado para esto, que finalizó con la presentación y la discusión de diversas experiencias nacionales en un seminario académico donde participaron reconocidos investigadores, procedentes de distintas instituciones públicas, en conjunto con las autoridades de la Conafor y los comuneros de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, como caso de estudio.

Los principales resultados de este seminario, llevado a cabo en noviembre de 2012 en el Albergue Alpino Ajusco, se plasmaron en el presente libro, donde se hace un primer acercamiento sistemático al estudio de los esquemas de Pago por Servicios Ambientales en México, reuniendo las reflexiones teórico-conceptuales y las experiencias concretas de su evaluación y análisis, con el objetivo de proporcionar las pautas necesarias para una mejor comprensión de las circunstancias y problemáticas

de su implementación en México, y de los efectos socioambientales que produce. Por lo tanto, éste volumen contiene trabajos que inician desde el planteamiento conceptual de SE y SA, y los esquemas de compensación, así como el entendimiento de los servicios ambientales en el contexto de estudio de biodiversidad, captura de carbono, agua y capital social (como principales vertientes de los mecanismos de pago), seguidos por la exposición de los resultados y retos de las evaluaciones del programa federal de PSA; para finalizar con la presentación de los casos de estudio específicos sobre los instrumentos de compensación aplicados en diferentes áreas del país.

Lo que hace interesante a esta obra es el esfuerzo colectivo multifacético enfocado en comprender las interrelaciones que se establecen entre la sociedad y el ambiente mediante la implementación de esquemas de PSA, y que deberían de cambiar (desde su enfoque político) la situación actual de la degradación ambiental hacia un manejo de recursos naturales sustentable, cuestión que sin embargo en la realidad no sucede. Al respecto es importante apuntar que en el proceso del diseño y la implementación de los instrumentos, como el del pago por SA influyen dos tipos de factores: externos (por la imposición de decisiones políticas desintegradas) e internos (dada la organización y cohesión social). En relación con estos últimos, añadimos que estos programas enfrentan una problemática fuerte que vive todo el país referente a la inseguridad, el desempleo y la corrupción, que a la vez fomentan la pobreza, la migración, el abandono de zonas rurales, la deforestación, el cambio de uso del suelo y la extracción de recursos naturales, lo cual conlleva una mayor degradación ecológica y del tejido social; todo lo anterior complica los avances de PSA y pone en duda el concepto de la conservación ambiental aplicado por el gobierno. Por consiguiente, es de suma importancia analizar los programas para poder mejorar tanto los instrumentos *per se* como para reflexionar acerca de sus fallas conceptuales y metodológicas, subrayando siempre la imposibilidad de considerar la idea de conservación sin ningún aprovechamiento para la sociedad, que en la actualidad tampoco es flexible ni integral.

Con esta introducción invitamos al lector a conocer el contenido del libro. Agradecemos a todos los que han contribuido a su

publicación: a los autores por sus textos, el tiempo y el compromiso; a los comuneros de San Miguel y Santo Tomás Ajusco por todo su apoyo y las facilidades que nos han brindado; a los árbitros anónimos por sus excelentes comentarios; y al Conacyt, por el financiamiento del proyecto.

MARÍA PEREVOCHTCHIKOVA

PARTE I

MARCO CONCEPTUAL DE SERVICIOS AMBIENTALES Y ESQUEMAS DE PAGO

APROXIMACIÓN TEÓRICO-CONCEPTUAL A LOS ESTUDIOS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS, AMBIENTALES Y ESQUEMAS DE COMPENSACIÓN

*María Perevochtchikova**

INTRODUCCIÓN

Desde la publicación de *Primavera silenciosa* (*Silent Spring*) de Carson (1962) se ha evidenciado y reconocido a nivel internacional el impacto y el deterioro que ha provocado la actividad antropogénica en la naturaleza, la cual se ha desarrollado aplicando los modos de la extracción desmedida de los recursos naturales para la satisfacción de diversas necesidades productivas. Lo que finalmente ha puesto en el escenario político mundial los retos de la sobrevivencia de la humanidad a largo plazo y la necesidad urgente del cambio de paradigmas de la gestión de recursos naturales dentro del enfoque ecosistémico e integral.

En este tenor se introduce la dimensión ambiental como condicionante y limitante del modelo tradicional del desarrollo económico en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente Humano, de Estocolmo 1972 (UN, 1972). Posteriormente, se fundamenta el concepto de “desarrollo sustentable” (DS) que fue presentado por la Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo de Naciones Unidas en 1987, y que se refiere a “aquel que puede satisfacer las necesidades y las aspiraciones del presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de sa-

* Profesora-investigadora, Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales, El Colegio de México, A.C. Correo electrónico: mperevochtchikova@colmex.mx.

tisfacer sus propias necesidades, sin perjudicar al medio ambiente..." (UN, 1987).

En 1992 en la cumbre de las Naciones Unidas (UN, 1992) fue adoptada la Declaración de Río, donde se procuraron los principios de respeto a la integridad del sistema ambiental de la Tierra, nuestro hogar. Diez años después, en la Cumbre de la Tierra celebrada en 2002 en Johannesburgo (UN, 2002), se ofreció un discurso con un enfoque ecológico sobre la importancia del desarrollo sustentable, donde la protección ambiental debería ser compatible con los objetivos del crecimiento económico y el desarrollo social. Finalmente, la Cumbre sobre Desarrollo Sostenible Río +20 (UN, 2012) se enfocó en redefinir "el futuro que queremos", lo que implica el progreso humano y el bienestar global, generando un esfuerzo común en la lucha contra la pobreza, la prevención de los conflictos, la inclusión de la cuestión de género y la construcción de las instituciones de gobierno responsable.

En el marco de este movimiento internacional, en 1992 surge el término *Servicios Ecosistémicos* (SE), que comprende los beneficios que la naturaleza ofrece a la sociedad (UN, 1992), y con el Protocolo de Kyoto (UN, 1998) se formulan los primeros esquemas de compensación o pago por servicios ambientales (PSA), como uno de los instrumentos de la "nueva" política pública ambiental (PPA) dirigida hacia los principios del desarrollo sustentable (sustentado en capital). A partir de ello los esquemas de PSA tuvieron un amplio reconocimiento e implementación a nivel mundial (MEA, 2005), lo que se comprueba con la gran cantidad de bibliografía publicada (Fisher *et al.*, 2009; Martínez y Balvanera, 2012; Perevotchikova y Oggioni, 2013).

Cabe resaltar que los estudios de los mecanismos de PSA se caracterizan por una gran variedad de aspectos que analizan (sociales, económicos, ambientales, institucionales, legales, culturales, entre otros), con base en teorías, enfoques metodológicos y técnicas diferentes. Sin embargo, se evidencia una falta de estudios interdisciplinarios, con evaluaciones de los beneficios en forma integral, y también reflexiones acerca del marco teórico-conceptual de apoyo, como estrategias de mejora de este instrumento de PPA. De ahí que el objetivo de este libro sea presentar

una aproximación al marco teórico-conceptual y metodológico que se utiliza para el estudio de los SA y esquemas de pago, con base en una amplia revisión bibliográfica a nivel internacional y nacional.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y AMBIENTALES

Los servicios ecosistémicos (SE) han sido definidos desde la economía ecológica en los años noventa y se refieren a “las condiciones y procesos de los ecosistemas naturales que éstos proveen a la gente y a la sociedad en general” (Daily, 1997; Greenwalt y McGarth, 2009), ya que “los ecosistemas proveen bienes y servicios por su sola existencia, independiente de la acción realizada por las personas” (Garay, 2010: 69). Los SE, por la propia complejidad ecosistémica, incorporan diversas dimensiones de análisis, como ambiental (por la regulación climática, retención de suelo, captación de agua), económica (provisión de alimentos, materia prima, agua, etc.), de salud pública (medio fisiológico y psicológico), paisajística (disfrute estético), recreativa y sociocultural.

Entre otras definiciones de los SE se pueden encontrar las siguientes:

- Los sistemas de soporte de la vida en la Tierra son la fuente fundamental del bienestar humano, por lo cual deben protegerse (Daily, 1997).
- Los beneficios a la población humana que derivan, directa o indirectamente, de las funciones ecosistémicas (Costanza *et al.*, 1997).
- Un beneficio para la sociedad que resulta de las interacciones entre los elementos dentro de un ecosistema (Brüschweiler *et al.*, 2004: 43, 45).
- Aspectos de los ecosistemas utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano (Boyd y Banzhaf, 2007).
- Fenómeno ecológico que entrega beneficios a la sociedad a partir del entendimiento de las características y comportamiento de los sistemas ecológicos (Boyd y Banzhaf, 2007; Fischer *et al.*, 2009).

- Es un modelo que vincula el funcionamiento de los ecosistemas con el bienestar humano, desde una perspectiva heurística (Fischer *et al.*, 2009).

Según la clasificación presentada por Millennium Ecosystem Assessment (2005), los SE se distinguen en virtud de la función que cumplen para la sociedad humana en cuatro servicios: *servicios de provisión*, que son objetos tangibles o consumibles por las personas, como comida, fibras, combustible o agua potable; *servicios de regulación*, que se enmarcan en los patrones y procesos ecológicos que contienen las dinámicas de la naturaleza dentro de ciertas fronteras; o reducen la probabilidad de desastres, como deslizamientos de tierra masivos, desastres pandémicos o catástrofes climáticas; *servicios culturales*, entendidos como servicios ampliamente intangibles e inconsumibles¹ que los ecosistemas suministran, y se refieren a la recreación, el atractivo estético o espiritual de la naturaleza; *servicios de soporte*, que resultan críticos para el mantenimiento de todos los demás servicios e incluyen los ciclos de los nutrientes, producción primaria y formación de suelos. Estos servicios son usados o valuados directamente por la gente, pero su valor es indirecto, porque son esenciales para la provisión de los otros servicios.

En este sentido se reconocen cuatro grandes grupos “temáticos” de los SE, dependiendo de qué función natural abarcan: servicios de biodiversidad, paisaje, captura de carbono e hidrológicos; aunque se puede encontrar otras clasificaciones o tipologías de los SE. Por ejemplo, para ecosistemas ligados a la provisión del agua, bienes diferentes al agua, beneficios de infraestructura o no extractivos (Carpenter y Postel, 1997); para humedales, biodiversidad, recursos hídricos y ciclos biogeoquímicos globales (Ewel, 2001); entre otras de Groot *et al.* (2002), NRC (2005), Boyd y Banzhaf (2007), Wallace (2007) y Fisher y Turner (2008).

Por otro lado, es muy importante distinguir las definiciones de los efectos obtenidos paralelamente o consecuentemente de la existencia de los SE, como los establecen Fischer *et al.* (2009) y

¹ Inconsumible se refiere a no consumido en el sentido de que el disfrute de uno no excluye el de otro (Kinzig, 2009).

Brüschweiler *et al.* (2004) en relación con: *i) servicios*, provenientes organizacionalmente del abastecimiento dotado por el ecosistema y operacionalmente de los flujos existentes en el ecosistema; *ii) beneficios*, organizacionalmente derivan de la infraestructura y los patrones del ecosistema, y operacionalmente de los servicios y procesos dentro de dicho ecosistema; *iii) bienes*, a nivel organización resultan de la estructura del ecosistema, operacionalmente del funcionamiento del mismo, y *iv) productos*, a nivel organización, son el capital que puede transformarse en un valor económico tangible de cambio.

Como se puede notar y lo mencionan MEA (2005) y Fisher *et al.* (2009), el concepto de SE se considera bastante reciente, y surge de las publicaciones conjuntas de ecólogos y economistas, como Costanza y Daly (1992), Costanza *et al.* (1997), Daily (1997) y Postel y Carpenter (1997); y ha intervenido a partir de entonces en la política pública. Ello también ha generado una discusión internacional sobre el valor que tienen los SE para a la humanidad (en este caso, económico y ecológico) y sobre la importancia del mantenimiento de la existencia de los ecosistemas a largo plazo (desde la perspectiva del desarrollo económico). A partir de ese reconocimiento público, el término de SE ha sido aceptado y validado en diversos eventos políticos y documentos de influencia internacional, como:

- la Declaración de Río, con la definición del término de los SE (UN, 1992);
- el Protocolo de Kyoto, con la creación de los primeros esquemas de compensación por servicios ambientales (UN, 1998);
- la Cumbre de Johannesburgo, con la introducción del aspecto de la pobreza en los mecanismos de pago por servicios ambientales (UN, 2002);
- el Millennium Ecosystem Assessment (2005), donde se presentaron los resultados del trabajo de 1360 expertos para plasmar los conceptos fundamentales, presentar el estado del arte en el tema de servicios ecosistémicos y las propuestas científicas de acciones para la conservación de la naturaleza.

En especial, a partir del Protocolo de Kyoto fue impulsado el proceso de la implementación de los programas de compensación

económica por la conservación ambiental a escala mundial, donde se aprecia una diferencia marcada en los términos utilizados, como los servicios ambientales (SA) y los servicios ecosistémicos (SE). Es importante señalar que los primeros se usan con frecuencia en la determinación política más amplia (en vínculo con la economía, la gestión ambiental y la ecología política), y los segundos dentro de los estudios desde el enfoque ecológico (proveniente del concepto de “ecosistema”). Incluso epistemológicamente, se puede decir que los SE reconocen los beneficios acotados a los sistemas naturales (medio físico, biológico y sus interacciones), mientras que los SA consideran los beneficios de los sistemas naturales en interacción con el factor antropogénico, aunque no tienen una definición precisa o acordada.

Incluso, en la búsqueda de una homogeneización clara de la definición de SE, Fischer *et al.* (2009) realizaron una clasificación que permite su mejor entendimiento en relación con las escalas (espacial y temporal), los procesos e influencia, y delimitaron la distinción entre servicio, beneficio y bien, que se comentó anteriormente. Asimismo documentaron los términos usados como: *i*) la organización referente a reservas, estructura, infraestructura, patrón o capital; *ii*) la operación en relación con flujos, funciones, funcionamiento, servicios o procesos, y *iii*) las salidas o derivados, referentes a servicios, bienes, beneficios o ingresos.

Por otro lado, se observa que la implementación de los programas ha impulsado un creciente interés por parte de la academia hacia el estudio de los servicios ambientales y esquemas de pago, que han sido abarcados desde diversas teorías, incluyendo la economía ecológica, el neoinstitucionalismo, las redes de poder, etc. (Merino, 2005; Muñoz *et al.*, 2008; Mc Elwee, 2012); en cuanto a los servicios ecosistémicos han sido analizados desde distintas disciplinas vinculantes a la ecología (Mertz *et al.*, 2007; Balvanera *et al.*, 2012; Martínez y Balvanera, 2012). Por ejemplo, los SE hidrológicos se han estudiado desde la geología, la hidrogeología (con base en la teoría de flujos de agua subterránea) (Toth, 2000), y la hidrología (balance hídrico); los de biodiversidad desde la biología (diversidad biológica); los de captura de carbono desde la biología (microbiología molecular) y los socioculturales desde las teorías sociales, como de recursos de uso común y acción colectiva (Ostrom, 1990), entre otros.

En general, los estudios de SE se han basado en el uso de técnicas específicas distintas, correspondientes a cada una o a una combinación de estas disciplinas, que incluyen los muestreos de la cantidad y calidad del agua superficial y subterránea para los servicios hidrológicos (Morales *et al.*, 2000; INE, 2005); en cuanto a los estudios de SA y PSA se han realizado observaciones participativas, con aplicación de encuestas y entrevistas a los actores involucrados, sobre todo con base en el análisis de percepción de los efectos (Kosoy *et al.*, 2007; Poteete *et al.*, 2011; Perevochtchikova y Ochoa, 2012). Además, es importante comentar que el avance tecnológico no ha dejado atrás el tema de los SA, por lo que los datos obtenidos se han integrado en los modelos sofisticados, operados por los sistemas de información geográfica (SIG) (Saavedra *et al.*, 2011; Kareiva *et al.*, 2012).

ESQUEMAS DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

El mecanismo de pago por servicios ambientales (PSA) es una de las herramientas de política pública ambiental que fue desarrollada para prevenir la degradación ambiental y a la vez para mejorar el bienestar humano, por medio de la realización de actividades de conservación que garanticen permanencia y calidad de ecosistemas a largo plazo a cambio de ciertas compensaciones económicas (Fregoso, 2006). Partiendo: *i*) de la lógica ecológica de que un buen estado de los ecosistemas es central para la conservación de sus servicios, y *ii*) de la lógica económica de que los mercados y pagos asumen la internalización de las externalidades (Martínez-Alier y Roca Jusment, 2001) y dan posibilidades de manejo alternativo (Cordero, 2008; Kosoy *et al.*, 2008). Los beneficios de su existencia se ven como una ventana de oportunidad económica y como la conformación de un paradigma de conservación nuevo y más directo, que explícitamente reconoce la necesidad de crear puentes entre los intereses de los propietarios de la tierra y los usuarios de los servicios; además, explícitamente reconocen la necesidad de abordar las ventajas de los *trade offs* entre los intereses de los propietarios de la tierra y de los actores externos mediante compensaciones (Wunder, 2005; Wunder, 2007; Kosoy *et al.*, 2008).

De este modo los esquemas de PSA se definen como mecanismos de compensación monetaria, o instrumentos financieros, que aseguran la conservación de los servicios ecosistémicos al concederles un valor económico (NRC, 2005), y pueden ser representados a escala local y global (Ochoa, 2009; Fisher *et al.*, 2009). Es una transacción voluntaria, sobre los servicios ecosistémicos bien definidos (con un uso de tierra que los asegure como condicionante), que se convierte en la “compra” por parte de al menos un usuario de los servicios a su proveedor (Wunder, 2005; Engel *et al.*, s/f; Rosa y Kandel, 2002).

Por lo tanto, son sujetos del programa de PSA aquellas personas físicas o jurídicas que demuestren que son dueños de una propiedad, es decir, deben contar con un título de propiedad, además deben presentar un plan de manejo para la finca y voluntariamente deben comunicar el deseo de someter sus tierras bajo alguna modalidad de producción forestal [Ochoa, 2009: 62].

Según Brüscheiler *et al.* (2004: 23) los sistemas de PSA tienen distintas variantes, ya que si involucran un intercambio monetario son pagos, mientras que también existen los sistemas de compensación, donde algunos involucran un intercambio de bienes; sin embargo, ambos sistemas están basados en valores ambientales identificados y cuantificados.

Al respecto, es importante remarcar que existe una serie de actores involucrados directamente en el funcionamiento de los esquemas de PSA, que son: los proveedores de los servicios (los propietarios de terrenos que poseen los recursos naturales y quienes se benefician del pago, renunciando a otros usos del suelo potencialmente más atractivos) y los usuarios de estos servicios (que puede ser una población, un sector industrial o el gobierno). En los programas federales es precisamente el gobierno el que administra y financia este tipo de mecanismos, tomando el papel de usuarios, pero pueden existir otros intermediarios que ayudan a gestionar los programas, como Organizaciones No Gubernamentales o gobiernos a nivel estatal y municipal, en caso de la creación de iniciativas a escala local y/o con fondos mixtos (Rosa *et al.*, 2004; Wunder, 2005; Wunder *et al.*, 2008).

En el caso específico del esquema de pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH), la idea se concentra especialmente en el otorgamiento de una compensación económica a los dueños de los terrenos ubicados en las partes altas de las cuencas hidrográficas que decidan preservar sus áreas forestales, con el fin de proporcionar servicios hidrológicos a la población cuenca abajo en relación con el aseguramiento de consumo del agua, regulación del ciclo hídrico, captación e infiltración del agua, reducción de sedimentos, etc. (Greenwalt y McGarth, 2009; Cordero, 2008).

Los esquemas de conservación forestal que se han creado son diversos: por ejemplo, se han diseñado los mecanismos de pago bajo financiamiento federal, de coinversión de fondos, que son espacios de convergencia de actores a distintos niveles político-administrativos interesados en la conservación ambiental, incluyendo el sector privado (Costa Rica, Ecuador, Nicaragua, etc.), y se han formulado programas de conservación de importancia global, además de la certificación forestal y otras modalidades de compensación monetaria o en especie por las actividades que aseguren la permanencia de SA.

Hoy en día es evidente el desarrollo de los programas de PSA y sus estudios en diversos países de América Latina (Costa Rica, como país pionero en América Latina, Bolivia, Perú, Ecuador, Panamá, Nicaragua, El Salvador, Honduras, Guatemala, Colombia, Brasil, Argentina, México, Canadá y Estados Unidos), Europa (Inglaterra, España, Holanda, Francia, Alemania, Noruega, Dinamarca, Suecia, Suiza y Eslovenia), Asia (China, India, Vietnam, Indonesia y Japón), África (Sudáfrica, Tanzania y Madagascar) y Oceanía (Nueva Zelanda y Australia), según Balvanera *et al.* (2012), Molnar y Kubiszewski (2012), Ulgiati *et al.* (2011), McElwee (2012), Gross-Camp *et al.* (2012).

En México, el programa federal de PSA fue implementado en 2003 por la Comisión Nacional Forestal (Conafor) bajo el supuesto de la justicia socioeconómica y ambiental, donde la sociedad tiene derecho al uso de SA y los dueños de los terrenos con recursos naturales, como bosque (que además se encuentra en un 70% en propiedad comunal), a recibir una compensación por realizar prácticas de conservación, renunciando así a otras formas de uso del suelo económicamente más atractivas.

El programa de PSA empezó en la modalidad de hidrológicos y ha ido cambiando su formulación hasta incluir captura de carbono y biodiversidad; posteriormente llegó a conformar 45 rubros de apoyo a la conservación forestal dentro del Programa ProÁrbol de 2006 a 2012, y a partir de 2013, quedando incorporado dentro del Programa Nacional Forestal (Pronafor). Dicho programa ha sufrido modificaciones anuales en las reglas de operación que lo rigen y en los criterios de selección de zonas elegibles. A pesar de ello, ha logrado desde 2010 cumplir con las metas establecidas para 2012, incorporando 2 767 millones de hectáreas, 5 400 propietarios y 5 289 millones de pesos (www.conafor.gob.mx), convirtiéndose en uno de los programas federales más importantes del mundo.

Además, en México se han desarrollado diversas herramientas de compensación por SA, llevadas a cabo por la Conafor: *i*) el Programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA), *ii*) el Fondo Patrimonial de la Biodiversidad, *iii*) el de Fondos Concurrentes (basado generalmente en la fundación de fideicomisos con incorporación de diversos actores a diferentes niveles políticos y administrativos), y *iv*) el proyecto de Reducción de Emisiones por la Deforestación y la Degradación (REDD). Se cree que el futuro de los mecanismos de PSA está exactamente en los fondos concurrentes por propiciar el interés directo de los proveedores de los SA y el establecimiento de esquemas de financiamiento a largo plazo.

En el proceso de la implementación del programa de PSA se han identificado diversas limitantes, como los pagos mínimos que son considerados como subsidios y por lo mismo no propician el establecimiento de esquemas autosuficientes; la falta de evaluación integral (y no sólo de ejercicios fiscales que se realizan a nivel institucional), de la cuantificación y el monitoreo de los SA (no sólo enfocándose en la cobertura forestal analizada a través de imágenes satelitales) y sus beneficios; la falta de capacitación profesional en las comunidades, el fortalecimiento y la transversalidad institucional en el desarrollo y aplicación de diversos programas; y la falta de investigación científica (Perevochtchikova y Vázquez, 2012); además del análisis de la selección de los sitios de pago (Muñoz-Piña *et al.*, 2008).

De este modo, los mecanismos de PSA no deberían considerarse una panacea, sino una de las herramientas de política pública dedicada a resolver la situación de la degradación ambiental y la

deforestación, que debe acompañarse de otras actividades y programas dentro de los lineamientos estratégicos de ordenamiento y planeación territorial, además de los estudios de sus procesos e impactos. Razón por la cual es de suma importancia entender los efectos que se generan en una comunidad y el ambiente a partir de la aplicación de este tipo de programas, sobre todo en los proveedores de SA, porque de sus decisiones depende si se realizan o no las acciones de carácter ambiental en su territorio.

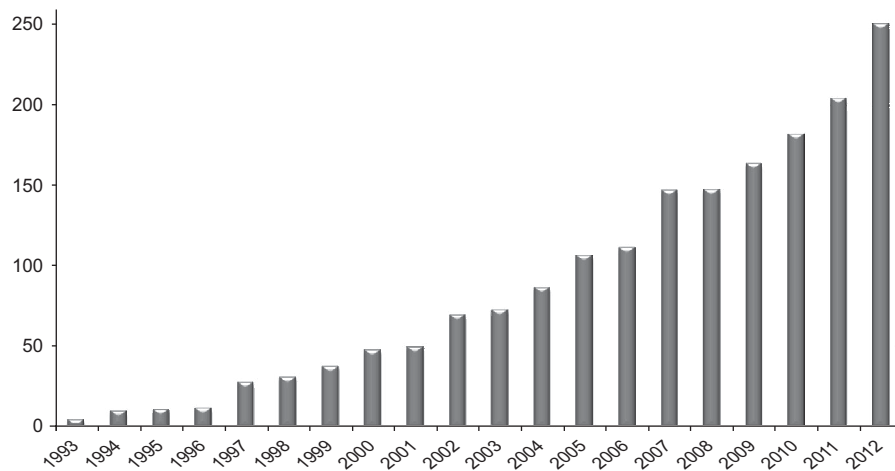
PUBLICACIONES EN EL TEMA DE SA, SE Y ESQUEMAS DE PSA

Se puede observar un constante crecimiento en las publicaciones dentro del tema de SA, SE y esquemas de PSA que han surgido en los últimos veinte años (a partir de la Conferencia de Río cuando se presentó por primera vez el término). Al respecto en la figura 1 se muestra la línea de tiempo de los 1 781 artículos científicos sobre el tema de interés, procedentes de 98 países, que fueron preseleccionados para el estudio bibliográfico bajo los requerimientos establecidos en el trabajo de Perevochtchikova y Oggioni (2013).

Se resalta que entre los países que al parecer han estudiado más los SA, SE y los esquemas de PSA se encuentran: Estados Unidos con 762 publicaciones en el periodo 1993-2012, China con 301, Reino Unido con 262, Alemania con 142, Australia con 137, Suecia con 104, los Países Bajos con 102 y Canadá con 77; en cuanto a México se posiciona en el lugar 14, con 47 trabajos. Adicionalmente, se observa que sólo 223 publicaciones utilizan el término de SA, mientras que los demás se basan en el análisis de SE; sólo 209 publicaciones tratan directamente el asunto de esquemas de PSA y los otros distintos aspectos de estudio de servicios *per se* (véase figura 2).

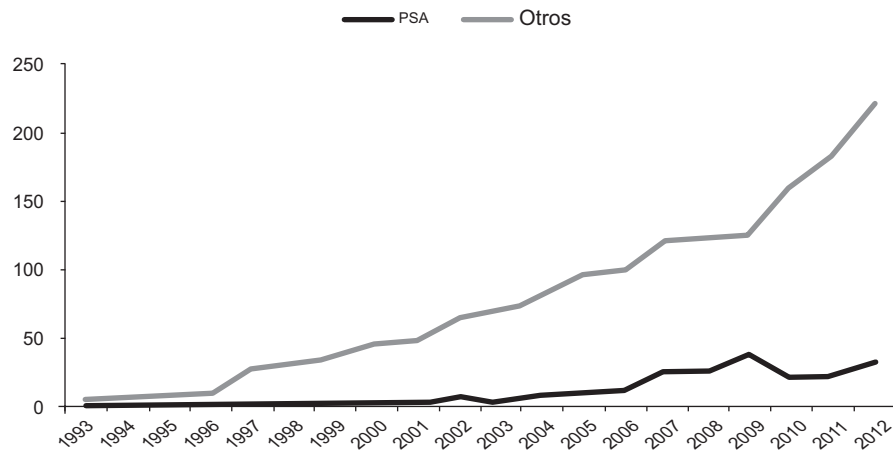
Por otro lado, desde que se han analizado los mecanismos de PSA los enfoques se refieren a los orígenes de diversas líneas del desarrollo de las ciencias naturales, sociales y las de humanidades, como la economía, la sociología, la geografía, la biología, etc., e incluso con la aparición de algunas publicaciones que pretenden abordar la problemática desde una visión interdisciplinaria. En relación con esto, se resalta la distribución casi homogénea a escala internacional de los enfoques utilizados: económico 26%, social

FIGURA 1
Cantidad de estudios realizados en el tema de SE, SA y PSA en el ámbito internacional



FUENTE: Perevotchikova y Oggioni, 2013.

FIGURA 2
Distribución de artículos científicos publicados sobre los SE, SA y esquemas de PSA, 1993- 2012



FUENTE: Perevotchkova y Oggioni, 2013.

30%, ambiental 28%, y en menor cantidad interdisciplinarios 16% (aunque con un claro predominio del enfoque económico y social en México); con 781 artículos centrados en biodiversidad, 586 en servicios hidrológicos y 438 en captura de carbono (Perevochtchikova y Oggioni, 2013).

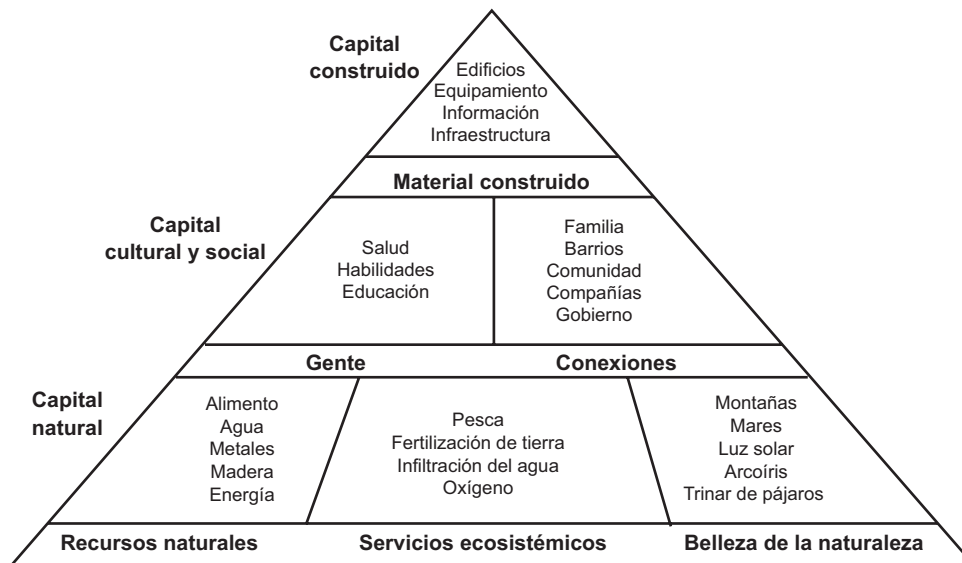
Por lo tanto, las teorías en que se apoyan los estudios de SA y PSA se relacionan de la siguiente manera: *i)* enfoque social, con teorías de acción colectiva, recursos de uso común, capital social, etc.; *ii)* económico, con teoría de juegos, capital fijo, con métodos de costo-beneficio y disposición a pagar / recibir, etc.; *iii)* físico, con capital natural, teoría de flujos de materia y energía, teoría de flujos de agua subterránea, entre otras, y *iv)* interdisciplinario, donde se combinan varios. Técnicamente más de la mitad de los trabajos analizados se basan en los estudios de caso, donde a Estados Unidos, China y el Reino Unido, les corresponde la mayoría de las publicaciones, con 237 (150, 50 y 37 artículos, respectivamente).

En este sentido, Brandon y Lombardi (2011) proponen un esquema integral dentro de la pirámide del llamado *capital comunitario* como concepto clave para la evaluación de la sustentabilidad en ambientes construidos (y que puede ser aprovechado para el análisis de los esquemas de PSA), que se compone de tres principales capitales (véase figura 3) y que coincide con la subdivisión de capitales expuesta por Berkes y Folke (s/f):

- *El capital fijo* (monetario, financiero, construido), que se genera a través de la actividad económica, por medio del ingenio humano y el cambio tecnológico —los llamados medios de producción.
- *El capital natural*, que consta de los siguientes componentes principales: 1) recursos no renovables; 2) recursos renovables —bienes ambientales—; y 3) servicios ambientales.
- *El capital cultural*, referente a los factores que proporcionan a la sociedad los medios y las condiciones para convivir con el ambiente natural y poder modificarlo.

En la figura 3 se observa que el dinero no está explícitamente incluido en estas interrelaciones; sin embargo, es el medio de intercambio de bienes y servicios entre los niveles inferiores —del

FIGURA 3
Teoría del capital comunitario



FUENTE: Traducido de Brandon y Lombardi, 2011: 59.

capital natural— que proporciona insumos para la construcción del capital cultural y social, y finalmente forma base del capital construido, fijo (los componentes principales en que se apoya el diseño de esquemas de PSA). En este sentido los aspectos de la decisión política en relación con la sustentabilidad también se vuelven una tarea interdisciplinaria, donde interactúan diversos factores y actores a diferentes escalas territoriales y temporales (Brandon y Lombardi, 2011:144).

Finalmente, dentro del análisis bibliográfico se resalta la importancia metodológica de los “estudios de caso” como uno de los métodos que más se ha recomendado en la exploración de las comunidades forestales y estudios de SA y PSA (Poteete *et al.*, 2012), donde se puede observar el uso frecuente de técnicas que incorporan la observación participativa y la aplicación de entrevistas, encuestas y pláticas informales (Kosoy *et al.*, 2007; Martínez-Tuna, 2008; Campuzano *et al.*, 2012; Perevochtchikova y Ochoa, 2012), y por el avance tecnológico y el uso de herramientas, como SIG (Troy y Wilson, 2006; Chen *et al.*, 2009; Kareiva *et al.*, 2012). Incluso, se ha visto el aumento en la adaptación del uso de los modelos sofisticados en la investigación de los SA, sobre todo en modelación hidrológica (Liang *et al.*, 1994; Vigerstol y Juliann, 2011; Martínez y Balvanera, 2012).

Al respecto destacamos el trabajo de Poteete *et al.* (2012) que presentan una exploración profunda acerca de la experiencia acumulada de las miles de investigaciones surgidas a nivel internacional con el fin de repensar la construcción metodológica, sobre todo en la aplicación práctica del estudio de comunidades forestales que poseen y administran recursos naturales de uso común. Se confirma que el único camino para el entendimiento de la problemática ambiental es a través de su conceptualización como un sistema socioambiental complejo y abierto a intervenciones externas, que requiere de un análisis interdisciplinario y el trabajo colectivo de especialistas procedentes de diversas esferas del conocimiento. Con lo que se invita a reconsiderar a la política pública como un experimento que se encuentra bajo el riesgo de la imposición de panaceas e interpretaciones particulares (Merino, 2012: 25-27) y requiere ser mejorado con la realización de estudios y evaluaciones permanentes.

Por último, hay que señalar los importantes problemas que actualmente enfrentan los estudios académicos de SE, SA y esquemas de PSA, y que verdaderamente limitan sus alcances, por lo cual deberían ser atendidos a futuro en virtud de: *i)* la falta de información suficiente y eficiente (en relación con su disponibilidad y acceso), *ii)* el uso incorrecto de la información obtenida, *iii)* el uso de escalas o dimensiones equívocas para un objetivo en específico, *iv)* el trabajo desde una sola perspectiva, enfoque o método, que no responde a la necesidad de una colaboración interdisciplinaria, *v)* el problema de no colaboración académica ni intersectorial, *vi)* la “oposición” de los especialistas para aprender y usar nuevas tecnologías (con respecto a su constante actualización y capacitación), *vii)* la falta de financiamiento para la investigación, y *viii)* la falta de tiempo y recursos humanos que afectan en forma directa el curso de estudios.

OBSERVACIONES FINALES

El término de servicios ecosistémicos (SE) aparece en el escenario político internacional en 1992 como resultado de un largo proceso de discusiones y, finalmente, el reconocimiento del Estado de la degradación ambiental a escala planetaria, con el consecuente cambio del paradigma de la gestión de recursos naturales hacia los principios de sustentabilidad e integralidad. Los primeros esquemas de compensación —o pago— por la conservación ambiental, los PSA, se han diseñado inicialmente como instrumentos de política pública ambiental dedicados a contribuir a la reducción de gases de efecto invernadero. Y a partir de la presentación del Protocolo de Kyoto se han implementado en muchos países del mundo, en diferentes modalidades, que incluyen programas federales, fondos de coinversión y patrimoniales, certificaciones forestales y compensaciones en especie, entre otras.

Como se ha podido observar, se han elaborado múltiples estudios durante los últimos veinte años y existen numerosas publicaciones dentro del tema de los SE, SA y PSA, con una tendencia de aumento gradual. Al respecto se detecta el apoyo en diferentes enfoques y teorías, con el uso de distintas técnicas, provenientes de una diversidad de disciplinas, seleccionadas en virtud de los

objetivos específicos de cada investigación y con técnicas diferenciadas para estudiar los SE, SA y PSA. Por otro lado, es notorio el predominio de los enfoques social y económico, con un rezago en exploraciones sistémicas, integrales.

Asimismo se subraya que la mitad de las publicaciones presentan análisis de “estudios de caso”, que les permite un mejor acercamiento y descubrimiento de la problemática local. Además, se puede comentar que en la aplicación práctica de los estudios, se combina la revisión bibliográfica con el trabajo de campo que por su parte incorpora las observaciones participativas, la realización de muestreos o experimentos, y la aplicación de encuestas, entrevistas, etc. Todo esto con el propósito de obtener la mayor y mejor información posible, que forma base y se refleja en el éxito de cualquier investigación.

En este sentido es importante comentar que los estudios actuales enfrentan muchos problemas que limitan sus alcances, y por lo mismo el conocimiento del tema, por la información escasa, su uso incorrecto, la falta de financiamiento, tiempo o personal, entre otros mencionados en el apartado anterior. Por lo que deberían ser atendidos en un futuro cercano, lo cual implicaría indispensablemente la realización de estudios interdisciplinarios, con base en la combinación de diversos enfoques y métodos, planteados a largo plazo, con medición de los efectos ambientales y socioeconómicos, confirmando así la necesidad de analizar procesos ambientales dentro de un sistema socioambiental complejo y abierto.

BIBLIOGRAFÍA

- Balvanera, P., M. Uriarte, L. Almeida-Leñero, A. Altesor, F. de Clerck, T. Gardner, J. Hall, A. Lara, P. Laterra, C. Peña-Muñoz, D.M. Silva-Matos, A.L. Vogl, L.P. Romero-Duque, L.F. Arreola, A. Caro-Borrero, F. Gallego, M. Jain, C. Little, X.R. de Oliveira, Jo. M. Paruelo, J.E. Peinado, L. Poorter, N. Ascarrunz, F. Correa, M.B. Cunha-Santino, A.P. Hernández-Sánchez y M. Vallejos (2012), “Ecosystem Services Research in Latin America: The State of the Art”, *Ecosystem Services*, núm. 2, pp. 56-70.
- Berkes, F. y C. Folke, s/f. *Capital cultural, capital natural y desarrollo sustentable: una perspectiva sistémica* <<http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/152/capital.html>>, 20 de agosto de 2012.

- Boyd, J. y S. Banzhaf (2007), "What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units", *Ecological Economics*, vol. 63, núms. 2-3, pp. 616-626.
- Brandon, P.S. y P. Lombardi (2011), *Evaluating Sustainable Development in the Built Environment*, Chichester, Reino Unido, Wiley-Blackwell.
- Brüschweiler, S., U. Höggel y A. Kläy (2004), *Los bosques y el agua: interrelaciones y su manejo* <http://www.cde.unibe.ch/Themes/pdf/bosques_y_agua.pdf>.
- Campuzano, E., M. Perevochtchikova y S. Ávila (coords.) (2012), *Hacia un manejo sustentable del suelo de conservación del Distrito Federal, México*, IPN/Porrúa.
- Carson, R. (1962), *Silent Spring (Primavera silenciosa)*, Boston, Houghton Mifflin.
- Chen, N., L. Huancheng y W. Lihong (2009), "A GIS-Based Approach for Mapping Direct Use Value of Ecosystem Services at a County Scale: Management Implications", *Ecological Economics*, núm. 68, pp. 2768-2776.
- Cordero, D. (2008), "Esquemas de pagos por servicios ambientales para la conservación de cuencas hidrográficas en el Ecuador", *Investigación agraria: sistemas y recursos forestales*, vol. 17, núm. 1, pp. 54-66.
- Costanza, R. y H.E. Daly (1992), "Natural Capital and Sustainable Development", *Conservation Biology*, vol. 6, núm. 1, pp. 37-46.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, Limburg K., S. Naeem, R.V. Oneill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. Vanden Belt (1997), "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital", *Nature*, núm. 387, pp. 253-260.
- Daily, G. (ed.) (1997), *Natures Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington, Island Press.
- Engel, S., T. Wünscher y S. Wunder (2010), "Increasing the Efficiency of Forest Conservation: the Case of Payments for Environmental Services in Costa Rica", en D. Espitia y A. Cardoso, *Análisis de oferta y demanda de bienes y servicios ambientales en la Sierra Nevada de Santa Marta (cuencas de los ríos Guatapurí, Tapias y Manzanares)*, Santa Marta, Colombia, Ministerio del Ambiente/Vivienda y Desarrollo Territorial/Fundación Pro-Sierra Nevada.
- Ewel, K.C. (2001), "Natural Resource Management: The Need for Interdisciplinary Collaboration", *Ecosystems*, núm. 4, pp. 716-722.
- Fisher, B., y R.K. Turner (2008), "Ecosystem Services: Classification for Valuation", *Biological Conservation*, núm. 141, pp. 1167-1169.
- Fisher, B., K. Turner y P. Morling (2009), "Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making", *Ecological Economics*, núm. 68, pp. 643-653.

- Fregoso, A. (2006), "La oferta y el pago de los servicios ambientales hídricos: una comparación de diversos estudios", *Gaceta Ecológica*, núm. 78, pp. 29-46.
- Garay, J. (2010), *Marco legal ambiental de los servicios ambientales en las áreas naturales protegidas*, Lima, Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado-Ministerio del Ambiente del Perú.
- Greenwalt, T. y D. McGrath (2009), "Protecting the City's Water: Designing a Payment for Ecosystem Services Program", *Natural Resources & Environment*, vol. 24, núm. 1, pp. 1-5.
- Groot, R.S. de, 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*, núm. 41, pp. 393-408.
- Gross-Camp, N., A. Martin, S. McGuire, B. Kebede y J. Munyarukaza (2012), "Payments for Ecosystem Services in an African Protected Area: Exploring Issues of Legitimacy, Fairness, Equity and Effectiveness", *Fauna & Flora International, Oryx*, vol. 46, núm. 1, pp. 24-33.
- Instituto Nacional de Ecología (INE) (2005), *Definición de indicadores de impacto al recurso hídrico en zonas receptoras de pago por servicios ambientales hidrológicos 2003/2004. Informe final*, México, Instituto de Geografía-UNAM.
- Kareiva, P., H. Tallis, T.H. Ricketts, G.C. Daily y S. Polasky (2012), *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford, Oxford University Press.
- Kinzig A.P. (2009), "VI Ecosystems Services", en S.A. Levin (ed.), *The Princeton Guide to Ecology*, Princeton, Princeton University Press, pp. 573-578.
- Kosoy, N., M. Martínez-Tuna, R. Muradian y J. Martínez-Alier (2007), "Payments for Environmental Services in Watersheds: Insights From a Comparative Study of Three Cases in Central America", *Ecological Economics*, núm. 61, pp. 446-455.
- Kosoy, N., E. Corbera y K. Brown (2008), "Participation in Payments for Ecosystem Services: Case Studies from the Lacandon Rainforest", *Geoforum*, núm. 39, pp. 2073-2083.
- Liang, X., D.P. Lettenmaier, E.F. Wood y S.J. Burges (1994), "A Simple Hydrologically Based Model of Land Surface Water and Energy Fluxes for GSMs", *Journal of Geophysical Research*, núm. 99, pp. 14415-14428.
- Martínez-Alier, J. y P. Roca Jusment (2001), *Economía ecológica y política ambiental*, 2a. ed., Madrid, Fondo de Cultura Económica.
- Martínez Harms, M.J. y P. Balvanera (2012), "Methods for Mapping Ecosystem Service Supply: A Review", *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 1, pp. 1-9.

- Martínez-Tuna, M. (2008), *¿Mercados de servicios ambientales? Análisis de tres experiencias centroamericanas de pago por servicios ambientales*, tesis doctoral en Ciencias Ambientales, Barcelona, Universidad Autónoma de Barcelona.
- Merino, L. (2005), "El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales", *Gaceta ecológica*, núm. 74, pp. 29-42.
- Merino, L. (2012), "En memoria de Elinor Ostrom. Trabajar juntos: repensar la investigación desde la construcción metodológica", en A.R. Poteete, M.A. Janssen y E. Ostrom, *Trabajar juntos. Acción colectiva, bienes comunes y múltiples métodos en la práctica*, México, UNAM.
- Mertz O., H. Munk-Ravnborg, G. Lovei, I. Nielsen y C. Konijnendijk (2007), "Ecosystem Services and Biodiversity in Developing Countries", *Biodiversity and Conservation*, vol. 16, núm. 10, pp. 2729-2737.
- McElwee, P.D. (2012), "Payments for Environmental Services as Neoliberal Market-Based Forest Conservation in Vietnam: Panacea or Problem?", *Geoforum*, 43, pp. 412-426.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, Island Press.
- Molnar J.L. e I. Kubiszewski (2012), "Managing Natural Wealth: Research and Implementation of Ecosystem Services in the United States and Canada", *Ecosystem Services*, vol. 2, pp. 45-55.
- Morales-Luis R., O.L. Palacios-Vélez, L. Marín-Stillman y S. Peña-Díaz (2000), "Dirección de flujo y clasificación del agua subterránea, en Monte Alegre, Sierra del Ajusco, México", *Agrociencia*, vol. 34, núm. 6, pp. 677-687.
- Muñoz-Piña C., A. Guevara, J.M. Torres y J. Braña (2008), "Paying for the Hydrological Services of Mexico's Forests: Analysis, Negotiations and Results", *Ecological Economics*, vol. 65, pp. 725-736.
- National Research Council (NRC) (2005), *Valuing Ecosystem Services. Toward Better Environmental Decision-making*, Washington, NRC of the National Academies-The National Academy Press.
- Ochoa Tamayo, M. (2009), *Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos en México: implementación y funcionamiento*, tesis de maestría, México, El Colegio de México.
- Ostrom, E. (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Perevotchikova, M. y M. Ochoa Tamayo (2012), "Avances y limitantes del programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos en México, 2003-2009", *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 3(10), pp. 89-112.
- Perevotchikova, M. y A. Vázquez (2012), "The Federal Program of Payment for Hydrological Environmental Services as an Alternative

- Instrument for Integrated Water Resources Management in Mexico City", *The Open Geography Journal*, núm. 5, pp. 35-46.
- Perevotchikova, M. y J. Oggioni (2013), "Global and Mexican Analytical Review of the State of Art on Ecosystem and Environmental Services: A Geographical Approach", *Investigaciones Geográficas*, núm. 85 (pre-print).
- Postel, S. y S.R. Carpenter (1997), *Freshwater Ecosystem Services*, en G. Daily (ed.), *Nature's Services*, Washington, Island Press, pp. 195-214.
- Poteete, A.R., M.A. Janssen y E. Ostrom (2012), *Trabajar juntos. Acción colectiva, Bienes comunes y múltiples métodos en la práctica*, México, UNAM.
- Rosa, H. y S. Kandel (coords.) (2002), *Pago por servicios ambientales y comunidades rurales: contexto, experiencias y lecciones de México*, informe elaborado en el marco del proyecto "Pago por Servicios Ambientales en las Américas", México, Prisma / Fundación Ford.
- Rosa, H., S. Kandel y L. Dimas (2004), *Compensación por servicios ambientales y comunidades rurales. Lecciones de las Américas y temas críticos para fortalecer estrategias comunitarias*, México Prisma / INE-Semarnat / CCMSS.
- Saavedra, Z., L. Ojeda Revah y F. López Barrer (2011), "Identification of Threatened Areas of Environmental Value in the Conservation Area of Mexico City, and Setting Priorities for Their Protection", *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, núm. 74, pp. 19-34.
- Toth, J. (2000), "Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones", *Boletín Geológico y Minero*, vol. 111, núm. 4, pp. 9-26.
- Troy, A. y M.A. Wilson (2006), "Mapping Ecosystem Services: Practical Challenges and Opportunities in Linking GIS and Value Transfer", *Ecological Economics*, núm. 60, pp. 435-449.
- Uligati S., A. Zucaro y P.P. Franzese (2011), "Shared Wealth or Nobody's Land? The Worth of Natural Capital and Ecosystem Services", *Ecological Economics*, vol. 70, núm. 4, pp. 778-787.
- United Nations, UN (1972), *Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment*, UNEP <<http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?documentid=97&articleid=1503>>, 22 de abril de 2013.
- UN (1987), *Our Common Future*, Report of the World Commission on Environment and Development <http://conspect.nl/pdf/Our_Common_Future-Brundtland_Report_1987.pdf>, 22 de abril de 2013.
- UN (1992), *Report of the United Nations Conference on Environment and Development* <<http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>>, 22 de abril de 2013.
- UN (1998), *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on*

- Climate Change* <<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>>, 22 de abril de 2013.
- UN (2002), *Earth Summit 202. Briefing paper* <<http://www.earthsummit2002.org/Es2002.pdf>>, 22 de abril de 2013.
- UN (2012), *Synthesis of National Reports for RIO + 20*, ONU/DESA/UNDP <http://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/742RIO+20_Synthesis_Report_Final.pdf>, 22 de abril de 2013.
- Vigerstol, K.L. y E.A. Juliann (2011), "A Comparison of Tools for Modeling Freshwater Ecosystem Services", *Journal of Environmental Management*, vol. 92, núm. 10, pp. 2403-2409.
- Wallace, K.J. (2007), "Classification of Ecosystem Services: Problems and Solutions", *Biological Conservation*, vol. 139, núm. 3-4, pp. 235-246.
- Wunder, S. (2005), "Pagos por servicios ambientales: principios básicos esenciales. Centro Internacional de Investigación Forestal (Cifor)", *Occasional Paper*, núm. 42(s).
- Wunder S., S. Engel y S. Pagiola (2008), "Taking Stock: A Comparative Analysis of Payments for Environmental Services Programs in Developed and Developing Countries", *Ecological Economics*, vol. 65, núm. 4, pp. 834-852.

BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS AMBIENTALES

Sandra Quijas*
Patricia Balvanera**

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad desempeña un papel importante como regulador de la capacidad que tienen los ecosistemas para generar servicios o beneficios para las sociedades humanas. La amplia investigación sobre la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema ha mostrado que la biodiversidad es importante para los procesos y los servicios que éstos ofrecen (Balvanera *et al.*, 2006; Cardinale *et al.*, 2012).

La biodiversidad se relaciona de varias maneras con los servicios ambientales: como regulador de los procesos ecológicos, como un servicio en sí mismo o como un patrimonio (Mace *et al.*, 2011). La biodiversidad regula la forma y la velocidad a la que se dan los procesos ecológicos. Por ejemplo, se sabe que a mayor riqueza de especies mayor es la magnitud de la productividad primaria (Cardinale *et al.*, 2011), la cual a su vez es la base para la producción de alimentos o de madera. Otros niveles de organización de la biodiversidad también son importantes para generar ciertos servicios. Así, por ejemplo, la diversidad genética de maíz que tenemos en nuestro país es la base fundamental sobre la cual se ha sustentado

* Posdoctoral asociado, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia. Correo electrónico: squijas@gmail.com.

**Investigadora, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia. Correo electrónico: pbalvanera@cieco.unam.mx.

la producción de alimentos para autoconsumo y para la producción intensiva (Ortega, 2003). La biodiversidad es además un servicio por sí mismo. Las poblaciones rurales de México dependen de especies de plantas y animales silvestres como fuentes de alimento, combustible, material de construcción o medicina tradicional. La biodiversidad también es apreciada por su existencia misma, por su valor intrínseco en las poblaciones. Las ballenas o la mariposa monarca son especies emblemáticas por su valor intrínseco y no utilitario.

Ante la variedad de relaciones entre la biodiversidad y los servicios, en este capítulo nos centraremos en el papel que juega la biodiversidad como regulador de procesos ecológicos, que a su vez permiten la oferta de servicios ambientales. Comenzamos con una presentación de las definiciones básicas sobre la biodiversidad y servicios ambientales para entender la naturaleza de esta relación. Continuamos con la presentación de las relaciones entre la biodiversidad y los servicios a distintas escalas espaciales, para después centrarnos en describir cómo la biodiversidad está relacionada con la provisión de servicios hidrológicos, entendiéndolos como todos aquellos beneficios que obtenemos directa o indirectamente del agua. En este caso nos enfocaremos en temas relacionados con cantidad y calidad de agua. Al final hacemos referencia a algunas recomendaciones para incorporar de manera más efectiva el tema de biodiversidad en el diseño de esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos.

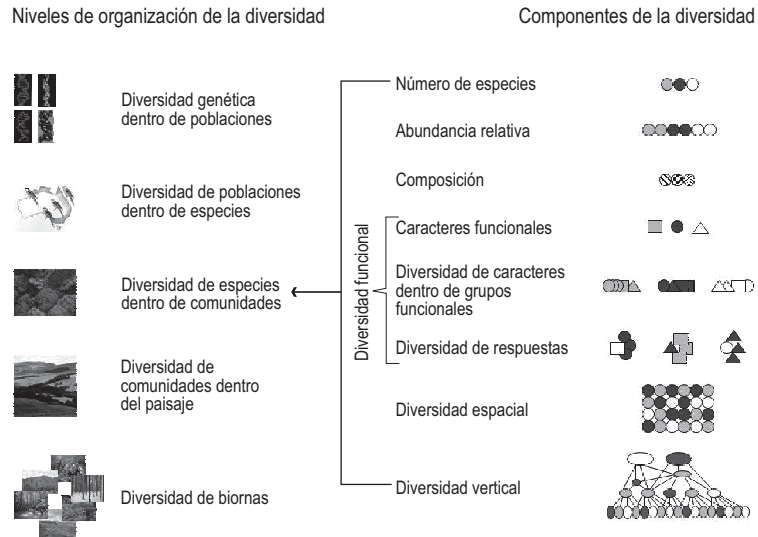
DEFINICIONES BÁSICAS

La biodiversidad

La biodiversidad es la variedad que existe entre los organismos vivos. La diversidad de los organismos vivos se puede observar a distintos niveles de organización jerárquica (figura 1). Estos niveles de organización incluyen los genotipos, poblaciones, especies, comunidades y biomas (Noss, 1990). La diversidad de genotipos es la variación en características genéticas (y fenotípicas) entre individuos de una misma población; la diversidad de poblaciones

FIGURA 1

Niveles de organización y componentes de la biodiversidad involucrados en el funcionamiento de los ecosistemas y la generación de servicios ambientales



FUENTE: Elaboración propia con base en Díaz *et al.*, 2006.

es la variación en características de conjuntos de individuos entre especies; la diversidad de especies es la variedad de características de las especies que coexisten en una misma comunidad. La diversidad de comunidades es la variedad de características de las comunidades (o asociaciones de especies) que se encuentran dentro de una misma unidad de paisaje; y la diversidad de biomas es la variedad de características de los paisajes en una gran región.

La diversidad a cualquier nivel de organización, como puede ser el de especies, tiene varios componentes (figura 1). El número de especies se refiere a la cantidad de las mismas dentro de una comunidad. La abundancia relativa es la contribución relativa de una especie con respecto al total de especies dentro de una comunidad. La composición es la combinación específica de especies. La diversidad funcional es expresada como la variación de características de las especies que les permiten llevar a cabo distintas funciones o responder de distinta forma. La distribución espacial se refiere a los cambios de composición de las especies a lo largo del paisaje. La diversidad vertical evalúa los grupos de organismos e interacciones en un mismo nivel o diferentes niveles tróficos (Díaz *et al.*, 2006).

Los servicios ambientales

Los servicios ambientales son el conjunto de beneficios que las sociedades humanas obtienen de los ecosistemas (MA, 2005). Los ecosistemas son la unidad funcional básica de la naturaleza, en la cual interactúan todos los organismos presentes (plantas, animales, hongos, bacterias, microorganismos) y el medio ambiente físico que los rodea (agua, energía, nutrientes) (Chapin *et al.*, 2002).

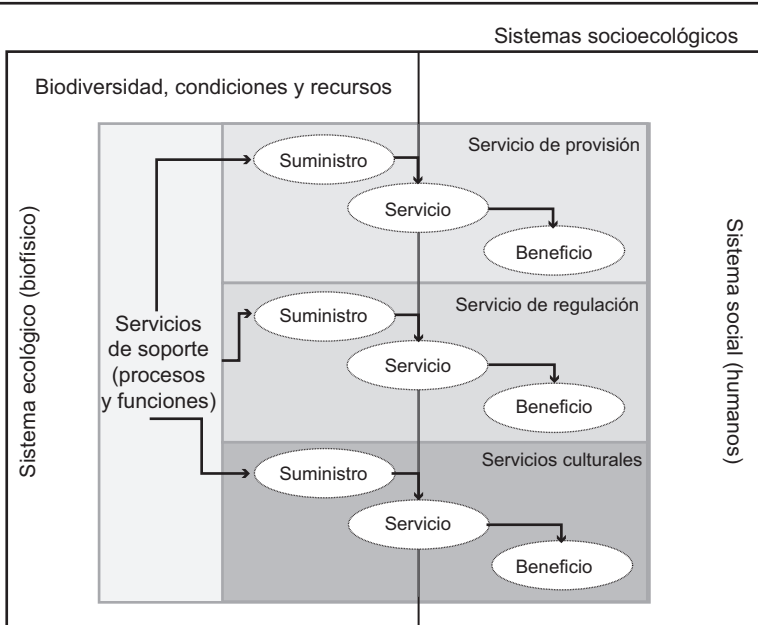
Los servicios ambientales fluyen desde los ecosistemas hacia las sociedades (figura 2). En el ecosistema, se presentan interacciones entre las especies y las condiciones biofísicas denominadas procesos ecológicos. Cuando los procesos ecológicos contribuyen directamente al bienestar humano se habla entonces de servicios. Debido a que las relaciones entre los ecosistemas y la sociedad son complejas y no lineales, se denominan sistemas socio-ecológicos.

Se han propuesto varias formas de clasificar a los servicios ambientales, pero la más común es la promovida por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, una iniciativa internacional, fue la primera evaluación global sobre los efectos de las transformaciones y alteraciones de los ecosistemas sobre el bienestar humano. Esta evaluación divide a los servicios en cuatro tipos: provisión, regulación, culturales y de soporte (figura 2).

Servicios de provisión. Son los servicios más fácilmente reconocibles, ya que se trata de bienes o recursos tangibles y finitos de apropiación directa que se miden, se cuantifican y se negocian,

FIGURA 2

Tipos de servicios ambientales y marco conceptual para la evaluación de los vínculos entre la biodiversidad, los servicios ambientales y el bienestar humano



FUENTE: Elaboración propia con base en MA, 2005; Tallis *et al.*, 2012.

pueden ser o no renovables. El alimento es uno de los servicios de provisión más importantes, el cual puede ser obtenido de la agricultura, la acuicultura, la caza, la recolección y la pesca. Otros servicios de este tipo son el forraje, las fibras, la madera, la leña, los biocombustibles y productos diversos de uso actual (por ejemplo, los recursos forestales no maderables) y de uso potencial (MA, 2005).

Servicios de regulación. Son los servicios que surgen de interacciones complejas entre los distintos elementos del ecosistema, aunque mucho menos fácil de reconocer, regulan las condiciones del medio ambiente en el cual los seres humanos viven y realizan sus actividades productivas. Este tipo de servicios incluye la regulación de la cantidad, temporalidad y calidad del agua. También incluyen la regulación del clima local o global, la regulación de vectores que causan enfermedades, de la incidencia de plagas, de la polinización de cultivos, así como la regulación de la fertilidad y erosión del suelo. Los ecosistemas, además, regulan el impacto de las condiciones meteorológicas extremas aminorando el impacto de inundaciones y huracanes en los ecosistemas y las personas (MA, 2005).

Servicios culturales. Son los beneficios intangibles que surgen de la interacción entre los seres humanos y los ecosistemas (Chan *et al.*, 2012). Éstos surgen de la percepción individual o colectiva de los seres humanos acerca de los ecosistemas y sus componentes, son fuertemente dependientes del contexto cultural, preferencia, principios y virtudes (Maass *et al.*, 2005; Chan *et al.*, 2012). Los servicios culturales pueden ser de subsistencia, recreación, educación, investigación o artísticos basados en la naturaleza, o ceremonial basados en la apropiación del lugar. Estos servicios incluyen además inspiración, conocimiento, identidad, empleo, regocijo estético, herencia cultural, actividades en los ecosistemas y valores espirituales.

Servicios de soporte. Los servicios de soporte o sustento son los procesos ecológicos básicos que aseguran el funcionamiento adecuado de los ecosistemas; estos procesos benefician indirectamente a la sociedad y permiten que se generen los servicios de provisión, de regulación y culturales (Maass *et al.*, 2005). Los procesos ecológicos se definen como complejas interacciones (eventos, reacciones

u operaciones) entre el componente biótico (organismos vivos) y el abiótico (agua, energía, elementos minerales) de los ecosistemas terrestres y acuáticos. Entre los procesos ecológicos están la productividad primaria, el ciclo hidrológico, los ciclos de nutrientes y el mantenimiento de la biodiversidad (Chapin *et al.*, 2002).

Bienestar humano

Los servicios ambientales contribuyen al bienestar humano. El bienestar humano se define a partir del acceso a satisfactores materiales básicos para una buena calidad de vida, y también por la libertad de elección y acción, la salud, las buenas relaciones sociales y la seguridad (MA, 2005). Sin embargo, la valoración del bienestar es subjetiva, porque depende de la experimentación y percepción de la gente, así como de su contexto histórico, geográfico, cultural y ecológico.

RELACIÓN ENTRE LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS AMBIENTALES

La relación entre la biodiversidad y la oferta de servicios ambientales ha sido analizada a distintas escalas espaciales. Por escala espacial nos referimos a una extensión de tierra. Para los propósitos de este capítulo definimos tres escalas contrastantes de análisis. La escala local cubre un área máxima de una hectárea (0.01 km^2); este rango abarca a los estudios experimentales u observacionales de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas terrestres y acuáticos. La escala de paisaje cubre un área máxima de 1 000 hectáreas (10 km^2); este rango suele abarcar gradientes de condiciones ambientales, combinación de distintos usos del suelo y coberturas, como son suelos con vegetación natural, seminatural o antrópica (por ejemplo, áreas agrícolas y/o ganaderas), así como uno o varios asentamientos rurales. La escala regional a global considera áreas superiores a las 1 000 hectáreas, por lo que suele incluir asentamientos rurales y urbanos, uno o varios municipios, estados o países completos.

Los enfoques utilizados para analizar la relación entre la biodiversidad y los servicios ambientales varían de acuerdo con los datos disponibles y la escala espacial. A escala local, el vínculo entre la biodiversidad y los servicios ha sido derivado de la síntesis de numerosos estudios experimentales y observacionales sobre el funcionamiento de los ecosistemas. A escala de paisaje, la relación ha sido caracterizada con experimentos naturales, síntesis de manipulaciones experimentales, consulta a expertos, modelos espacialmente explícitos y uso de sistemas de información geográfica para la modelación y el mapeo de servicios ambientales relevantes. A escala regional o superiores, se utilizan principalmente modelos espacialmente explícitos que predicen los patrones de distribución de la biodiversidad, así como la magnitud de los servicios, modelos que integran bases regionales de datos de biodiversidad, bases globales de datos climáticos, imágenes de percepción remota, información cartográfica digital e información de cobertura vegetal y uso de suelo.

Exploraciones de la relación a escala local. A escala local, el vínculo entre la biodiversidad y los servicios ambientales ha sido derivado de la síntesis de una amplia literatura que evalúa los cambios en la riqueza de especies sobre el funcionamiento de los ecosistemas. Las síntesis de estudios experimentales y observacionales tienden a mostrar un efecto positivo de la riqueza de especies sobre la magnitud de las funciones del ecosistema (Balvanera *et al.*, 2006; Quijas *et al.*, 2010; Cardinale *et al.*, 2011). En particular se sabe que a mayor diversidad genética mayores rendimientos agrícolas, a mayor riqueza de árboles mayor producción de madera, a mayor número de especies de pastos mayor producción de forraje, y a mayor diversidad de peces mayor estabilidad de las pesquerías (Cardinale *et al.*, 2012). También se sabe que a mayor riqueza de especies mayor resistencia a especies invasoras no nativas, a mayor diversidad de plantas menor incidencia de infecciones fúngicas o virales, a mayor diversidad de plantas mayor productividad primaria y, por lo tanto, mayor captura de carbono, y a mayor riqueza de especies mayor transformación de los desechos orgánicos a nutrientes y mayor cantidad de material orgánico en el suelo. En el caso particular de las plantas vasculares se ha mostrado que la riqueza, composición y atributos funcionales de

las especies definen la magnitud de las principales funciones críticas del ecosistema (de Bello *et al.*, 2010; Quijas *et al.*, 2010; Cardinale *et al.*, 2011).

Exploraciones de la relación a escala de paisaje. A escala de paisaje, los vínculos entre la biodiversidad y la generación de servicios pueden ser el resultado de efectos directos de la biodiversidad sobre los servicios o de efectos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad y sobre los servicios. Así, por ejemplo, a mayor riqueza de consumidores primarios (aves, murciélagos y lagartijas) menor es la abundancia de herbívoros, por lo que se disminuye el daño vegetal y se incrementa la biomasa (Philpott *et al.*, 2009; Mooney *et al.*, 2010). Igualmente, cuando hay cambio de uso de suelo, este cambio afecta a la composición y funciones de las especies presentes y, por consiguiente, a la generación de servicios (Reyers *et al.*, 2009; Lavorel *et al.*, 2011). La falta de información sobre la relación a esta escala espacial ha planteado el uso de la consulta a expertos en estas áreas del conocimiento y beneficiarios de los servicios, los cuales han coincidido en reconocer que la biodiversidad tiene efectos positivos sobre la generación de diversos servicios (Lamarque *et al.*, 2011, Quijas *et al.*, 2012).

Exploraciones de la relación a escala regional o mayores. De la escala regional a global, la exploración de los vínculos entre la biodiversidad y los servicios ambientales se ha centrado en comparar sus patrones de distribución espacial. Los estudios a escala regional muestran una débil concordancia espacial entre la biodiversidad y los servicios de almacén de carbono, la producción de forraje, la polinización, el control de inundaciones y la recreación (Chan *et al.*, 2006). A escala nacional, los estudios muestran una variación en las coincidencias espaciales entre la biodiversidad y los servicios de almacén y secuestro de carbono, el valor de la agricultura (cultivos), la regulación de la erosión y la recreación (Anderson *et al.*, 2009; Egoh *et al.*, 2009). A nivel global, los resultados muestran una nula concordancia espacial entre la biodiversidad y los servicios de producción de forraje, secuestro y almacenamiento de carbono (Naidoo *et al.*, 2008). Recientemente, diversos trabajos han comenzado a desarrollar escenarios alternativos y realistas para predecir tanto los cambios en la biodiversidad como los cambios en la generación de los servicios ambientales (Nelson *et al.*, 2009). El aná-

lisis espacialmente explícito de los vínculos y compensaciones entre la biodiversidad y los servicios a estas escalas ayuda a generar información más efectiva y comprensible para los tomadores de decisiones.

La generación de conocimientos sobre la relación entre la biodiversidad y servicios ambientales ha permitido caracterizar la contribución de los distintos grupos de organismos a los servicios ambientales (Kremen, 2005; Luck *et al.*, 2009). Se le conoce como Unidad Proveedora de Servicios (UPS) a las especies o conjuntos de especies que son responsables de la oferta de un servicio dado. Las plantas vasculares contribuyen a muchos de estos servicios, mientras que mamíferos o aves son relevantes sólo para algunos de ellos (figura 3). El mantenimiento de las complejas interacciones de los distintos componentes de la biodiversidad es fundamental para mantener a largo plazo la capacidad de los ecosistemas para brindar todo tipo de servicios a través de distintas escalas espaciales.

Relación entre la biodiversidad y los servicios hidrológicos

Uno de los más vitales e inmediatos servicios de los ecosistemas es la provisión y regulación de los recursos hídricos. El agua cubre aproximadamente el 75% de la superficie terrestre, con un volumen aproximado de 1 390 millones de km³, del cual sólo el 0.26% es directamente utilizado por las poblaciones humanas. El agua está constantemente redistribuida a través del ciclo hidrológico, el cual comprende tres fases principales: la precipitación, la evaporación y el flujo, tanto superficial como subterráneo. Cada una de estas fases involucra transporte, almacenamiento temporal y cambio de estado del agua, los cuales dependen de varios factores como son la temperatura a la que se encuentra el agua, la latitud de la zona geográfica y la época del año (Chapin *et al.*, 2002). En la actualidad, la población humana sigue creciendo drásticamente, alterando los sistemas acuáticos a un ritmo acelerado y enfrentando gravísimos problemas relacionados con el mal uso y mantenimiento de este valioso recurso.

FIGURA 3
Servicios ambientales y sus unidades proveedoras de servicios considerando la escala espacial más relevante para su generación



FUENTE: Elaboración propia con base en Swift *et al.*, 2004; Kremen, 2005; Lavelle *et al.*, 2006; Luck *et al.*, 2009; De Bello *et al.*, 2010.

Cantidad y calidad del agua

La cantidad, calidad, localización y temporalidad de los recursos hídricos definen la forma en cómo éstos benefician a las poblaciones humanas (Brauman *et al.*, 2007). Para los fines de este capítulo, consideramos la posibilidad de obtener cierta cantidad de agua como un servicio de provisión y la calidad del agua como un servicio de regulación, mientras que el ciclo hidrológico en sí mismo es un servicio de soporte, por lo que varios de los procesos están considerados en la descripción de los servicios de cantidad y calidad de agua (véanse cuadros 1 y 2). La cantidad y calidad del agua son de los servicios más tangibles y valorados, su reducción pone en riesgo la salud humana a través de la disminución en la calidad, además de los costos implicados en abastecer de agua a las poblaciones humanas (Brauman *et al.*, 2007, Keeler *et al.*, 2012).

Relación entre la biodiversidad y la cantidad de agua

La cantidad de agua es importante para la realización de diversas actividades productivas y para el consumo humano. La cantidad de agua se define como el agua almacenada o en flujo en la superficie o el subsuelo; su almacenamiento depende de los distintos sistemas acuáticos, como son mares y océanos, lagos, presas, ríos, acuíferos, pantanos y casquetes polares. La cantidad de agua disponible en un punto dado depende del uso y consumo humano del agua en actividades como la agricultura, la industria y el uso doméstico.

La cantidad de agua se ve afectada por la diversidad vegetal (véanse cuadro 1 y figura 3), en particular por la riqueza de especies y las características de las comunidades. El número, composición y cambios de las especies vegetales a lo largo del paisaje, así como su variedad en características funcionales, pueden afectar la cantidad y calidad de agua (Eviner y Chapin, 2003; Brauman *et al.*, 2007; De Bello *et al.*, 2010).

El efecto regulador de la diversidad sobre la cantidad de agua cambia a través de las distintas escalas espaciales (cuadro 1). A escala local, sistemas radicales densos y profundos favorecen la reten-

CUADRO 1
Principales grupos de organismos y procesos ecológicos identificados en la provisión de cantidad de agua, UPS = Unidad proveedora de servicios

<i>Procesos ecológicos (atributos que contribuyen al servicio)</i>	<i>Biodiversidad (UPS)</i>	<i>Atributos importantes de la UPS</i>	<i>Condiciones y recursos</i>	<i>Escala espacial</i>
Capacidad de almacenamiento de agua	Plantas vasculares terrestres	Química de tejidos, biomasa, longitud y estructura de raíces	Suelo Clima Topografía	Local
Estructuración del suelo (<i>materia orgánica, sistema radicular, espacio entre poros del suelo</i>)	Invertebrados del suelo Herbívoros Microbios del suelo Detritívoros	Síntesis de materia orgánica del suelo		
Evapotranspiración	Plantas vasculares terrestres Herbívoros	Eficiencia de uso de agua, biomasa, área foliar, profundidad de raíces en relación con los recursos hídricos, estructura del dosel	Suelo Clima Subsuelo	Local a regional
Infiltración vs. escorrentía (compactación, cobertura vegetal, agregación del suelo, espacio entre poros del suelo, regulación del flujo hídrico)	Plantas vasculares terrestres Invertebrados del suelo Herbívoros Microbios del suelo Detritívoros	Estructura de raíces Renovación de raíces Estructura del dosel Exudados de raíces Síntesis de materia orgánica del suelo	Suelo Clima Topografía	Local a regional (depende del flujo hídrico)

FUENTE: Elaboración propia con base en Eviner y Chapin, 2003; Swift *et al.*, 2004; Kremen, 2005; Lavelle *et al.*, 2006; Brauman *et al.*, 2007; De Bello *et al.*, 2010.

ción de agua en el suelo; la retención depende de la longitud de raíces, la cantidad de agua absorbida por unidad de biomasa de raíz y la frecuencia de desarrollo de raíces. Igualmente, características de los microbios e invertebrados del suelo, como son el tamaño de cuerpo, los hábitos alimenticios y la posición en el suelo, tienen efectos importantes sobre la capacidad de almacenar de agua. La cantidad de agua que es liberada a la atmósfera se ve afectada por la densidad y tamaño del dosel, el área foliar, la composición de formas de vida vegetal, la fenología de las plantas y la profundidad de las raíces (Eviner y Chapin, 2003; Brauman *et al.*, 2007; De Bello *et al.*, 2010).

A escala de paisaje, la densidad y tamaño del dosel, la eficiencia del uso de agua, la profundidad de raíces, así como los tipos de formas de crecimiento y su distribución espacial afectan la cantidad de agua que recarga los sistemas de acuíferos, la cantidad de agua que escurre, y aquella que es liberada a la atmósfera (Eviner y Chapin, 2003; Brauman *et al.*, 2007). A escala regional, existe una falta de coincidencia espacial entre las zonas de mayor biodiversidad y las zonas de mayor cantidad de agua (Chan *et al.*, 2006; Naidoo *et al.*, 2008; Egoh *et al.*, 2009).

Relación entre la biodiversidad y la calidad del agua

La calidad del agua es fundamental para la salud de las poblaciones humanas. La calidad del agua depende del tipo de sustancia suspendida o disuelta en el agua, así como del tipo y concentración de microorganismos (virus, bacterias, parásitos, patógenos, etc.). La calidad del agua se ve modificada por actividades humanas como la manipulación de los ecosistemas acuáticos continentales y de los sistemas terrestres, así como por la contaminación del suelo, el aire y el agua, con una gran diversidad de sustancias como: sales, hidrocarburos, plaguicidas, metales, grasas, aceites, derivados de combustibles y disolventes industriales (Brauman *et al.*, 2007; Keeler *et al.*, 2012).

La calidad del agua es regulada por la diversidad vegetal y animal. Las plantas vasculares y acuáticas, los invertebrados, así como los microorganismos acuáticos y terrestres son proveedores de este servicio (véanse cuadro 2 y figura 3). En general, la vegeta-

ción, los microorganismos y el suelo funcionan como una primera barrera para contaminantes como el nitrato y el fósforo, nutrientes presentes en abonos usados en terrenos agrícolas y que llegan a los sistemas acuáticos por arrastre y lavado (Brauman *et al.*, 2007; Cardinale *et al.*, 2011). La cubierta vegetal y los sistemas de raíces intactos son generalmente muy eficaces para mejorar la calidad del agua, al reducir la velocidad del agua para mejorar la filtración, y absorber agua y nutrientes desde la zona de raíces (De Bello *et al.*, 2010). En los flujos superficiales y subterráneos de los sistemas acuáticos, las características de los organismos como son: el metabolismo, la tasas de crecimiento relativo, los hábitos alimenticios y el tamaño del cuerpo, tienen efectos sobre la captura física del agua, la transformación bioquímica de nutrientes y contaminantes, la absorción de agua y nutrientes, y la dilución del agua contaminada (Brauman *et al.*, 2007; De Bello *et al.*, 2010; Cardinale *et al.*, 2011).

Estudios recientes muestran que el efecto de la biodiversidad sobre la calidad de agua suele cambiar a través de las distintas escalas espaciales. A escala local, los arroyos con mayor diversidad de especies de diatomeas y algas verdes (Cardinale *et al.*, 2011), y las zonas costeras con mayor diversidad de organismos suspensívoros y con vegetación sumergida (Worm *et al.*, 2006) absorben y desintoxican mejor los contaminantes derivados de terrenos agrícolas. Asimismo, la diversidad de organismos filtradores reduce los patógenos que se transmiten por el agua (Cardinale *et al.*, 2012). A escala de paisaje y regional, la biodiversidad es eficiente para remover las sustancias nocivas y el exceso de nutrientes presentes en suelos manejados. Sin embargo, hay un umbral en el cual la biodiversidad no es capaz de asimilar mayor cantidad de nutrientes (Brauman *et al.*, 2007).

Cuantificación y mapeo de servicios hidrológicos

En los últimos años se han desarrollado varias plataformas que permiten mapear los servicios ambientales y en particular el agua. Las plataformas más desarrolladas incluyen a InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs; Tallis *et al.*, 2012)

CUADRO 2
Principales grupos de organismos y procesos ecológicos identificados en la regulación de la calidad de agua,
UPS = Unidad proveedora de servicios

<i>Procesos ecológicos (atributos que contribuyen al servicio)</i>	<i>Biodiversidad (UPS)</i>	<i>Atributos importantes de la UPS</i>	<i>Condiciones y recursos</i>	<i>Escala espacial</i>
Secuestro de nutrientes	Plantas acuáticas Microbios del suelo Invertebrados del suelo Herbívoros	Química de tejidos, exuda- dos, consumo Síntesis de materia orgánica del suelo	Suelo Clima Topografía	Local a regional, con alta heterogeneidad a varias escalas
Ciclo de nutrientes	Plantas vasculares terrestres Microbios del suelo Invertebrados del suelo Herbívoros	Química de tejidos, asigna- ción, exudados, efectos sobre el microclima	Suelo Clima	
Lixiviación de nutrientes	Plantas acuáticas Algas Microbios del suelo Invertebrados del suelo Herbívoros Detritívoros	Absorción vegetal, exudados, uso hídrico	Suelo Clima Topografía	
Desintoxicación	Microbios del suelo Bacterias heterotróficas Detritívoros	Tolerancia, secuestro o capacidad de convertir químicamente	Suelo Clima	
Control de la erosión (cobertura vegetal, escorrentia vs. infiltración, cohesión del suelo, capas del suelo)	Plantas vasculares terrestres Microbios del suelo Invertebrados del suelo Herbívoros Detritívoros	Estructura de las raíces, estructura del dosel, renovación de raíces y exudados	Suelo Clima Topografía	

FUENTE: Elaboración propia usando las mismas referencias del cuadro 1.

y ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services; Bagstad *et al.*, 2011). La plataforma InVEST es de libre acceso y es parte de las extensiones de ArcMap, proporcionando la posibilidad de mapear una amplia gama de servicios de ecosistemas terrestres y marinos (Tallis *et al.*, 2013). Para la obtención de los mapas de servicio en InVEST se requiere una serie de datos obligatorios y opcionales por servicio, así como un conocimiento básico del manejo de ArcMap. En cambio, ARIES es una plataforma de acceso limitado pero disponible en la web; el desarrollo de los mapas de servicios está en función de los datos disponibles y la generación de los modelos suele estar basado en la generación de redes bayesianas que determinan relaciones funcionales entre los datos disponibles (Bagstad *et al.*, 2011). Hay otras herramientas especializadas en la modelación de los procesos y funciones involucrados en el balance hídrico, como son SWAT (Soil and Water Assessment Tool) y VIC (Variable Infiltration Capacity).

Recientemente, se ha propuesto que la generación espacial de un servicio ambiental puede ser analizado en tres fases (Tallis *et al.*, 2012, 2013). La primera es el *suministro*, que es la caracterización de los procesos y componentes de los ecosistemas relevantes para la generación potencial del servicio que puede beneficiar a la sociedad. La segunda, es el *servicio* que refleja el contacto entre la oferta potencial de un servicio y los actores que se benefician de éste. La tercera, es el *beneficio* que refleja cómo las poblaciones asignan importancia al servicio, y esto puede ser evaluado en términos de valor de mercado, de preferencia o desde una perspectiva cultural (figura 2).

Los mapas de servicios ambientales hidrológicos permiten identificar las áreas críticas en donde se da la recarga de acuíferos, donde se genera la escorrentía superficial, donde son las zonas críticas para regular inundaciones o donde están las áreas que regulan la calidad del agua. La selección de la plataforma para generar estos mapas suele estar en función de la disponibilidad de datos y el conocimiento para manejar las plataformas. En general, InVEST permite la generación de una mayor variedad de servicios ambientales relacionados directa (por ejemplo cantidad de agua, retención de nutrientes) o indirectamente con el agua (por ejemplo mitigación de tormentas). En la figura 4 se ejempli-

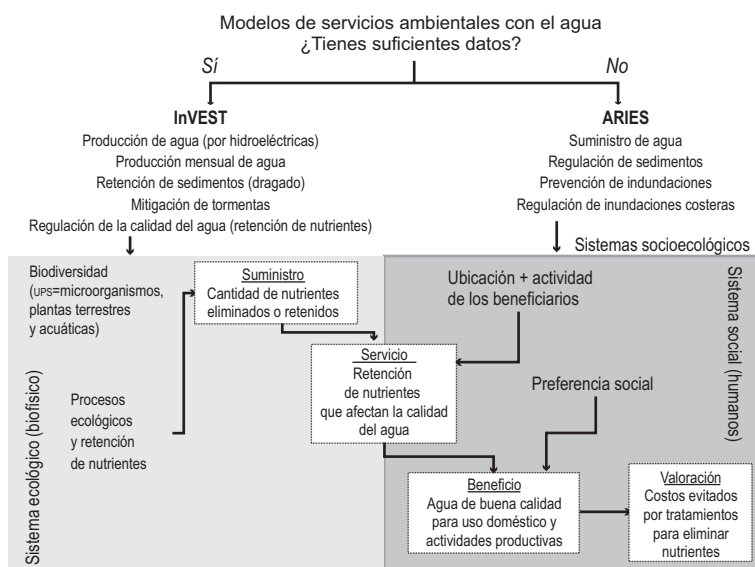
fican las distintas fases en la cuales se puede caracterizar el servicio de regulación de la calidad de agua, a partir de la capacidad de los ecosistemas para eliminar o retener nutrientes. Una primera fase considera el reconocimiento de las unidades proveedoras del servicio (por ejemplo microorganismos del suelo y del agua, plantas vasculares) y los procesos ecológicos relevantes para reconocer las zonas que potencialmente pueden eliminar o retener nutrientes. En la segunda fase se identifican las áreas en las cuales realmente se retienen nutrientes, a partir de la ubicación de los beneficiarios y de la identificación de las actividades que generan contaminantes que afectan la calidad del agua (principalmente nitrógeno y fósforo producto de las actividades agrícolas). La tercera fase es el reconocimiento de los beneficios del servicio, en términos de agua de buena calidad para su uso en actividades productivas. Una cuarta fase es la valoración del servicio, es decir, los costos económicos evitados por limpieza del agua en plantas de tratamiento como un proxy del valor de la filtración de nutrientes por parte de los ecosistemas y su biodiversidad asociada.

INCORPORACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD AL DISEÑO DE MECANISMOS DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES HIDROLÓGICOS

El Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) representa la oportunidad para conciliar los esfuerzos dirigidos al mantenimiento de la biodiversidad y de los servicios ambientales hidrológicos. La investigación sobre biodiversidad, funcionamiento del ecosistema y los servicios ambientales ha acumulado suficiente evidencia experimental que demuestra que la diversidad de especies y comunidades vegetales contribuyen a la regulación de la cantidad y la calidad de agua (cuadros 1 y 2).

Considerando el análisis realizado en los cuadros 1 y 2 podemos identificar criterios que deberán ser tomados en cuenta para el diseño del PSAH incorporando el papel de la biodiversidad. Por ejemplo, la diversidad y composición de las plantas vasculares terrestres modifican la capacidad de almacenamiento de agua, la evapotranspiración, la relación entre infiltración y escurrimiento.

FIGURA 4
Caracterización del servicio de regulación de la calidad del agua
(a partir de la retención de nutrientes) considerando
el marco conceptual de InVEST. Se muestran los servicios
ambientales hidrológicos desarrollados por InVEST y ARIES.



FUENTE: Elaboración propia con base en Bagstad *et al.*, 2011; Tallis *et al.*, 2013.

Para identificar cuales condiciones del tipo de cobertura vegetal son más favorables para maximizar la oferta de servicios, se pueden desarrollar predicciones espacialmente explícitas sobre este efecto. Por ejemplo, con base en la literatura disponible a nivel global, y en particular para la región de estudio, es posible hacer inferencias sobre cómo el número y el tipo de grupos de especies con funciones distintas influye sobre los distintos procesos hidrológicos, como la transpiración. Este tipo de resultados biológicamente realistas y su representación especialmente explícita, pueden entonces incorporarse dentro de las plataformas de modelación de servicios hidrológicos (por ejemplo, InVEST o ARIES; figura 4)

para simular los cambios en la generación del servicio hidrológico a escala de paisaje.

La generación de modelos espacialmente explícitos que muestren tanto los patrones de distribución de la diversidad como la oferta de los distintos servicios hidrológicos permiten entonces a los tomadores de decisiones y beneficiarios evaluar visualmente las ganancias y los costos en la generación del servicio asociados a cambios en el uso de suelo. Las decisiones de manejo en ecosistemas reales podrían, a su vez, servir como “experimentos naturales” que proporcionan a los científicos una oportunidad para poner a prueba las predicciones contra resultados, haciendo que la investigación sobre el tema de biodiversidad y servicios ambientales sea aún más útil.

En México, el PSAH no ha sido concluyente en mostrar su efectividad en el balance hídrico a escala local, de cuenca o de región (Urquiza, 2009). Los expertos en el tema coinciden en señalar que las limitaciones ecológicas obtenidas hasta el momento por el PSAH se explican parcialmente por la falta de integración de la investigación en la generación de los servicios hidrológicos y la escasez de estudios a nivel nacional que muestren con detalle las condiciones ambientales y sociales reales en que se generan los servicios (Urquiza, 2009). Claramente, se necesita un mayor esfuerzo para la construcción de una base científica que soporte la planeación y ejecución del PSAH, en el cual se considere que los servicios ambientales dependen en última instancia de la variabilidad que existe entre los organismos vivos que componen los ecosistemas, y que hay un impacto de las decisiones de manejo sobre la biodiversidad y los servicios a lo largo de una amplia variedad de contextos. Por lo tanto, la planeación exitosa para asignar los pagos por servicios ambientales tendrá que basarse en una sólida comprensión de los procesos ecológicos fundamentales que vinculan a la biodiversidad, las funciones y los servicios ambientales; de lo contrario, los intentos por implementar instrumentos de mercado y políticas públicas viables estarán propensos a fracasar.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, B.J., P.R. Armsworth, F. Eigenbrod, C.D. Thomas, S. Gillings, Heinemeyer *et al.* (2009), "Spatial Covariance Between Biodiversity and Other Ecosystem Service Priorities", *Journal of Applied Ecology*, vol. 46, núm. 4, pp. 888-896.
- Bagstad, K.J., F. Villa, G.W. Johnson y B. Voigt (2011), *ARIES-Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to Models and Data*, Version 1.0, The ARIES Consortium Vermont.
- Balvanera, P., A.B. Pfisterer, N. Buchmann, J.S. He, T. Nakashizuka *et al.* (2006), "Quantifying the Evidence for Biodiversity Effects on Ecosystem Functioning and Services", *Ecology Letters*, vol. 9, núm. 10, pp. 1146-1156.
- Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K. y H.A. Mooney (2007), "The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services", *Annual Review of Environment and Resources*, núm. 38, pp. 67-98.
- Cardinale, B.J., K.L. Matulich, D.U. Hooper, J.E. Byrnes, E. Duffy *et al.* (2011), "The Functional Role of Producer Diversity in Ecosystems", *American Journal of Botany*, vol. 98, núm. 3, pp. 572-592.
- Cardinale, B.J., J.E. Duffy, A. Gonzalez, D.U. Hooper, C. Perrings *et al.* (2012), "Biodiversity Loss and its Impact on Humanity", *Nature*, vol. 486, núm. 7401, pp. 59-67.
- Chan, K., M.R. Shaw, D.R. Cameron, E.C. Underwood y G.C. Daily (2006), "Conservation Planning for Ecosystem Services", *PLOS Biology*, vol. 4, núm. 11, pp. 2138-2152.
- Chan, K., T. Satterfield y J. Goldstein (2012), "Rethinking Ecosystem Services to Better Address and Navigate Cultural Values", *Ecological Economics*, núm. 74, pp. 8-18.
- Chapin, F.S., P.A. Matson y H.A. Mooney (2002), *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, Nueva York, Springer-Verlag.
- De Bello, F., S. Lavorel, S. Díaz, R. Harrington, J.H.C. Cornelissen *et al.* (2010), "Towards an Assessment of Multiple Ecosystem Processes and Services Via Functional Traits", *Biodiversity and Conservation*, vol. 19, núm. 10, pp. 2873-2893.
- Díaz, S., J. Fargione, F.S. Chapin y D. Tilman (2006), "Biodiversity Loss Threatens Human Well-being", *PLOS Biology*, vol. 4, núm. 8, pp. 1300-1305.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, M. Bode y D.M. Richardson (2009), "Spatial Congruence Between Biodiversity and Ecosystem Services in South Africa", *Biological Conservation*, vol. 142, núm. 3, pp. 553-562.

- Eviner, V.T. y F.S. Chapin III (2003), "Functional Matrix: a Conceptual Framework for Predicting Multiple Plant Effects on Ecosystem Processes", *Annual Review Ecological Evolution and Systems*, núm. 34, pp. 455-485.
- Keeler, B.L., S. Polasky, K.A. Brauman, K.A. Johnson, J.C. Finlay *et al.* (2012), "Linking Water Quality and Well-being for Improved Assessment and Valuation of Ecosystem Services", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 109, núm. 45, pp. 18619-18624.
- Kremen, C. (2005), "Managing Ecosystem Services: What Do We Need to Know About Their Ecology?", *Ecology Letters*, vol. 8, núm. 5, pp. 468-479.
- Lamarque, P. *et al.* (2011), "Stakeholder Perceptions of Grassland Ecosystem Services in Relation to Knowledge on Soil Fertility and Biodiversity", *Regional Environmental Change*, vol. 11, núm. 4, pp. 791-804.
- Lavelle, P., T. Decaens, M. Aubert, S. Barot, M. Blouin *et al.* (2006), "Soil Invertebrates and Ecosystem Services", *European Journal of Soil Biology*, núm. 42, pp. S3-S15.
- Lavorel S., K. Grigulis, P. Lamarque, M.P. Colace, D. Garden *et al.* (2011), "Using Plant Functional Traits to Understand the Landscape Distribution of Multiple Ecosystem Services", *Journal of Ecology*, vol. 99, núm. 1, pp. 135-147.
- Luck G.W., R. Harrington, P.A. Harrison, C. Kremen, P.M. Berry *et al.* (2009), "Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services", *BioScience*, vol. 59, núm. 3, pp. 223-235.
- MA (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, Island Press.
- Maass, M., P. Balvanera, A. Castillo, G. Daily, H.A. Mooney *et al.* (2005), "Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights From Long-Term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico", *Ecology and Society*, vol. 10, núm. 1, pp. 23.
- Mace, G.M., K. Norris y A.H. Fitter (2011), "Biodiversity and Ecosystem Services: A Multilayered Relationship", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 27, núm. 1, pp. 19-26.
- Mooney, K.A., D.S. Gruner, N.A. Barber, S.A. Van Bael, S.M. Philpott *et al.* (2010), "Interactions among Predators and the Cascading Effects of Vertebrate Insectivores on Arthropod Communities and Plants", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 107, núm. 16, pp. 7335-7340.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R.E. Green *et al.* (2008), "Global Mapping of Ecosystem Services and Conservation Priorities",

- Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, núm. 28, pp. 9495-9500.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis *et al.* (2009), "Modeling Multiple Ecosystem Services, Biodiversity Conservation, Commodity Production, and Tradeoffs at Landscape Scales", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, núm. 1, pp. 4-11.
- Noss, R.F. (1990), "Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach", *Conservation Biology*, vol. 4, núm. 4, pp. 355-364.
- Ortega, R. (2003), "La diversidad del maíz en México", en G. Esteva y C. Marielle (coords.), *Sin maíz no hay país*, México, Conaculta, pp. 123-154.
- Philpott, S.M., O. Soong, J.H. Lowenstein, A.L. Pulido, D.T. Lopez *et al.* (2009), "Functional Richness and Ecosystem Services: Bird Predation on Arthropods in Tropical Agroecosystems", *Ecological Applications*, vol. 19, núm. 7, pp. 1858-1867.
- Quijas, S., B. Schmid y P. Balvanera (2010), "Plant Diversity Enhances Provision of Ecosystem Services: A New Synthesis", *Basic and Applied Ecology*, vol. 11, núm. 7, pp. 582-593.
- Quijas, S., L.E. Jackson, M. Maass, B. Schmid, D. Raffaelli *et al.* (2012), "Plant Diversity and Generation of Ecosystem Services at the Landscape Scale: Expert Knowledge Assessment", *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, núm. 4, pp. 929-940.
- Reyers, B., P.J. O'Farrell, R.M. Cowling, B.N. Egoh, D.C. Le Maitre *et al.* (2009), "Ecosystem Services, Land-Cover Change, and Stakeholders: Finding a Sustainable Foothold for a Semiarid Biodiversity Hotspot", *Ecology and Society*, vol. 14, núm. 1, p. 23.
- Swift, M.J., A.-M. Izac y M. van Noordwijk (2004), "Biodiversity and Ecosystem Services in Agricultural Landscapes: Are We Asking the Right Questions?", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 104, pp. 113-134.
- Tallis, H., H. Mooney, S. Andelman, P. Balvanera, W. Cramer *et al.* (2012), "A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change", *BioScience*, vol. 62, núm. 11, pp. 977-986.
- Tallis H.T., T. Ricketts, A.D. Guerrey, S.A. Wood, R. Sharp *et al.* (2013), *InVEST 2.4.3 User's Guide*, Stanford, The Natural Capital Project.
- Urquiza, E. (2009), "Análisis de Capacidades Nacionales para la Conservación in Situ", en I. Pisanty (coord.), *México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*, México, Conabio/PNUD, pp. 51-94.
- Worm, B., E.B. Barbier, N. Beaumont, J.E. Duffy, C. Folke *et al.* (2006), "Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services", *Science*, núm. 314, pp. 787-790.

RESILIENCIA, DIVERSIFICACIÓN Y COMPENSACIÓN POR LA CONSERVACIÓN DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES

*Véronique Sophie Ávila Foucat**
*Sheila Lizbeth Gachuz Delgado***

INTRODUCCIÓN

Los servicios ambientales de provisión, regulación, soporte y cultura han sido definidos, descritos, valorados y estudiados desde varias disciplinas. En este sentido, la compensación por la conservación y el uso sustentable de los servicios ambientales es uno de los temas de mayor interés. Se ha recalcado el hecho de que los esquemas de compensación no han logrado competir con los costos de oportunidad para realizar otras actividades económicas; se ha reconocido la compleja burocracia que se requiere y que existe para implementar estos esquemas, la falta de monitoreo de la conservación de los servicios ambientales con indicadores más específicos y la importancia del capital social (Ávila Foucat *et al.*, 2009). Los aspectos antes mencionados han sido estudiados en los esquemas de pago por servicios ambientales de México, Costa Rica o Colombia, por ejemplo. Sin embargo, sólo algunos analistas han mencionado que la definición de pago por servicios ambientales dada por Wunder (2006) puede ser aplicada a otros esquemas de conservación (Frost y Bond, 2007). De esta manera, los esquemas caracterizados por transacciones voluntarias en las que, al menos uno o más

* Investigadora, Instituto de Investigaciones Económicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: savila@iiec.unam.mx.

** Especialista en economía ambiental y ecológica, Posgrado de Economía de la Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: sheila.gachuz@gmail.com.

compradores obtienen un servicio ambiental claramente definido por uno o más vendedores, sólo si el proveedor asegura la provisión del servicio ambiental (Wunder, 2006), es una modalidad de pago por un servicio ambiental. Sin embargo, en un territorio, existen una diversidad de esquemas de esta naturaleza que se aplican y que determinan la diversificación de ingresos de las comunidades rurales, misma que está basada en un uso diverso de los ecosistemas y en muchas ocasiones determinada también por la biodiversidad y los servicios ambientales. La relación entre los servicios ambientales y su uso parte de un sistema complejo con interacciones dinámicas llamado socioecosistema. Las capacidades de los socioecosistemas de respuesta y absorción llamada resiliencia ante eventos extraños han sido de interés para algunos académicos. Esta resiliencia ha sido estudiada en términos de su caracterización, su medición y las variables que la determinan. Los servicios ambientales tienen un papel importante en la resiliencia de los socioecosistemas, debido a que definen la diversificación de medios de vida. Si una comunidad está rodeada de un bosque que provee servicios ambientales, existe una mayor probabilidad de que desarrollen actividades que se relacionan con los mismos. La diversificación de medios de vida está influida por las características del entorno, en donde los servicios ambientales como parte del capital natural tienen un papel fundamental.

Por lo anterior, en este capítulo describimos la resiliencia y argumentamos que existe una diversidad de esquemas de compensación de los servicios ambientales que forman parte de la diversidad de las estrategias de vida. Asimismo, reflexionamos en torno a las necesidades de estudiar si estos esquemas contribuyen a la resiliencia de los socioecosistemas.

RESILIENCIA

El concepto de resiliencia surgió en la ciencia de la ecología en la década de 1970, pero ha sido adoptado desde entonces por numerosas disciplinas científicas como la antropología, la sociología, la economía y la psicología (Folke, 2006). En la actualidad, se utiliza en los sistemas ecológicos como la capacidad de recuperación ecológica (Bellwood *et al.*, 2003; Nyström, 2006) o como un concep-

to que facilita la comunicación entre disciplina, como la resiliencia socioecológica (Brand *et al.*, 2007). En esta última interpretación, el concepto es visto como una perspectiva innovadora para analizar los sistemas socioecológicos (Walker *et al.*, 2004).

Los cambios ecológicos de origen natural o antropogénico son complejos y raramente actúan en una sola dirección o en una misma escala temporal. Esto disminuye la probabilidad predictiva de cómo un ecosistema puede cambiar en el futuro. Una excelente herramienta para entender lo anterior ha sido la integración del concepto de resiliencia en el funcionamiento de los ecosistemas y por lo tanto de sus servicios ambientales. Se pueden identificar en ecología dos definiciones de resiliencia. La primera indica que son “las propiedades de un sistema cerca de un estado de equilibrio” y la segunda menciona que son “las perturbaciones que pueden ser absorbidas por un sistema antes de que un sistema cambie de un estado a otro” (Perrings, 1998). La segunda ha sido de mayor interés para expandir este concepto a otras disciplinas, por lo que la retomamos para los fines de este escrito.

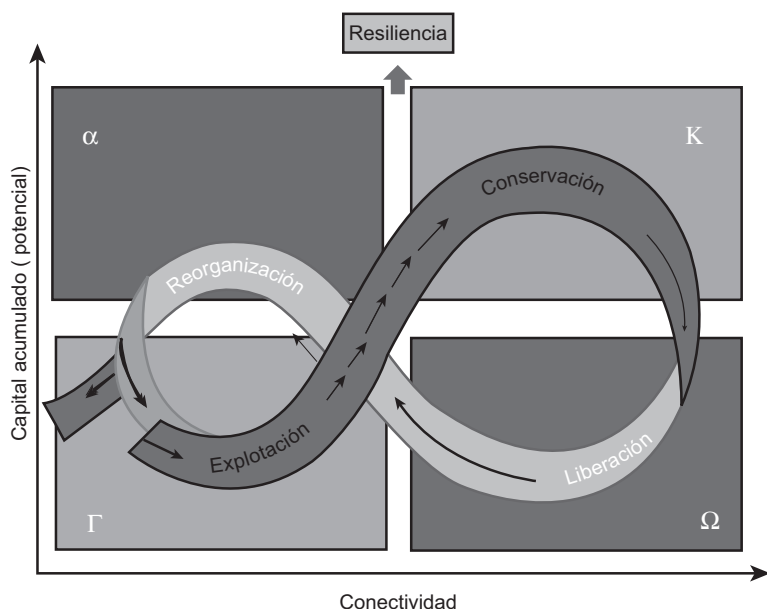
Holling (1973) introdujo el concepto de resiliencia ecológica como una forma de comprender las dinámicas no lineales, así como los procesos a través de los cuales los ecosistemas se autoorganizan y persisten frente a perturbaciones y cambios. Según definiciones de Holling, la resiliencia hace hincapié en analizar las condiciones de un sistema complejo alejado del equilibrio donde las inestabilidades pueden transformar al mismo para que presente otro régimen de comportamiento; así la resiliencia es medida por la magnitud de perturbaciones que pueden ser absorbidas por el sistema antes de que sea reorganizado con diferentes variables y procesos. La capacidad de absorción depende de la capacidad de atracción del sistema a un punto nodal o un punto de equilibrio. Por otra parte, se ha definido también a un ecosistema resiliente, cuando tiende a mantener su integridad funcional en presencia de alguna alteración, es decir, que aun siendo objeto de alteraciones, continúa existiendo y funcionando de la misma manera (Common *et al.*, 2008). Sin embargo, el concepto de integridad funcional ha sido difícil de medir y muy cuestionado. Cabe resaltar que la resiliencia no se refiere a un funcionamiento continuo e igual de los sistemas. Holling (2001) afirma que los ecosistemas son capaces de autoor-

ganizarse aunque se encuentren en condiciones cambiantes y en dinámicas inciertas, en donde la resiliencia de un sistema se contrae y se expande en un devenir permanente y alternado.

El potencial del uso del concepto de resiliencia es que supera aquellas aproximaciones teóricas que concebían la naturaleza como un sistema fijo e inmutable. Se trata de una perspectiva que resulta más adecuada para construir conocimiento sobre la función de los ecosistemas y su capacidad para autoorganizarse, así como el de las comunidades que viven en ellos. La resiliencia permite analizar la interrelación entre el ecosistema (considerando sus bienes y servicios), y la población usuaria. La resiliencia plantea un modelo más allá de la relación causa y efecto, y considera relaciones no lineales en diferentes dimensiones temporales y espaciales (Davidson-Hunt *et al.*, 2003), por lo cual, en los últimos treinta años se ha empleado con mayor frecuencia en los análisis para el desarrollo con un enfoque sustentable. Los cambios de estado se sugieren en el marco del modelo de Ciclo de Renovación Adaptativa (Holling, 1986, citado en Holling, 2001) que involucra cuatro fases: crecimiento, madurez, colapso y reorganización (figura 1). El aspecto más significativo que plantea este ciclo es la importancia que se le da a la fase de crecimiento (*front loop*, bucle principal de explotación y conservación, bucle r-K) como a la fase de desarrollo (reorganización e innovación, *back loop*, bucle secundario de liberación/colapso y reorganización, bucle omega-alfa) lo que marca la diferencia sustancial en la visión de una dinámica no lineal, propia de un pensamiento complejo ya desarrollado. Esta integración no lineal se debe a que diferentes investigaciones realizadas en el campo de los sistemas complejos socioecológicos y la teoría acumulada de diferentes disciplinas dieron como resultado que el bucle secundario es la clave para realizar transformaciones radicales e influir en los eventos; saber cuándo es el momento de transformarse es el verdadero arte del aprendizaje y la sustentabilidad (figura 1). Los mecanismos que permiten esta renovación adaptativa son dinámicas identificadas como la resiliencia del sistema complejo, su capacidad para reorganizarse, transformarse e innovar a fin de continuar la brecha evolutiva e iniciar la siguiente fase de crecimiento en un *continuum* ininterrumpido donde justamente la sustentabilidad es el aspecto más relevante que tiene esta etapa.

FIGURA 1

Ciclo de Renovación Adaptativo de Holling (1986), quien observó que los ecosistemas fluyen a través de ciclos irregulares de organización, crecimiento, colapso y renovación. Este ciclo se compone de cuatro etapas: explotación, conservación, liberación y reorganización, ordenados en un eje tridimensional (tres variables): potencial disponible, nivel de conectividad y la tercera dimensión que es la resiliencia. La resiliencia del sistema es una medida de su vulnerabilidad en situaciones inesperadas o impredecibles. A medida que se suceden las fases del ciclo adaptativo, la resiliencia se expande y se contrae (es dinámica a lo largo del tiempo). La resiliencia se contrae progresivamente a medida que el ciclo se mueve hacia la fase K (conservación y acumulación) donde el sistema se convierte en más frágil. Se expande progresivamente mientras el sistema se mueve hacia la fase alfa (reorganización, el bucle secundario) para reorganizar los recursos a fin de iniciar un nuevo ciclo de crecimiento en r



FUENTE: Holling, 1986.

Un sistema complejo es sustentable porque ha desarrollado una resiliencia suficiente para adaptarse y evolucionar a pesar de las presiones ambientales y sociales.

Siguiendo el modelo de resiliencia propuesto por Holling, cabe destacar que los socioecosistemas son esencialmente capaces de autoorganizarse aun en condiciones cambiantes y que involucran dinámicas inciertas y relacionadas con múltiples causas. En cada una de las etapas de este ciclo de renovación, la resiliencia del sistema se contrae y se expande en un devenir permanente y alterado. En términos cuantitativos, a menor resiliencia correspondería mayor potencial de cambio en la configuración del sistema. Cambio que podría suponer tránsitos hacia alternativas no deseadas o hacia situaciones que implican condiciones de relativa mejoría respecto del punto de partida o fase anterior. La resiliencia es una variable compleja asociada con un sistema dinámico, no lineal, que se reestructura en forma cíclica e involucra múltiples bucles de retroalimentación.

Aunado a las propuestas de Holling, Perrings (1998) propone que la resiliencia es la probabilidad de la transición de un estado a otro. Por otro lado, este autor, al igual que Levin *et al.* (s/f), recalca que el cambio de un estado a otro no garantiza pasar a un mejor estado. Es decir, las transiciones no garantizan mejores condiciones para el sistema; después de un evento extremo, como un huracán o una crisis económica, la respuesta del sistema puede ser benéfica o no en términos ambientales o socioeconómicos.

En este sentido, Walker *et al.* (2004) definen a la resiliencia de los socioecosistemas como la capacidad de un sistema para absorber diferentes perturbaciones y reorganizarse en un escenario de choques externos, manteniendo su misma función y estructura, así como sus características esenciales. Asimismo, Toledo (2006) define a la resiliencia como “la tensión entre el conjunto de fuerzas desestabilizadoras externas y el conjunto de fuerzas internas que dotan de organización a un sistema determinado”. Por lo anterior, la resiliencia constituye un esquema de utilidad para el análisis o diseño de relaciones sociedad-naturaleza.

A manera de resumen se presentan en el cuadro siguiente algunas definiciones de resiliencia desde diversos enfoques. Podemos observar que difieren en cuanto al objeto a estudiar, por lo que las

variables para medirla serán diferentes. Sin embargo, todas coinciden en que es la capacidad de absorber una perturbación. Un reto para todos los enfoques es definir los límites de cambio de un estado a otro, las variables a analizar y los factores que influyen en estos cambios (cuadro 1).

Ya sea como una teoría, en el sentido serio del término, o como una aproximación conceptual, la resiliencia puede utilizarse en el estudio de la dinámica de los socioecosistemas. Si es el cambio y no la estabilidad lo que caracteriza a los sistemas socioecológicos, entonces la conservación y la sustentabilidad deben convertirse inevitablemente en dinámicos (Escalera-Reyes *et al.*, 2011). En esta tensión permanente entre estabilidad y cambio, la resiliencia es una noción que nos permite pensar de una manera particular la relación entre naturaleza y sociedad. Nos invita a una perspectiva que antepone el proceso a la forma, el cambio constante al equilibrio,

CUADRO 1
Corrientes de pensamiento

<i>Corriente de pensamiento</i>	<i>Definiciones</i>
Socioecosistemas	"La capacidad de los sistemas socioecológicos de absorber disturbios recurrentes [...] para retener estructuras esenciales, procesos y <i>feedbacks</i>" (Adger <i>et al.</i>, 2005). "La capacidad del sistema de absorber disturbios, reorganizarse, mientras se generan cambios de un estado a otro para retener las funciones, estructuras, identidad y retroalimentación" (Walker <i>et al.</i>, 2004).
Servicios ambientales	"La capacidad de un ecosistema de mantener servicios ambientales deseados al enfrentar usos ambientales y humanos" (Folke <i>et al.</i> , 2002).
Sociológico	"La habilidad de grupos o comunidades de afrontar estrés y disturbios externos como resultado de cambios sociales, políticos y ambientales" (Adger, 2000).
Ecológica	"La capacidad de un sistema de experimentar una <i>shock</i> reteniendo su función, estructura, e identidad" (Walker <i>et al.</i> , 2004).

FUENTE: Elaboración propia.

y la relación dinámica a la articulación estática. La resiliencia nos ayuda a cambiar la perspectiva de análisis desde modelos simples de relación causa-efecto, a sistemas complejos y relaciones no lineales, siempre considerando la dimensión escalar del tiempo y el espacio (Davidson-Hunt *et al.*, 2003).

La resiliencia, por lo tanto, es la medida de las posibilidades de cambio sustancial de un sistema, de su transformación y de los factores (internos y externos) que producen esos cambios. Resiliencia no es lo mismo que sustentabilidad. La resiliencia es un atributo del sistema del que no se puede deducir deseabilidad o positividad. La sustentabilidad parte del análisis de la deseabilidad del estado del socioecosistema, tanto en sus aspectos biofísicos como socioculturales. Por otro lado, la teoría de la resiliencia ofrece una visión de la sustentabilidad, no de la estabilidad, los sistemas tanto ecológicos como sociales están en constantes cambios y la sustentabilidad es como un punto en el futuro que para llegar a él, es necesario entender la dinámica de los sistemas para que mantengan ciertos atributos y seguir siendo funcionales. La sustentabilidad es entonces una meta y para llegar a ella y mantenerla se requiere de la resiliencia de los sistemas.

Uno de los aspectos a destacar en la resiliencia de los socioecosistemas es la coevolución de los sistemas sociales, económicos y ecológicos, debido a que se plantea el análisis de los cambios en el sistema de manera integral. Es decir que la relación entre estos sistemas es muy estrecha. Levin *et al.* (s/f) plantean que la resiliencia de los sistemas depende de la retroalimentación jerárquica (*hierarchical feedbacks*), de la diversidad biológica y productiva, así como de la relación entre un estímulo y una respuesta en el espacio y el tiempo. Aunado a ello, Perrings (1998) plantea la necesidad de analizar la diversidad de activos, la densodependencia de las poblaciones y los cambios tecnológicos. También plantea que en lugar de enfocarse en estudiar el equilibrio de los sistemas y sus propiedades, nos enfoquemos en las atracciones alrededor del equilibrio, esto es, qué hace que un sistema sea atraído hacia el estado de equilibrio.

Por otro lado, la resiliencia es un concepto familiar en el contexto de la reducción de riesgos y cada vez se debate más sobre ella en el campo de la adaptación al cambio climático. Una comunidad

resiliente es capaz de enfrentar las amenazas para minimizar sus efectos del cambio climático y recuperarse rápidamente de los mismos, con lo cual su situación se mantiene igual o mejora en comparación con el periodo anterior a la perturbación. La resiliencia es entonces una medida de la capacidad de adaptación.

Además de este marco de análisis, la aplicación práctica de construir (también reforzar, fortalecer y consolidar) resiliencia en los sistemas socioecológicos se considera clave para su sustentabilidad (Berkes y Seixas, 2005). Berkes y Seixas (2005) plantean en su estudio sobre cómo medir la resiliencia de un socioecosistema en una laguna, asociar cuatro factores: el primero es la capacidad de aprender a vivir con cambio e incertidumbre; el segundo es la protección de la biodiversidad para reorganización y renovación; el tercero es la combinación de diferentes tipos de conocimiento; y el cuarto es la creación de oportunidades de medios de vida para la autoorganización de las comunidades.

Del mismo modo, Seixas *et al.* (2003) identifican algunos factores clave asociados con la pérdida de resiliencia: *i)* la ruptura de la institucionalidad local, *ii)* cambios tecnológicos rápidos asociados con mayor eficiencia y uso destructivo de recursos, *iii)* repercusiones locales de cambios socioeconómicos operados a mayor escala, y *iv)* inestabilidad institucional. En este sentido, cualquier propuesta de adaptación al cambio debe considerar asimetrías de poder y responsabilidades tanto a nivel individual como social.

Marschke y Berkes (2006) miden la capacidad de resiliencia en función del potencial de aprendizaje de las comunidades para vivir con incertidumbre, medido a través de las acciones de monitoreo, de manejo, capacidad de respuesta rápida y diversificación de medios de vida.

Debido a que en los socioecosistemas es difícil establecer un estado de equilibrio, nos interesamos en saber las características del sistema que hacen que pueda responder a un evento extremo. Es decir, no nos preguntamos si el estado inicial es mejor o peor, sino qué características determinan la capacidad de respuesta. Folke *et al.* (2006) proponen una serie de variables de las cuales depende la resiliencia y podemos agruparlas en variables ecológicas y socioeconómicas, y en particular variables sobre el capital natural y el capital social.

En suma, la resiliencia es un concepto útil para el estudio de los socioecosistemas, debido a que refleja la complejidad y el dinamismo existente en este ámbito. La discusión teórica de cómo debe medirse la resiliencia es muy interesante y se observan algunos campos de estudio, desde la probabilidad y la teoría de sistemas evolutivos, o desde el estudio de la economía neoinstitucional. Ambos enfoques coinciden en que la diversidad del capital natural y de los medios de vida son un soporte importante de la resiliencia. Por ende, a continuación trataremos este último tema.

DIVERSIFICACIÓN SUSTENTABLE DE MEDIOS DE VIDA

La composición estructural y energética de los ecosistemas determina las interacciones entre los distintos niveles de la cadena trófica de un ecosistema, así como la interacción de éstos con los factores abióticos. Los procesos anteriores influyen en los servicios ambientales. Una de las características estructurales de los ecosistemas es la biodiversidad. De manera similar, en los socioecosistemas la diversificación de medios de vida es un componente estructural de la relación naturaleza-sociedad, debido a que determina los diferentes usos de los servicios ambientales y los beneficios socioeconómicos que se derivan de éste. Si un hogar únicamente se dedica a una actividad productiva y ésta se ve afectada por algún factor interno o externo, el hogar tendrá mayor dificultad para reponerse de los impactos de este evento, debido a que no tiene una diversidad de medios para sobrevivir. El supuesto antes planteado ha sido expuesto en el estudio de los socioecosistemas y en el tema de la adaptación al cambio climático. Tanto gobiernos como organismos internacionales establecen que la diversificación es una estrategia de adaptación al cambio climático. Es decir que la diversificación permite absorber disturbios, por lo tanto permite una mayor resiliencia.

La diversificación productiva del sector rural es el proceso por el cual los hogares construyen diversos modos de vida utilizando diversos recursos y bienes; es una estrategia para ser menos vulnerable ante diversos cambios y asegurar la sobrevivencia (Niehof, 2004; Rudie, 1995). La diversificación existe desde siempre, sin

embargo, lo importante en este momento es que los ingresos no agropecuarios son cada vez más importantes desplazando a las actividades agropecuarias o primarias. El sector servicios principalmente, así como las remesas y las transferencias gubernamentales juegan un papel muy importante en la composición del ingreso (Ávila Foucat, 2012). Aunado a lo anterior, no sólo el ingreso se ha diversificado sino los medios de vida, es decir, el conjunto de activos y el acceso a los mismos que determinan que un hogar decida tomar decisiones de índole social, cultural, económico, ambiental, o incluso decisiones de las actividades productivas. Por lo tanto, el estudio de la diversificación entendida no sólo como el ingreso del hogar sino como el proceso por el cual los hogares toman decisiones basados en sus activos, el acceso a los mismos, así como en aspectos externos, resulta una visión más integral y objetiva para entender la complejidad de la interacción sociedad-naturaleza.

Los antecedentes teóricos del planteamiento anterior vienen del revolucionario concepto de pobreza propuesto por Amartya Sen, quien propone que el bienestar depende de la libertad de escoger el conjunto de capacidades que permiten el acceso a los activos. Los cuestionamientos de Sen fueron muy importantes y generaron el concepto de capacidades y el acceso a éstas como un motor para las estrategias de vida y el bienestar (Sen, 1997). Con base en lo anterior, en 1992 Chambers y Conway definen un medio de vida sustentable como las capacidades, activos y actividades necesarias para sobrevivir. Un medio de vida es sustentable cuando puede afrontar y recuperarse de tensiones y choques, manteniendo o mejorando sus capacidades y activos tanto ahora como en el futuro, sin perjudicar a los recursos naturales.

Los medios de vida sustentables en México son determinados en cierta medida por las estrategias sustentables que promueven tanto organizaciones no gubernamentales, como el gobierno y, en ciertos casos, el sector académico. En este sentido, se pueden identificar varias estrategias de diversificación sustentable en el sector rural y a continuación mencionamos algunas: el manejo forestal sustentable, el aprovechamiento de la vida silvestre sustentable, el pago por servicios ambientales, la agricultura orgánica y las actividades agrosilvopastoriles. De particular interés para esta obra es la compensación por la conservación de los servicios ambientales.

LA COMPENSACIÓN DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES: UNA ESTRATEGIA DE DIVERSIFICACIÓN

En este apartado nos enfocaremos en el programa de pago por servicios ambientales y discutiremos la posibilidad de considerar otros esquemas de conservación como instrumentos de compensación de servicios ambientales, que a su vez son estrategias de diversificación. Se abordan también los principales aspectos que se han estudiado para saber si esto ayuda a medir la resiliencia de los socioecosistemas.

El pago por servicios ambientales (PSA) implementado en México es sin duda el programa destinado específicamente a la internalización de la conservación de los servicios ambientales. El PSA es entendido como una transacción voluntaria donde un servicio ambiental bien definido es comprado por al menos un comprador a por lo menos un proveedor, sólo si el oferente asegura la provisión del servicio ambiental transado (Wunder, 2006). El PSA ha surgido como mecanismo de compensación directa al propietario por las pérdidas económicas asociadas a la conservación de los recursos naturales con pagos que corresponden a los servicios mantenidos (Alix-García *et al.*, 2004; Pagiola, 2002). Los servicios ambientales y sus esquemas de compensación han sido estudiados desde la ciencia política y la economía ambiental (Pagiola *et al.*, 2004; Swallow *et al.*, 2005), así como dentro de las áreas de investigación forestal, hidrológica y ecológica (Mayrand y Paquin, 2004; Torres y Guevara, 2002).

El artículo presentado por Muradian *et al.* (2010) menciona los principales puntos de debate en el pago de servicios ambientales. Resalta que el esquema de compensación está basado en la teoría de Coase, en donde si los costos de transacción son bajos y los derechos de propiedad están bien definidos, los actores comercializarán sus recursos de manera óptima (Muradian *et al.*, 2010). Sin embargo, enfatiza que en el caso del PSA esto no siempre se cumple, por lo que hay que buscar otros mecanismos institucionales que no necesariamente se basen en el mercado. Esto último se relaciona con el hecho de que, si bien los programas de PSA se han originado desde las políticas ambientales, están íntimamente relacionados con las de desarrollo rural. Por lo tanto, de existir una

transversalidad en las políticas para impulsar este tipo de programas, el PSA se debería considerar como una transferencia entre actores que busca crear incentivos para generar cambios en las decisiones de los dueños de la tierra, para hacer un buen uso de los recursos naturales. La transferencia puede ser vía un mercado o vía otros mecanismos institucionales. Es decir que los beneficiarios estarán contentos de recibir el costo de oportunidad, pero también de ser reconocidos ante su comunidad por la conservación y el buen uso de los recursos. Otro de los aspectos que mencionan Muradian *et al.* (2010) es que los intermediarios tienen un papel fundamental y que es necesario considerar no sólo los aspectos de eficiencia, sino de equidad y justicia en la implementación y resultados del PSA (Muradian *et al.*, 2010).

Por otro lado, el análisis del pago por servicios ambientales ha girado en torno al costo de oportunidad del pago, a la importancia del capital social y de las instituciones, entre otros aspectos. Podemos mencionar al respecto el artículo de Corbera *et al.* (2009) en el que se enfatiza la importancia de diversas instituciones y de cómo estudiarlas, así como las capacidades generadas con el programa y la importancia de la escala en la implementación de los programas (Corbera *et al.*, 2009). Otros autores mencionan la necesidad de determinar las características de los servicios ambientales para la eficiencia de un programa de PSA (Kemkes *et al.*, 2010), así como de algunos resultados importantes del esquema de PSA y la importancia de considerar el contexto local, e igualmente de las actividades productivas locales (Engel y Palmer, 2008). Existen sin duda más artículos sobre PSA en la literatura, sin embargo, los antes citados son los más recientes que hacen referencia a la importancia del PSA en el ingreso no agropecuario de los hogares.

Lo anterior permite observar que los aspectos económicos no son los únicos que posibilitan que el pago por servicios ambientales sea una estrategia que pueda ayudar a la resiliencia de los hogares. Existen aspectos de capital social e institucionales igualmente importantes. En este sentido, podemos decir que el capital natural, social, económico, así como los aspectos del contexto institucional, son relevantes.

Con la intención de analizar de manera más integral la relación sociedad-naturaleza observamos que cualquier esquema de conser-

vación que implique una compensación para el que está conservando puede ser también un pago por un servicio ambiental. En este sentido, la certificación forestal, por ejemplo, es una compensación por la conservación del bosque y sus servicios ambientales, y es entonces un pago por la conservación de los servicios ambientales. Es necesario recalcar que del mismo modo que el PSA, los montos de compensación generalmente no son equivalentes a los costos de oportunidad o a los costos de conservación.

De la misma manera, Frost y Bond (2007) proponen el programa Campfire en Zimbabwe como un esquema de pago por servicios ambientales. En esta región de África, las comunidades se han organizado para que los visitantes disfruten de la vida silvestre de manera extractiva o no extractiva, es decir, con ecoturismo o cacería. Estas actividades se realizan debido a que se han conservado a las poblaciones mediante planes de manejo y estudios poblacionales, lo cual permite un aprovechamiento que genera beneficios económicos a los miembros de la comunidad. De manera similar, en México el aprovechamiento de la vida silvestre que se lleva a cabo en Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) y que se derivaron del Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural, 1997-2000 México, es un esquema de pago por servicios ambientales.

Las UMA requieren un programa de manejo de las especies aprovechadas, y si bien el monitoreo y la evaluación de las mismas no se ha concretado (del mismo modo que para el PSA), se parte del principio que busca la conservación de los servicios ambientales. Son muy escasos los estudios sobre las UMA y el aprovechamiento de la vida silvestre en México (Ávila-Foucat, 2012). En la literatura internacional, es posible identificar estudios sobre el aprovechamiento de especies no maderables, de la carne de monte, o estudios sobre los determinantes de la demanda de especies silvestres para diversos fines. Por ejemplo, Muhly y Musiani (2009) estiman los montos de compensación otorgada a los ganaderos por la muerte de su ganado, debido a la presencia de lobos silvestres que han sido reintroducidos como parte del programa de conservación de la especie. Este esquema es una compensación por la conservación de una especie que tiene un papel importante en el ecosistema y en sus

servicios ambientales. Los costos de compensación para el gobierno fueron de \$1 107 649 dólares por año entre 1987 y 2003, lo que representó una pérdida económica por parte de los productores de 0.01% de sus ingresos anuales (aunque éstos son dispares entre regiones) (Muhly y Musiani, 2009). Por su parte, Barnes (1996) calcula el valor presente neto de diversas actividades productivas relacionadas con el uso directo o indirecto de los elefantes en Bostwana, y concluye que una sola actividad no podría alcanzar el costo de oportunidad de talar el ecosistema. Analiza también las consecuencias de la veda del aprovechamiento de esta especie en el uso del suelo. Es decir, menciona que la veda total y la restricción comercial de la especie (adición al apéndice I de CITES) puede provocar cambios en la estructura productiva de una región generando cambios negativos en el uso del suelo y causando un gran impacto ecológico (Barnes, 1996).

Lo relevante que se deriva de los párrafos anteriores es que el concepto de pago por servicios ambientales puede ampliarse a otros esquemas de conservación y que dichos esquemas representan estrategias de diversificación para los hogares rurales. La diversificación ha sido planteada como una estrategia para la resiliencia de los socioecosistemas, sin embargo, la literatura no se ha enfocado al estudio de la compensación de los servicios ambientales como una estrategia que promueva la resiliencia de los socioecosistemas.

REFLEXIONES FINALES

La resiliencia es un marco teórico que permite abordar la dinámica de la relación sociedad-naturaleza. La relación entre aprovechamiento, el límite del mismo que lleva a acciones de conservación, y por ende a una necesidad de reorganizar la relación sociedad-naturaleza refleja la necesidad de un manejo adaptativo. Ahora bien, los esquemas de manejo o conservación implican una diversificación sustentable de los medios de vida en los hogares rurales. Hemos descrito los esquemas de compensación de servicios ambientales que permiten la conservación de los ecosistemas o un uso sustentable, mismos que son estrategias de diversificación de los medios de vida. El estudio de estas estrategias debe considerar el acceso a los activos, así como los factores externos, de manera que

se determine un sistema con una escala espacio-temporal definida, que vincule los factores endógenos con los exógenos. Los factores endógenos son aquellos que puede controlar el hogar o sobre los cuales el hogar puede tomar decisiones. Asimismo, se plantea que es necesario vincular los distintos esquemas de compensación o pago por servicios ambientales con las estrategias de vida.

El pago por servicios ambientales ha identificado que el estudio del capital social es de gran relevancia, así como los aspectos económicos y el monitoreo del estado de los ecosistemas. Un gran avance es reconocer entonces que el éxito de este esquema depende de la interacción de varios aspectos y que éstos pueden variar en el tiempo y espacio. Sin embargo, el análisis del pago por servicios ambientales no incluye la interacción con otras formas de vida de los hogares y se requiere un análisis más integral. Por otro lado, aunque se ha identificado lo complejo del sistema institucional, el estudio de éste es estático. Por lo tanto, sería deseable estudiar el pago por servicios ambientales a una mayor escala de tiempo y espacio, es decir, considerar que el programa podrá tener ciclos, o podrá tener éxito debido a diferentes variables en cada comunidad.

En el caso del aprovechamiento sustentable de la vida silvestre, primero debe reconocerse como un esquema de compensación de servicios ambientales, segundo se debe transitar hacia estudios que reflejen la relación poblaciones y hábitat con la economía, para abordar posteriormente otros activos como el capital social, financiero, humano y físico.

En suma, se argumenta en este artículo que la resiliencia de los socioecosistemas puede ser abordada analizando la importancia de la diversificación de los medios de vida, lo que incluye a los esquemas de compensación, estudiando los activos que determinan las decisiones de los hogares para diversificarse y enfrentar los eventos externos. Es decir, observar al sistema en su totalidad, considerando las políticas públicas y sus programas, las regiones y comunidades y sus hogares, y el territorio con sus ecosistemas. Es necesario vincular las interacciones entre sociedad y naturaleza, considerando su complejidad en el tiempo y en el espacio.

BIBLIOGRAFÍA

- Adger, W.N. (2000), "Social and Ecological Resilience: Are They Related?", *Progress in Human Geography*, vol. 24, núm. 3, pp. 347-364.
- Adger, W.N., T.P. Hughes, C. Folke, S.R. Carpenter y J. Rockstrom (2005), "Social-Ecological Resilience to Coastal Disasters", *Science*, núm. 309, pp. 1036-1039.
- Alix-García, Jennifer, A. de Janvry y E. Sadoulet (2008), *The Role of Deforestation Risk and Calibrated Compensation in Designing Payment for Environmental Services* <www.devcmis.ine.gob.mx/descargas/dgipea/mex_pes_poverty_janvry.pdf>, octubre de 2012.
- Ávila-Foucat, V.S., F. Ramírez y A. Ortiz-Monasterio (2009), "Criterios para la evaluación de la eficacia de algunos instrumentos de conservación *in-situ*", México: *capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*, México, PNUD-Conabio, pp. 95-116.
- Ávila-Foucat, V.S. (2012), *Diversificación productiva en el suelo de conservación de la ciudad de México. Caso San Nicolás Totolapan*, junio-diciembre.
- Barnes, J.J. (1996), "Changes in the Economic Use Value of Elephant in Botswana: The Effect of International Trade Prohibition", *Ecological Economics*, núm. 18, pp. 215-230.
- Bellwood, D.R., T.P. Hughes, C. Folke y M. Nyström M. (2003), "Confronting the Coral Reef Crisis", *Nature*, núm. 429, pp. 827-833.
- Berkes, F. y C. Seixas (2005), "Building Resilience in Lagoon Social-Ecological Systems: A Local-Level Perspective", *Ecosystems*, núm. 8, pp. 967-974.
- Brand, F.S. y K. Jax (2007), "Focusing the Meaning(s) of Resilience: Resilience as a Descriptive Concept and a Boundary Object", *Ecology and Society*, vol. 12, núm. 1, art. 23.
- Chambers. R. y G.R. Conway (1992), "Sustainable Rural Livelihoods: Practical Concepts for the 21st Century", *IDS Discussion Paper* 296, Brighthon.
- Common, M. y S. Stagl (2008), *Ecological Economics An Introduction*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Corbera, E., C. González-Soberaniz y K. Brown (2009), "Institutional Dimensions of Payments for Ecosystem Services: An Analysis of Mexico's Carbon Forestry Programme", *Ecological Economics*, núm. 68, pp. 743-761.
- Davidson-Hunt, J. y F. Berkes (2003), "Nature and Society Through the Lens of Resilience: Toward a Human-In-Ecosystem Perspective", en F. Berkes, J. Holding y C. Folke (eds.), *Navigating Socio-Ecological Systems. Building Resilience for Complexity and Change*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 53-82.

- Engel S. y C. Palmer C. (2008), "Payments for Environmental Services as an Alternative to Logging under Weak Property Rights: the Case of Indonesia", *Ecological Economics*, núm. 65, pp. 799-809.
- Escalera-Reyes, J. y E. Ruiz Ballesteros (2011), "Resiliencia socioecológica: aportaciones y retos desde la Antropología", *Revista de Antropología Social*, núm. 20, pp. 109-135.
- Folke, C.S. et al. (2002), *Resilience and Sustainable Development Building Adaptive Capacity in a World of Transformation*, Scientific Background Paper on Resilience for the Process of the World Summit on Sustainable Development on Behalf of the Environment Advisory Council to the Swedish Government.
- Folke, C. (2006), "Resilience: The Emergence of a Perspective for Social-Ecological System Analyses", *Global Environmental Change*, vol. 16, núm. 3, pp. 253-267.
- Frost P.G.H. e I. Bond (2007), "The campfire Programme in Zimbabwe. Payments for Wildlife Services", *Ecological Economics*, vol. 65, pp. 776-787.
- Holling, C.S. (1973), "Resilience and Stability of Ecological Systems", *Annual Review of Ecology and Systematics*, núm. 4, pp. 1-23.
- Holling, C.S. (1986), "Resilience of Ecosystems; Local Surprise and Global Change in Sustainable Development of the Biosphere", en W.C. Clark y R.E. Munn (eds.), *Sustainable development of the biosphere*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Holling, C.S. (2001), "Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems", *Ecosystems*, núm. 4, pp. 390-405.
- Kemkes, R. J., J. Farley y C.J. Koliba (2010), "Determining when Payments Are an Effective Policy Approach to Ecosystem Service Provision", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 2069-2074.
- Levin, S.A., S. Barrett, S. Anyar, W. Baumol, C. Bliss et al., s/f. "Resilience in Natural and Socioeconomic Systems", *Policy Forum in Recent Developments in Ecological Economic*, I, pp. 132-144.
- Marschke, M. y F. Berkes (2006), "Exploring Strategies that Build Livelihood Resilience: A Case From Cambodia", *Ecology and Society*, vol. 11, núm. 1, p. 42.
- Mayrand, K. y M. Paquin (2004), *Pago por servicios ambientales: Estudio y evaluación de esquemas vigentes*, C. p. I. C.A. (CCA), Montreal, Unisféra International Centre.
- Muhly, T.B. y M. Musiani (2009), "Livestock Depredation by Wolves and Ranching Economy in the Northwestern U.S.", *Ecological Economics*, núm. 68, pp. 2439-2450.
- Muradian, R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy y P.H. May (2010), "Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework

- for Understanding Payments for Environmental Services", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1202-1208.
- Niehof, A. (2004), "The Significance of Diversification for Rural Livelihood Systems", *Food Policy*, núm. 29, pp. 321-338.
- Nyström, M. (2006), "Redundancy and Response Diversity of Functional Groups: Implications for the Resilience of Coral Reefs", *Ambio*, vol. 35, núm. 1, pp. 30-35.
- Pagiola, Stefano (2008), "Payments for Environmental Services in Costa Rica", *Ecological Economics*, núm. 20, pp. 37-51.
- Pagiola S., P. Agostinti, A. Gobbi, C. Hann de, M. Ibrahim, M. Murgueitio, E. Ramírez, M. Rosales y P.P. Ruiz. (2004), *Pago por servicios de conservación de la biodiversidad en paisajes agropecuarios*, Washington, The World Bank Environment Department.
- Perrings, C. (1998), "Resilience in the Dynamics of Economy-Environment Systems", *Environmental and Resource Economics*, vol. 11, núm. 3-4, pp. 503-520.
- Rudie, I. (1995), "The Significance of Eating: Co-operation, Support and Reputation in Kelantan Malay Households. Male and Female in Developing South East Asia", en W.J. Karim, *Male and Female in Developing Southeast Asia*, Londres, Oxford Berg Publishers.
- Sen, A.K. (1997), *Bienestar, justicia y mercado*, Barcelona, Paidós.
- Seixas, C.S. y F. Berkes (2003), "Dynamics of Social-Ecological Changes in a Lagoon Fishery in Southern Brazil", en F. Berkes, J. Colding y C. Folke (eds.), *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 271-298.
- Swallow, B., R. Meinze-Dick y M. Van Noordwijk (2005), *Localizing Demand and Supply of Environmental Services: Interactions with Property Rights, Collective Action and the Welfare of the Poor*, CAPRI, Working Paper, núm. 42, Washington, International Food Policy Research Institute.
- Toledo, V.M. (2006), "Ecología, sustentabilidad y manejo de recursos naturales: la investigación científica a debate", en K. Oyama y A. Castillo (eds.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México*, México, UNAM/Siglo XXI Editores.
- Torres, J. y A. Guevara (2002), "El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico", *Gaceta Ecológica*, núm. 63, pp. 40-59.
- Walker, B., C.S. Holling, S.R. Carpenter y A. Kinzig (2004), "Resilience, Adaptability and Transformability in Social-Ecological Systems", *Ecology and Society*, vol. 9, núm. 5.

SERVICIOS AMBIENTALES Y CAPITAL SOCIAL¹

Leticia Merino*

INTRODUCCIÓN

En este capítulo hablaremos del capital social en relación con los servicios ambientales, sobre todo basándonos en el tema de manejo forestal comunitario. Por la palabra *manejo* se entienden muchas cosas, desde “manejar un coche” hasta “manejar el gasto de la familia”, y sólo hace poco nos dimos cuenta de que en términos forestales o de ecosistemas, hemos usado la definición de Enrique J. Jardel (2010), quien es un ecólogo forestal. Parafraseando sus palabras se puede decir que el manejo forestal es toda intervención planeada en los ecosistemas forestales que puede tener como fin la restauración, el aprovechamiento, la protección y la conservación, es decir, la intervención que se hace con base en un plan.

Con años de experiencia en trabajo de investigación y docencia sobre las comunidades forestales, vimos que *manejo*² (en español)

* Investigadora, Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: merinoleticia@gmail.com.

¹ Este texto fue preparado por Iskra Rojo y María Perevochtchikova con base en la presentación de la Dra. Leticia Merino y la transcripción de su ponencia en el seminario de “La construcción teórico-metodológica del estudio de efectos sociales y ambientales de esquemas de pago por servicios ambientales”, El Colegio de México, 29/11/2012.

² Como lo indica el *Diccionario Manual de la Lengua Española* Vox, Larousse Editorial, S.L., 2007, la palabra “manejo” tiene varios significados: 1) Utilización de una cosa, especialmente si se hace con las manos; 2) Uso o empleo de una cosa con un fin determinado. Funcionamiento; 3) Dirección y administración de un asunto o negocio: “está cansado del manejo de las finanzas familiares”; 4) Habilidad para hablar, hacer una cosa o relacionarse en una situación o en un ambiente; 5) Manejos; Actividad engañosa o fraudulenta que se realiza de manera oculta en un asunto o negocio: “no sé qué manejos se trae, pero no debe de ser nada claro” <<http://es.thefreedictionary.com/manejo>>.

resulta ser una traducción muy literal del término en inglés *management*; sin embargo, en Estados Unidos *management* incluye también lo que se llama administración, o toma de decisiones. Entonces, creemos que *manejo* comprende esas dos acepciones, aunque en español no es quizá la mejor palabra, porque tendemos a pensar todo en términos de la reforestación, de la planeación y de la intervención en el sistema. De este modo, retomando la definición de los servicios ecosistémicos del Millenium Ecosystem Assessment (2005), es posible utilizar el término *manejo* para hablar de la generación de servicios de provisión, regulación y soporte, igual que para el mantenimiento de servicios rituales y culturales. Además, en constante sinergia, y no como sucede muchas veces, sobre todo en el tema del carbono, donde se privilegia un solo servicio: la captura de carbono en detrimento de otros, como la biodiversidad o incluso el agua.

Hay que resaltar que los bosques proveen a la humanidad de muchas cosas (bienes y servicios) que son valoradas por la gente a distintas escalas. En nuestros estudios para analizar a las comunidades forestales partimos del marco teórico de *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*, de la doctora Elinor Ostrom (premio Nobel de Economía 2009). Su último libro, *Trabajar juntos* (Poteete *et al.*, 2012), que acabamos de traducir al español, trata precisamente del desarrollo de una metodología de investigación interdisciplinaria, que se basa en el análisis de múltiples experiencias a nivel mundial.

Entonces, aquí partimos del supuesto de que para manejar el bosque con el propósito de proveer los diversos servicios ecosistémicos, por ejemplo relacionados con el agua, tenemos que comprender que el sistema natural es un sistema habitado, con mayor o menor densidad. Lo que no necesariamente se traduce en un determinado nivel de presión o impacto negativo; un área con baja densidad de población puede estar sujeta a un esquema de ganadería extensiva y tener una degradación importante, y viceversa. Claro que en el caso de la presión que ejercen las ciudades es otra la situación, pero también existen diferencias entre los esquemas de planeación en las ciudades y los sistemas naturales donde éstas se ubican.

De este supuesto cabe señalar que los bosques y los ecosistemas son recursos comunes, y no sólo en el sentido de que son de pro-

piedad comunal, como es la característica particular de México, sino que son usados simultáneamente por más de un usuario, en forma colectiva, y a una escala temporal y espacial específica. Esta cuestión, por compleja que sea, requiere de un alto nivel de cooperación, coordinación y acuerdos para poder conservar los recursos naturales con una perspectiva de largo plazo. Por ejemplo, si un individuo aislado extrae toda la madera sin coordinación con los otros, usará y exterminará el recurso común a corto plazo (lo que puede suceder con un 30% de las áreas forestales en México por ejemplo, con las concesiones mineras que se otorgaron en el sexenio pasado).

CAPITAL SOCIAL

Ahora usaremos las nociones anteriores para hablar de capital social (CS) y servicios ambientales (SA) porque en México, adicionalmente y para complicar el asunto, los recursos comunes (bosques) son de propiedad colectiva en un 60-70%. La cifra es discutible, y en particular la Comisión Nacional Forestal (Conafor) registra un 60%, pero no toma en cuenta el 30% de los ejidos y comunidades que no están en el Registro Agrario Nacional (RAN) por tener conflictos. Sin embargo, se observa que una buena parte de los recursos forestales y naturales en general son de propiedad colectiva, lo que no quiere decir que sea la panacea ni tampoco que siempre sea funcional.

Queremos destacar un hecho poco reconocido por la política pública, que es el carácter forestal y comunitario cruzado del campo mexicano, y que ha sido pasado por alto por muchas acciones políticas. Hay 142 000 hectáreas forestales, o sea 73% del territorio nacional, que tienen cobertura vegetal de acuerdo con la investigación de José Rodríguez, del Centro Geo <www.centrogeo.org.mx>. Por otro lado, si bien 70% de las tierras son de propiedad colectiva, más de 50% de los terrenos comunales rurales tienen vegetación forestal. Además, casi 12 millones de personas viven en 30 000 comunidades forestales del país, a menudo en condiciones de pobreza.

Esto cambia mucho de estado a estado, como por ejemplo, de propiedad comunitaria mayoritariamente representada en Oaxaca

y el Distrito Federal, y ejidal en Durango. Entonces cuando pensamos en las comunidades, no sólo habría que pensar en San Juan Chamula, sino también en la capital del país; en el hecho que implica la diversificación productiva, por lo que es importante comentar que en Latinoamérica el 40% del ingreso de los hogares no es agropecuario, y en México, según la Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo (INEGI, 2013), 80% del ingreso de los hogares rurales no lo es.

En relación con lo anterior cabe decir que con respecto a la producción, la mayoría de las comunidades forestales (67%) no realiza ninguna actividad económica, es decir, no obtienen ingresos comerciales, por lo menos no en forma legal; y solamente 15% se hace por la aportación de algún tipo de empresas. Estos datos son resultado de una encuesta que aplicamos hace cuatro años en 102 comunidades forestales, en los estados de Guerrero, Oaxaca, Michoacán, Durango y Jalisco, con 90% de confianza estadística y 7% de margen de error.

Entonces, ¿qué es el capital social (CS)? El término se ha extendido y tiene varias acepciones (Ostrom y Ahn, 2003), sin embargo, nosotros lo vinculamos con el contexto, por lo que usamos indicadores, como el número de asambleas que los comuneros y ejidatarios tienen al año, el nivel de participación, de asistencia, las decisiones que se toman en la asamblea; si hay trabajo voluntario en favor de las comunidades, que en algunos lugares se llama “tequio”; si la gente conoce las reglas, si piensa que los otros cumplen con las reglas, etcétera.

El uso del concepto de CS se ha impulsado significativamente en los últimos treinta años, aunque se ha incorporado en la agenda política mucho antes dada la preocupación de las agencias de desarrollo, en concreto del Banco Mundial,³ por explicar el fracaso de los grandes proyectos de irrigación, carreteras e hidroeléctricas construidas en las décadas de 1960 y 1970. Comparando el Plan Marshall de Estados Unidos para la reconstrucción de Alemania, cuando la inversión de la banca internacional fue muy exitosa y eficiente, con otros casos de inversiones en África, en Asia y en

³ Según el Banco Mundial “El capital social se refiere a las instituciones, relaciones y normas que conforman la cantidad de las interacciones sociales de una sociedad” <<http://www.periodismosocial.org.ar/glosario.cfm?lt=C>>.

América Latina, se preguntaron qué faltaba para el éxito. Como resultado se notó que faltaba la inversión financiera para la capacitación técnica (formación de recursos humanos) y la cooperación, entre otras cosas.

Actualmente, el término *capital social* (Durstun, 2000) se ha extendido demasiado, a nuestro juicio, abarcando sustentabilidad y gobernanza, e incluso se utiliza para designar distintas cuestiones que van desde el éxito personal, o de los proyectos de desarrollo, hasta la existencia de instituciones democráticas. Particularmente, se habla de capital social, al explicar la falla de los procesos de desarrollo, como condición necesaria, junto con la presencia del capital físico y el humano.

Al respecto, desde las ciencias sociales se cuestiona si el capital social es una forma nueva de llamar a los conceptos antiguos (como la organización social, por ejemplo), y qué ventajas tiene el uso de esta idea. Otro cuestionamiento al concepto es que su uso implica “mercantilizar” las relaciones sociales por hablar de “capital”, como pasa con el mecanismo de pago por servicios ambientales. ¿Estamos vendiendo la naturaleza e introduciendo las relaciones de mercado en las sociales? También se reconoce como otra crítica que el capital social puede tener usos negativos, como un grupo con un fuerte capital social que tiene redes de confianza, cuenta con recursos y está basado en reglas y sanciones conocidas y asumidas, el cual pueden ser la mafia o algún cártel.

Ahora, si decimos que capital social es utilizado para hablar del éxito personal y del desarrollo, y hasta de la democracia, pero ¿no estamos hablando de muchas cosas distintas llamándolas del mismo modo? Éstos son los cuestionamientos más frecuentes. Al respecto se puede comentar que en las ciencias sociales no existen descubrimientos, sino que aparecen nuevas preguntas, nuevos procesos y problemas emergentes; entonces surgen nuevas formas para explicarlos y responder a las necesidades de una realidad cambiante.

Nos parece que el concepto de “capital”, en el sentido que lo usaba Carl Marx (1976), al hablar de recursos que tienen un uso productivo y son eficientes para lograr algún fin, es el más adecuado; el usar el término *capital social* permite ver las relaciones sociales como un recurso productivo, en virtud de que se generan bienes

y acciones que son importantes para lograr ciertos propósitos colectivos. Así, sería necesario hablar de recursos humanos o de capital humano en conjunto. El asunto es que no se está vendiendo capital social, sino que se está usando la palabra *capital* en el sentido más puro del término, como sinónimo de recurso productivo, que incluso produce capital fijo al invertir en sus procesos.

PERSPECTIVAS Y NIVELES DE CAPITAL SOCIAL

El capital social se puede ver desde distintas perspectivas. Una perspectiva es la *individual restringida*, cuyo autor más representativo es Francis Fukuyama (1995), y se refiere a la red de relaciones que poseen individuos particulares y que las pueden utilizar en función de sus intereses personales. El ejemplo clásico en este caso son los hijos de médicos que heredan la clientela del papá. Fukuyama lo utilizaba para explicar el éxito de las familias chinas, una o dos generaciones después que se fueron a Estados Unidos, en comparación con los latinos, por los niveles de cooperación y solidaridad que existen entre ellos.

Por su parte Robert Putnam en su libro *Para hacer que la democracia funcione* (1994) habla del capital social vinculado a redes de compromiso cívico o de cooperación, en las cuales circula la confianza en la reciprocidad como moneda, que es otra *perspectiva transicional*. Ostrom incluso afirma que la confianza en la reciprocidad significa lo mismo para el capital social que el dinero para el capital financiero (Ostrom y Ahn, 2003). En este sentido la confianza radica en que podemos asumir compromisos juntos y que se va a cumplir con los compromisos establecidos, condición necesaria para cumplir acuerdos. Con respecto a este tema, en una encuesta aplicada en la Sierra de Juárez, en Oaxaca, que es la región donde hemos trabajado desde hace años, hicimos dos preguntas: una clásica, ¿a cuántas gentes del pueblo usted les dejaría la llave de su casa cuando sale?, con respuestas como a nadie, a la mamá o a la hermana. Pero cuando se preguntó cuál era el nivel de confianza de que los otros comuneros cumplieran con los acuerdos de asamblea, las respuestas fueron de un alto nivel de confianza, el 90% o más, porque si se participa en una

reunión y se alza la mano, todo el pueblo ve que se ha comprometido, es decir, hay una confianza sólida y propia de comunidades chicas.

Elinor Ostrom por su parte habla de la *perspectiva expansionista* del capital social en relación con las redes personales o individuales (dimensión personal de utilidad), donde se utiliza el término de CS para trabajar, dar cursos, hacer investigación, adquirir financiamiento, o para limpiar el jardín de una casa, organizar una fiesta, etc. (Ostrom y Ahn, 2003). Las distintas redes son un atributo muy importante para una comunidad que considera las relaciones de confianza y reciprocidad, y a las instituciones para el manejo de los recursos comunes. Ostrom (2000) dice que las instituciones son entendidas como reglas aceptadas, consensuadas en acuerdos y patrones de conducta a partir de los cuales nos movemos, y son capital social porque sostienen la confianza y el compromiso.

El capital social comprende diferentes niveles. Un primer nivel es lo que Bullock llama "capital de cohesión" (1994), en comunidades, familias y grupos pequeños. En la Ciudad de México las comunidades son muy grandes, realmente en el sentido sociológico son más que una comunidad o grupos de comunidades. En general en México hay lazos de solidaridad muy fuertes, de cohesión y de sanción de reglas; y si no cumples con el pago del préstamo que te dio el paisano, te quemas con la comunidad, pierdes el capital social. Ese CS fuerte (*bouncy*) permite una cooperación impresionante, pero con la limitación de que se confía mucho en los miembros del grupo y se desconfía de los externos. Como el caso analizado por Bullock de las familias chinas, que son muy eficientes para crear pequeñas y medianas empresas, pero no son capaces de asociarse con otros.

El capital social "de enlace", es el que existe entre grupos similares, de comunidades, como por ejemplo el Suelo de Conservación de la Ciudad de México o de la Sierra de Juárez, que se reúnen para compartir problemas e identidades, que tienen reglas y se organizan para lograr propósitos comunes. En Oaxaca está el caso de los Comités Regionales de Recursos Naturales de la Sierra, que son alrededor de 60 comunidades y han logrado enfrentar los permisos estatales de extracción.

Un segundo nivel es el capital social “de puente”, que vincula a individuos o grupos de distintas jerarquías y funciones (relaciones, agentes de mercado), como el caso de una comunidad o grupo de comunidades con actores sociales que están en otras instancias, como el Estado, entre otros. Una sociedad con capital social fuerte, es donde confiamos en las instituciones, en la policía, hay transparencia en el gasto de impuestos, los ciudadanos pueden opinar sobre las reglas de operación, hay cercanía con el gobierno local, etc. Lo último puede parecer muy lejano a la experiencia cotidiana, dadas las situaciones de desigualdad, pobreza e inequidad en distintos niveles de la calidad de vida de las personas y entre países completos. Como el capital social se basa en la confianza para construir sustentabilidad y prestar servicios ecosistémicos, se necesitan reglas claras que sostengan estas relaciones. Entonces, debería invertirse no sólo en aumentar el producto interno bruto, sino en disminuir los niveles de desigualdad, visto como un mal público que impide lograr propósitos de confianza con el gobierno.

De este modo el término *capital* se vuelve muy importante, porque es un elemento productivo, de eficiencia, que permite el logro de determinados fines colectivos. Su creación es costosa, necesita “inversiones” (costos de transacción) e interacción repetida entre los miembros del grupo; como por ejemplo, reunirse en asamblea, lograr acuerdos, comunicarse, negociar conflictos, lo que implica tiempo y esfuerzo (físico, emocional y económico). Por lo mismo requiere fuertes inversiones en las políticas públicas actuales que no lo visibilizan así, porque no se considera al capital social como un recurso o como un activo. En muchas ocasiones la gente más pobre, en el sentido más amplio de la pobreza (multidimensional), que no es sólo de ingreso, sino también de aislamiento, no cuenta con capital social. Como en el caso de la Sierra Sur de Oaxaca, donde la gente de las localidades más pobres tiene dificultad para participar, sobre todo en actos regionales, porque tienen que caminar por días para llegar al lugar, dejar de trabajar y gastar mucho tiempo, que es un recurso valioso.

Las intervenciones externas pueden favorecer al capital social, pero a menudo lo deterioran. Hace años hubo un programa de participación social en la Conafor, que implicó la creación de asociaciones, desconociendo las que ya existían, fueran buenas, malas

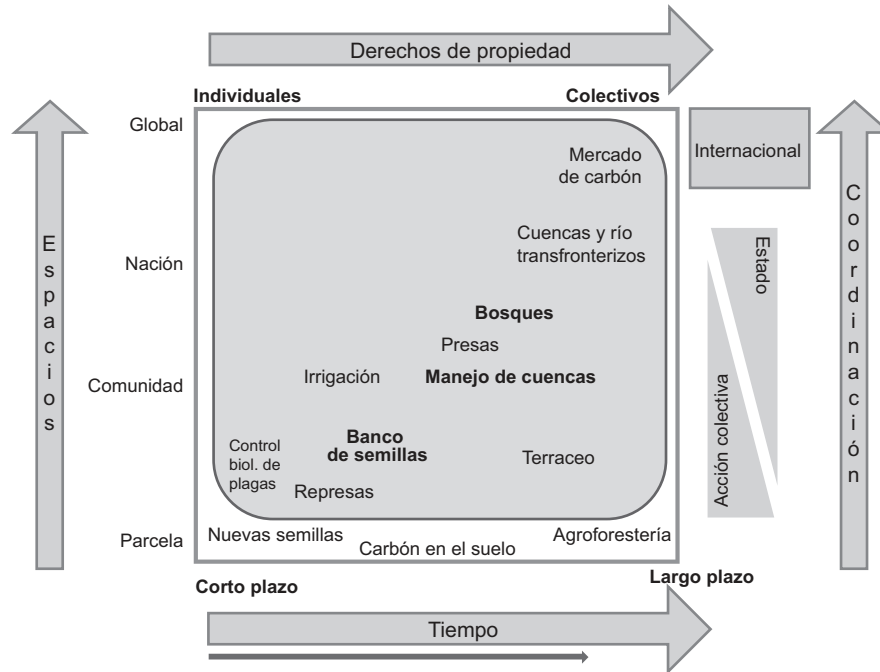
o regulares. Ante esa situación las organizaciones existentes lograron captar mejor el esquema y los recursos y se aprovecharon del programa; por lo que habría sido mejor reconocer los espacios de organización local desde su inicio. Otra cuestión muy importante en los bienes públicos es que se fortalecen con el uso y no con el desuso. Si dejamos de reunirnos, de hacer cosas juntos, se deteriora el capital social, que es un elemento fundamental de la gobernanza de los bienes comunes, y para el caso de los servicios ecosistémicos es un elemento indispensable de la inversión social, a la par con la capacidad de agencia.

Las condiciones de los grupos que favorecen o afectan la gestión sustentable de los servicios comunes, y de la provisión de ecosistemas, comprenden: *i)* las relaciones de confianza y reciprocidad; *ii)* una visión compartida sobre los recursos (por un lado como parte de la investigación, y por otro, del estado de deterioro); *iii)* la experiencia de organización de los ejidos y comunidades; *iv)* la tasa de descuento, como el tema de la competencia entre el uso sustentable, suelo urbano, uso para minería, etc.; *v)* las desigualdades económicas y de poder (que favorecen el abuso de recursos naturales).

OBSERVACIONES FINALES

Por último, se presenta la figura 1, donde se pueden observar los sistemas de gestión de los bienes comunes desde distintas escalas (espaciales y temporales), que requieren del conocimiento de distintos derechos, diversos niveles de cooperación e intervención del Estado. En particular, en los temas relacionados con lo local y forestal, se necesita un involucramiento del gobierno a nivel local para que la gestión funcione mejor. Ello debido a que pueden presentarse casos como el del Estado de México, donde se dictamina hasta el recorte de árboles con muérdago debajo de los tres mil metros; otro caso es el de la Sierra Sur de Oaxaca, donde en 2009 hubo una plaga muy fuerte de muérdago y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) no daba la autorización para controlar esta plaga porque decía que no podía haber muérdago por debajo de los tres mil metros. Así, en este tema

FIGURA 1
Los sistemas de gestión de los bienes comunes



FUENTE: Elaboración propia.

hay una necesidad de actores locales tomando decisiones, mucho más que de una instancia federal.

Hablando de experiencias, se puede mencionar el proyecto del fortalecimiento de la institucionalidad comunitaria, como es el caso del estudio de las intervenciones externas en Oaxaca, en relación con el programa de desarrollo forestal comunitario Procymaf⁴ de la Conafor. En esta investigación se analizaron las evaluaciones participativas, los ordenamientos territoriales, los reglamentos y los proyectos comunitarios. Por otro lado, se estudiaron la creación de redes, con promoción y apoyo a los Comités Regionales de Recursos Naturales, así como el impulso de capacitación de “comunidad a comunidad”, que son elementos clave que favorecen el capital social, y que en el contexto de los programas de pago por servicios ambientales resultan fundamentales.

De esta manera, el capital social representa un elemento necesario dentro del proceso del manejo sustentable a largo plazo de los recursos naturales y la conservación, en la medida en que ellos implican la existencia y la funcionalidad de acuerdos para el manejo de recursos comunes. En el caso de los bosques comunitarios se vislumbra que se conviertan en opciones de mitigación viables ante los escenarios de cambio climático global; son más estables en términos biológicos, generan incentivos (empleo e ingreso familiares) y favorecen el desarrollo de capacidades locales (organización social, capital social y humano, capacidad de agencia). Sin embargo, en México el nivel de la organización social en comunidades forestales es evaluado de la siguiente manera: alta (30%), media (55%) y baja (15%); por ello representa un reto de fortalecimiento y estudio a futuro.

BIBLIOGRAFÍA

- Bullock, S. (1994), *Women and Work*, Londres, Zed.
- Durston, J. (2000), *¿Qué es el capital social comunitario?*, Santiago de Chile, UN/CEPAL/División de Desarrollo Social.
- Fukuyama, F. (1995), *Trust: The Social Values and the Creation of Prosperity*, Nueva York, Free Press.

⁴ <<http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/component/content/article/41-historico/21-procymaf>>.

- Jardel-Peláez, E.J. (2010), *Planificación del manejo del fuego*, México, Universidad de Guadalajara-Fundación Manantlán para la Biodiversidad de Occidente/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible/Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.
- INEGI (2013), *Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo* <<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/encuestas/hogares/regulares/enoe/default.aspx>>, 10 de junio 2013.
- Marx, K. (1976), *Capital*, Londres, Penguin.
- Millennium Ecosystem Assessment, MEA (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, Island Press.
- Ostrom, E. (2000), *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*, México, UNAM/CRIM/FCE.
- Ostrom, E. y T.K. Ahn (2003), *Foundations of Social Capital*, Northampton, Edward Elgar Publishing.
- Poteete, A.R., M.A. Janssen y E. Ostrom (2012), *Trabajar juntos. Acción colectiva, Bienes comunes y múltiples métodos en la práctica*, México, UNAM.
- Putnam, R. (1994), *Para hacer que la democracia funcione*, Caracas, Editorial Galac.

EL SERVICIO DE CAPTURA DE CARBONO: UNA VISIÓN DESDE LA CIENCIA DE LOS ECOSISTEMAS

Julio Campo Alves*

INTRODUCCIÓN

Existe un gran interés público en la estructura y en la función de los ecosistemas —por ejemplo, en la densidad de biomasa de plantas y la fijación de carbono atmosférico, respectivamente—, ya que formalmente se reconoce que ambas tienen un valor económico, y también, un papel preponderante en la mitigación del cambio climático. Se reconoce que los ecosistemas proveen bienes —maderas y productos útiles para la farmacéutica, entre otros—, y servicios —purifican el aire y el agua, regulan el clima, capturan carbono—. Éstos, y otros bienes y servicios, son denominados *servicios ecosistémicos* (es decir, beneficios que obtenemos los humanos que derivan de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas; MEA, 2005).

Antes de iniciar el desarrollo del tema del servicio de captura de carbono, es preciso reconocer dos aspectos fundamentales de los ecosistemas, como sistemas abiertos: el control de su estructura y función por parte de factores externos e internos, y el hecho de que son sistemas dinámicos que responden a los cambios en el ambiente. Ambas, estructura y función, son controladas por múltiples variables independientes, los *factores de estado*. Estos factores incluyen el clima, las rocas de las cuales evolucionará el suelo, la

* Investigador, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: jcampo@ecologia.unam.mx.

topografía, los organismos presentes en la región (y sus *actividades ingenieras*, Jones *et al.*, 1994), el tiempo y las actividades humanas. En conjunto, los factores de estado controlan el movimiento del aire, del agua y de otros materiales dentro de los ecosistemas. También, controlan el intercambio de energía y materiales en la atmósfera y en los ecosistemas colindantes.

El segundo aspecto importante para señalar es que los ecosistemas no están en estado de equilibrio, sino que cambian con el tiempo. Los cambios pueden ser graduales y lentos (como la pérdida de minerales durante el desarrollo del suelo, Chadwick *et al.*, 1999), o más rápidos (como la acumulación de biomasa y de bioelementos durante el restablecimiento de la vegetación; Campo y Vázquez-Yanes, 2004; Campo *et al.*, 2007), e incluso dramáticos (como la pérdida de bioelementos debido a incendios; Turner, 2010). Cambios externos, como el cambio del clima, o internos, generados por la pérdida de especies o por invasiones biológicas, tienen consecuencias importantes en la evolución temporal de los ecosistemas. En algunos casos, los cambios pueden ser direccionales y predecibles (como es el caso del intemperismo mineral; Walker y Sayers, 1976). Sin embargo, las modificaciones en el clima, en los ciclos biogeoquímicos globales —por ejemplo, en la deposición de nitrógeno desde la atmósfera— y en la composición de especies, producen respuestas complejas y difíciles de prever, debido al hecho de que ocurren de forma conjunta y presentan retroalimentaciones —positivas o negativas— entre sí. Un ejemplo quizá pueda ilustrar esta situación: los umbrales de saturación en la capacidad de captura de carbono atmosférico por parte de los ecosistemas han demostrado la sensibilidad de éstos ante los cambios en la disponibilidad de nitrógeno que ocurren como consecuencia del incremento en su deposición (Zaehle *et al.*, 2010), lo cual tiene consecuencias en la intensidad del calentamiento global esperado (Wang y Houlton, 2009).

MARCO TEÓRICO-CONCEPTUAL

Producción neta del ecosistema y captura de carbono

¿Es posible revertir, al menos parcialmente, la tendencia del incremento de dióxido de carbono en la atmósfera, aumentando la capacidad de almacenamiento de carbono a largo plazo por parte de los ecosistemas? La respuesta a este tipo de preguntas exige la comprensión del ciclo del carbono en los ecosistemas y de sus controles. También exige, sin duda, la realización de investigación respecto a las capacidades para su secuestro por parte de los ecosistemas.

El almacenamiento de energía mediante la formación de moléculas orgánicas a partir de compuestos inorgánicos se conoce como producción primaria de los ecosistemas. Esta acumulación de materia orgánica por los productores primarios (en la mayoría de los ecosistemas representados por plantas, algas y algunos microorganismos) generalmente representa el primer paso en la captura, almacenamiento y transferencia de energía en los ecosistemas. Los productores primarios requieren un conjunto limitado de elementos como nitrógeno y fósforo, entre otros —un total de 31 elementos son reconocidos como esenciales para animales, bacterias y plantas—, en proporciones bastante precisas (proporciones que conocemos como relaciones estequiométricas; Sterner y Elser, 2002) para construir biomoléculas y realizar procesos.

La producción primaria comienza con la reducción del CO_2 para producir materia orgánica, proceso conocido como producción primaria bruta, la cual representa todo el CO_2 fijado en el ecosistema. Una parte de este carbono es respirado por los productores primarios —respiración autotrófica—; la diferencia entre la producción primaria bruta y la respiración autotrófica se conoce como producción primaria neta. Una parte de la producción primaria neta es consumida por herbívoros y microorganismos (10 y 80% de la producción en bosques, respectivamente; Cebrian, 1999), y es respirada por ellos o sus consumidores —respiración heterotrófica— volviendo a la atmósfera. Conceptualmente, la suma de la respiración autotrófica y de la heterotrófica se conoce como respiración del ecosistema. La respiración del ecosistema generalmente

no consume todo el carbono orgánico producido o importado al ecosistema. La diferencia entre la producción primaria bruta y la respiración conjunta de autótrofos y heterótrofos se conoce como producción neta del ecosistema y constituye carbono orgánico que es almacenado en biomasa y en suelo. Esta producción residual, almacenada como carbono en biomasa y en el suelo (Schlesinger, 1990), puede ser exportada desde el ecosistema —como carbono orgánico a cursos de agua epicontinentales y de allí a los mares— o perderse por incendios y fotooxidación. Claramente, la producción neta no es equivalente a la capacidad de secuestro de carbono por parte del ecosistema. Por ello, las estrategias dirigidas a la acumulación de carbono orgánico en los ecosistemas deben considerar no sólo la producción neta del ecosistema, sino también ingresos de carbono que no fue fijado mediante fotosíntesis, así como las pérdidas de carbono orgánico que es exportado, y el carbono orgánico que es oxidado por quemas y por fotooxidación. Es más, es importante señalar que la escala de tiempo en que se realiza la evaluación del secuestro de carbono debe ser claramente explicitada, de forma tal que incluya las pérdidas de carbono que ocurren por eventos periódicos como inundaciones e incendios.

EVIDENCIAS

Captura de carbono en bosques

La forestación constituye una actividad que, además de proveer fibras y agua, tiene un gran potencial para la mitigación del cambio climático debido a su participación en la captura de carbono (Bonan, 2008). Existen numerosos factores que pueden afectar la capacidad de captura de carbono por parte de los ecosistemas en un futuro. Entre ellos se encuentran el cambio en el uso del suelo y la degradación de tierras como consecuencias del incremento en el consumo de alimentos y de agrocombustibles. Generalmente, el cambio de cobertura disminuye la eficiencia de captura de carbono. Otros factores que impactarán en esta capacidad son los cambios esperados en el clima, en el ciclo global del nitrógeno y en la biodiversidad.

Existe un gran potencial para la mitigación del cambio climático mediante la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la deforestación y la degradación de bosques, y mediante el incremento de la capacidad de captura de carbono por parte de los bosques, estrategia conocida como REDD+ (Canadell y Raupach, 2008). A escala global, la tasa de pérdida de bosques durante la última década del siglo pasado alcanzó un valor anual promedio de 0.20%; si bien ésta ha disminuido durante los primeros diez años del presente siglo a valores entre 0.12 y 0.14%, la situación a escala global no se ha revertido (FAO, 2010). Esta pérdida de bosques ha reducido la capacidad de captura de carbono a escala regional y global. Por ejemplo, de forma conjunta la deforestación y la sequía redujeron la capacidad de captura de carbono por parte de bosques tropicales de Sudamérica en 1 Pg (1 Pg = 10^{12} g) de carbono durante el periodo 2005-2010 (Gloor *et al.*, 2012). Mientras que el almacenamiento de carbono en suelos de ecosistemas forestales tropicales se ha reducido entre 12 y 30% (Don *et al.*, 2011). Las pérdidas de bosques también han fertilizado la atmósfera con dióxido de carbono. Se estima que 156 Gt (1 Gt = 10^9 g) de carbono fueron liberados a la atmósfera de 1850 a 2005 (Houghton, 2010); con un valor promedio de 1.14 ± 0.18 Gt C por año —valor medio $\pm$ 1 error estándar— durante el periodo de 1990 a 2009 (Houghton *et al.*, 2012).

Patrones observados en el trópico

Se estima que los ecosistemas forestales capturaron en promedio 2.4 ± 0.4 Gt C por año durante el periodo de 1990 a 2007 (Pan *et al.*, 2011). Una gran parte de esta captura se realizó en bosques tropicales; ya sea durante el restablecimiento de la vegetación luego del abandono de las prácticas agrícolas y ganaderas (Tobón *et al.*, 2011; Roa-Fuentes *et al.*, 2013), o en bosques que se encontraban en estado estable (Lewis *et al.*, 2009). Este bioma tiene una influencia desproporcionada en el ciclo global del carbono terrestre (ocupa el 12% de la superficie continental libre de hielos, pero es responsable de aproximadamente el 40% de producción primaria neta terrestre y contiene alrededor de la cuarta parte del carbono almacenado en

biomasa y en suelos no congelados; Sabine *et al.*, 2004), por lo cual constituye un ecosistema focal en las políticas dirigidas a la captura de carbono.

Si bien los cambios esperados en la temperatura podrían tener una influencia en la captura de carbono en tierras altas del trópico, los efectos del cambio en la cantidad de lluvia anual serían masivos (Clark *et al.*, 2010). Estudios realizados en gradientes naturales de lluvia han permitido explorar la influencia que tiene el régimen de lluvia en la capacidad de almacenamiento de carbono por parte del bioma forestal tropical. Las evidencias indican que conforme aumenta la lluvia anual en rangos entre 1 000 y 2 500 mm se incrementa la cantidad de carbono almacenado en el suelo; por encima de estos niveles de lluvia, el incremento en la humedad reduce tanto la fijación de carbono como la descomposición de la materia orgánica (Schuur, 2001; Schuur, 2003). En condiciones de menor disponibilidad de agua, la situación parece ser diferente. Por ejemplo, estudios realizados en bosques tropicales secos de la Península de Yucatán han demostrado que el almacenamiento de carbono en el suelo a escala regional no sólo no aumenta, sino que se reduce con el incremento en la lluvia anual (en 60% en un gradiente de 530 a 1 080 mm de lluvia; Roa-Fuentes *et al.*, 2013). Esta situación en el trópico seco se genera debido a un incremento mayor, en términos relativos, en la descomposición de la materia orgánica respecto al incremento que ocurre en la producción conforme aumenta la humedad. Tomados en conjunto los resultados de Schuur en el trópico húmedo y los nuestros en el trópico semiárido, demuestran que las trayectorias esperadas en el almacenamiento de carbono en el suelo conforme varía el régimen de precipitación dependerán de que el ecosistema sufra déficit hídrico, no lo sufra, o el suelo permanezca saturado de agua por largos periodos de tiempo. Sin duda, éstos son aspectos que deberán ser considerados en la modelación de la respuesta de este bioma al cambio esperado en el clima.

Por otra parte, la capacidad de almacenamiento de carbono de estos bosques está controlada por una adecuada disponibilidad de bioelementos en el suelo que permite mantener las tasas de productividad (Campo, 2007). De forma general, la limitación de los procesos del ecosistema debida a una insuficiente disponibilidad

de bioelementos es un fenómeno extendido en la biósfera, y frecuente tanto en ecosistemas terrestres, como en acuáticos epicontinentales y marinos; las evidencias experimentales han demostrado que, muchas veces, más de un bioelemento puede estar implicado en limitar la tasa de captura de carbono por parte de la biósfera (Elser *et al.*, 2007; Townsend *et al.*, 2011). Debido a ello, para tener una adecuada comprensión de los factores que afectarán la capacidad de captura de carbono a futuro, es imprescindible tener un adecuado conocimiento de las interacciones —generalmente conocidas como acoplamiento— que ocurren entre el ciclo del carbono y los ciclos de otros bioelementos, como el de nitrógeno y el de fósforo.

Numerosos estudios han explorado en los últimos años las respuestas de los bosques tropicales al incremento en la deposición de nitrógeno desde la atmósfera que ocurre como consecuencia del uso masivo de fertilizantes nitrogenados (Galloway *et al.*, 2008). Un análisis de metadatos demuestra que bajo escenarios de incremento de deposición de nitrógeno, el almacenamiento de carbono en biomasa y suelo se incrementa de forma significativa, sin efectos claros —existiendo evidencias de disminución, de falta de respuesta y de incremento— en la descomposición de la materia orgánica ni en la respiración del suelo (Bejarano y Campo, 2014). Ensayos realizados en el trópico seco mexicano indican que altas tasas de incremento en la disponibilidad de nitrógeno incrementan a corto y mediano plazo el almacenamiento de carbono en biomasa, sin consecuencias para el almacenamiento de carbono en suelo (Campo y Vázquez-Yanes, 2004; Gamboa *et al.*, 2010). Otro grupo de evidencias obtenidas en sistemas modelos —a pequeña escala; 20 cm² de superficie— sugieren que incrementos en la disponibilidad de nitrógeno a niveles como los esperados para el año 2030 estimulan las emisiones de gases con efecto invernadero desde los suelos a la atmósfera en bosques tropicales secos, así como la descomposición en las situaciones más húmedas (Bejarano *et al.*, 2014). Tomados en forma conjunta, estos resultados sugieren que si bien la captura de carbono en biomasa podría incrementarse en ecosistemas tropicales como consecuencia de una mayor disponibilidad de nitrógeno, los efectos netos podrían ser neutros, o incluso negativos.

Biodiversidad y captura de carbono

Las proyecciones de cambio en el clima y en otras variables ambientales exigen un cambio en el marco que se utiliza para la administración de los recursos naturales. En ello, la búsqueda de sistemas resilientes —con capacidad para recuperarse luego de un disturbio— constituye un nuevo modelo ante las perspectivas de cambios ambientales (Campo, 2011). Estas y otras características de los ecosistemas son determinadas por la identidad de las especies y por su diversidad (Eviner y Chapin, 2003).

Si bien los ecosistemas pueden tener uno o más puntos de estabilidad, las tasas a las que se realizan los procesos —como la captura de carbono— pueden ser muy diferentes. La extensión e intensidad del cambio que puede soportar un ecosistema, la *resistencia* —la cual permite que las propiedades del ecosistema se mantengan dentro de cierto rango— y la rapidez a la que retorna a su estado estable, es decir, su *elasticidad*, son determinadas por la identidad y diversidad de las especies presentes. Por ejemplo, si bien los bosques pueden ser muy *persistentes*, manteniendo un aspecto inalterado en su composición ante los cambios climáticos debido a la supervivencia y a la prolongada vida de los árboles adultos, el ecosistema podría ser modificado a uno muy diferente, como consecuencia del cambio en las condiciones climáticas requeridas para la germinación y el establecimiento de las plántulas. Estos cambios a futuro son conocidos como *cambios comprometidos* (Jones *et al.*, 2009). Por ello, para evaluar su estabilidad no sólo es necesario considerar la condición actual del ecosistema, sino también su desarrollo futuro.

A la luz de los cambios globales que ocurren actualmente, así como de los esperados, surge una pregunta: ¿qué papel pueden tener las especies en el mantenimiento de los servicios que brindan los ecosistemas? Generalmente se ha supuesto que los ecosistemas más diversos —con un mayor número de especies o con una mayor variedad genética intrapoblacional— podrían ser más estables —y por lo tanto mantener las tasas de sus procesos— que aquellos menos diversos. Esta opinión está basada en la suposición de que un número mayor de especies diferentes o de variedades podría asegurar la realización de diferentes funciones y la susti-

tución de unas por otras cuando el sistema sufre un disturbio o es perturbado.

Sin embargo, las evidencias experimentales obtenidas con un número limitado de especies indican que si bien la tasa de un proceso tiende a aumentar con el incremento en el número de especies (por ejemplo, la productividad, Hooper *et al.*, 2005), la identidad de las especies incluidas en los ensayos puede dominar la respuesta de los ecosistemas (por ejemplo, en el almacenamiento de carbono en biomasa Hector *et al.*, 2007). Ahora, si bien es clara la influencia de las especies ingenieras en las propiedades de los ecosistemas, así como del número de especies en el almacenamiento de carbono en plantas, esto no necesariamente conduce a una mayor estabilidad. Un estudio clásico clarifica esta situación, donde la variabilidad en la cantidad de carbono almacenado en plantas a lo largo del tiempo disminuye conforme aumenta la diversidad de la comunidad (Tilman, 1999). Es decir, un número mayor de especies estabiliza la productividad del ecosistema, y con ello estabiliza el almacenamiento de carbono. Esta evidencia sugiere que un mayor número de especies aumenta la variabilidad de las respuestas ante la variabilidad ambiental —por ejemplo, como consecuencia de años de sequía—, donde los efectos en las especies que sufren los cambios ambientales pueden ser compensados por aquellas especies que se benefician de ellos, manteniendo la respuesta del ecosistema de forma más estable. Es decir, dado que las especies difieren en su respuesta a las variaciones en el ambiente, las tasas a las que se realizan los procesos pueden mantenerse con menores cambios, existiendo una mayor tolerancia a las variaciones ambientales en los ecosistemas más diversos.

OBSERVACIONES FINALES Y PERSPECTIVAS

Las proyecciones climáticas para México <<http://atlasclimatico.unam.mx/atlas/uniatmos.html>>, y globales (IPCC, 2013) sugieren que el calentamiento se acentuará, y que los periodos de sequía serán de mayor intensidad y más extensos en el tiempo. Ambos cambios climáticos ponen en riesgo el mantenimiento de los servicios ambientales que nos brindan los ecosistemas, así como

también la seguridad alimentaria (St. Claire y Lynch, 2010). Esta situación de riesgo para nuestro bienestar exige el desarrollo urgente de medidas que contribuyan a reducir la tasa de incremento de CO₂ en la atmósfera que se registra desde el inicio de la Revolución Industrial, así como de aquellas que contribuyan a revertir la trayectoria de los cambios en la concentración de este gas en la atmósfera (Canadell *et al.*, 2007; Jackson y Salzman, 2010). Entre estas medidas están el reducir las emisiones de gases debido a las actividades agrícolas y al uso de combustibles fósiles, pero también incrementar la capacidad de captura de carbono por parte de los ecosistemas (Luo *et al.*, 2004; Van Groenigen *et al.*, 2006; Reich *et al.*, 2006; Gamboa *et al.*, 2010). La existencia de cambios globales en el clima y en otros componentes del sistema Tierra, como son el incremento en la deposición de nitrógeno desde la atmósfera (Galloway *et al.*, 2008) y en las tasas de pérdida y de invasiones biológicas (Vitousek *et al.*, 1997), pone en riesgo no sólo la posibilidad de incrementar las capacidades de captura de carbono atmosférico, sino también de mantener sus niveles actuales. Enfrentar los nuevos desafíos en éste y otros aspectos de la administración de recursos naturales exige un cambio de modelo de la concepción basada en sistemas de referencias bajo un marco de condiciones estables, a otra basada en trayectorias de cambios (Campo, 2011). En este nuevo modelo la administración de los recursos no debe estar orientada a reducir la variabilidad, sino más bien fortalecer a las retroalimentaciones y la complementariedad en las respuestas de las especies.

En el futuro, es necesario reforzar los programas de monitorización de largo plazo, un esquema de investigación que permita distinguir las respuestas de los ecosistemas a los cambios graduales en el clima, de aquellas que ocurren como reacciones a eventos extremos. Por otra parte, herramientas como las de la biología molecular incrementarán nuestra capacidad para predecir las respuestas funcionales de los microorganismos (Schimel *et al.*, 2007), participantes claves en los ciclos biogeoquímicos de la biósfera (Falkowsky *et al.*, 2008), y con ello, en su capacidad de secuestro de carbono, así como en sus emisiones de gases de efecto invernadero. Los avances técnicos en computación y una mayor disponibilidad de datos respecto a las respuestas de los ecosistemas ante

los cambios globales en el clima generados por redes científicas en múltiples sitios, permitirán el desarrollo de modelos de predicción de evolución del clima más complejos (Randerson *et al.*, 2009; Rastetter, 2011). En el último informe del IPCC (2013) ya se incluye el efecto que tendría el cambio global de la disponibilidad de nitrógeno en la saturación de las capacidades de captura de carbono por parte de los ecosistemas naturales, y con ello en las proyecciones futuras del clima global (Thornton *et al.*, 2007; Wang y Houlton, 2009). Otra herramienta, de uso más tradicional en la investigación de los ecosistemas, es el uso de isótopos estables —por ejemplo de ^{15}N —. El estudio de su abundancia natural permite rastrear los destinos del bioelemento en la biósfera y en la geósfera, y determinar el control de su ciclo por parte de la biósfera. El uso de estas técnicas otorgará un conocimiento más preciso de la influencia del enriquecimiento en las tasas de emisiones de óxido nitroso —otro importante participante en el calentamiento global.

Por otra parte, las relaciones entre biodiversidad y desempeño de los ecosistemas es aún un campo de activa investigación donde no se puede ser concluyente. Las evidencias acumuladas en el presente sugieren que una mayor variedad de especies podría asegurar con mayor probabilidad el mantenimiento de los servicios ambientales ante los cambios globales esperados. En el futuro, el desarrollo de experimentos que permitan evaluar el papel de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas ante múltiples cambios ambientales permitirá explorar sinergismos y antagonismos entre estos cambios (Reich *et al.*, 2004).

Agradecimientos

Al apoyo brindado por DGAPA-UNAM 204313; y a Enrique Solís, quien ha apoyado técnicamente en la generación de información respecto al funcionamiento de bosques tropicales de nuestro grupo de investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- Bejarano, M., J.D. Etchevers, G. Ruiz-Suárez y J. Campo (2014), "The Effects of Increased N Input on Soil C and N Dynamic in Seasonally Dry Tropical Forests: An Experimental Approach", *Applied Soil Ecology*, núm. 73, pp. 105-115.
- Bonan, G.B. (2008), "Forests and Climate Change: Forcing, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests", *Science*, núm. 320, pp. 1444-1449.
- Campo, J. (2011), "Propuestas para la restauración ecológica ante un clima cambiante", en O. Vargas Ríos y S.P. Reyes-B. (coords.), *La restauración ecológica en la práctica*, Bogotá, Universidad Nacional de Colombia, pp. 50-54.
- Campo J. y C. Vázquez-Yanes (2004), "Effects of Nutrient Limitation on Aboveground Carbon Dynamics During Tropical Dry Forest Regeneration in Yucatán, Mexico", *Ecosystems*, núm. 7, pp. 311-319.
- Campo, J. (2007), "Estequiometría y acumulación de C en bosques tropicales estacionalmente secos: estudios comparativos y evidencias experimentales", en J.F. Gallardo Lancho (coord.), *La captura de carbono en ecosistemas iberoamericanos*, Salamanca, España, SIFyQA, Mundiprensa, pp. 85-105.
- Campo, J., E. Solís y M.G. Valencia (2007), "Litter N and P Dynamics in Two Secondary Tropical Dry Forests after Relaxation of Nutrient Availability Constraint", *Forest Ecology and Management*, núm. 252, pp. 33-40.
- Canadell, J.G., C. Le Quéré, M.R. Raupach *et al.* (2007), "Contributions to Accelerating Atmospheric CO₂ Growth from Economic Activity, Carbon Intensity, and Efficiency of Natural Sinks", *Proceedings of the National Academy of Science USA*, núm. 104, pp. 18866-18870.
- Canadell, J.G. y M.R. Raupach (2008), "Managing forest for climate change mitigation", *Science*, núm. 320, pp. 1456-1457.
- Cebrian, J. (1999), "Patterns in the Fate of Production in Plant Communities", *American Naturalist*, núm. 154, pp. 449-468.
- Chadwick, O.A., L.A. Derry, P.M. Vitousek *et al.* (1999), "Changing Sources of Nutrients During Four Million Years of Ecosystem Development", *Nature*, núm. 397, pp. 491-497.
- Clark, D.B., D.A. Clark. y S.F. Oberbauer (2010), "Annual Wood Production in a Tropical Rain Forest in NE Costa Rica Linked to Climatic Variation But Not to Increasing CO₂", *Global Change Biology*, núm. 16, pp. 747-759.
- Don, A., J. Schumacher y A. Freibauer (2011), "Impact of Tropical Land-Use Change in Soil Organic Carbon Stocks: A Meta Analysis", *Global Change Biology*, núm. 17, pp. 1658-1670.

- Elser J.J., M.E.S. Bracken, E.E. Cleland *et al.* (2007), "Global Analysis of Nitrogen and Phosphorus Limitation of Primary Producers in Fresh-Water, Marine and Terrestrial Ecosystems", *Ecology Letters*, núm. 10, pp. 1135-1142.
- Eviner, V.T. y F.S. Chapin III (2003), "Functional Matrix: a Conceptual Framework for Predicting Multiple Plant Effects on Ecosystem Processes", *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, núm. 34, pp. 455-485.
- Falkowski, P.G., T. Fenchel y E.F. Delong (2008), "The Microbial Engines that Drive Earth's Biogeochemical Cycles", *Science*, núm. 320, pp. 1034-1039.
- FAO (2010), *Global Forest Resources Assessment 2010* <www.fao.org/forestry/fra/fra2010>.
- Galloway, J.N., A.R. Townsend, J.W. Erisman *et al.* (2008), "Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions", *Science*, núm. 320, pp. 889-892.
- Gamboa, A.M., C. Hidalgo, F. de Leon, J.D. Etchevers, J.F. Gallardo y J. Campo (2010), "Nutrient Addition Differentially Affects Soil Carbon Sequestration in Secondary Tropical Dry Forests: Early-*vs.* Late-Succession Stages", *Restoration Ecology*, núm. 18, pp. 252-260.
- Gloor, M., L. Gatti, R.J.W. Brienen, D. Feldspauagh *et al.* (2012), "The Carbon Balance of South America: Status, Decadal Trends and Main Determinants", *Biogeosciences Discussions*, núm. 9, pp. 627-671.
- Hector A., J. Joshi J., J. Scherer-Lorenzen *et al.* (2007), "Biodiversity and Ecosystem Functioning: Reconciling the Results of Experimental and Observational Studies", *Functional Ecology*, núm. 21, pp. 998-1002.
- Hooper, D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel *et al.* (2005), "Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: a Consensus of Current Knowledge", *Ecological Monographs*, núm. 75, pp. 3-35.
- Houghton, R.A. (2010), "How Well do We Know the Flux of CO₂ from Land-Use Change?", *Tellus B*, núm. 62, pp. 337-351.
- Houghton, R.A., G.R. van der Werf, R.S. DeFries, M.C. Hansen *et al.* (2012), "Chapter G2 Carbon Emissions from Land Use and Land Cover Change", *Biogeosciences Discussions*, núm. 9, pp. 835-878.
- IPCC (2013), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*, Cambridge University Press, Nueva York.
- Jackson, R.B. y J. Salzman J. (2010), "Pursuing Geoengineering for Atmospheric Restoration", *Issues Science Technology*, núm. 24, pp. 67-76.
- Jones, C.G., J.H. Lawton y M. Shachak M. (1994), "Organisms as Ecosystem Engineers", *Oikos*, núm. 69, pp. 373-386.
- Jones, C., J. Lowe, S. Liddicoat y R. Betts (2009), "Committed Terrestrial

- Ecosystem Changes Due to Climate Change", *Nature Geoscience*, núm. 2, pp. 484-487.
- Lewis, S.L., G. López-González, B. Sonké *et al.* (2009), "Increasing Carbon Storage in Intact African Tropical Forests", *Nature*, núm. 457, pp. 1003-1006.
- Luo Y., Su B., Currie W.S., *et al.* (2004), "Progressive Nitrogen Limitation of Ecosystem Responses to Rising Atmospheric Carbon Dioxide", *BioScience*, núm. 54, pp. 731-739.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, Island Press.
- Pan, Y., R. Birdsey, J. Fang, R. Houghton *et al.* (2011), "A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests", *Science*, núm. 333, pp. 988-993.
- Randerson, J.T., F.M. Hoffman, P.E. Thornton *et al.* (2009), "Systematic Assessment of Terrestrial Biogeochemistry in Coupled Climate-Carbon Models", *Global Change Biology*, núm. 15, pp. 2462-2484.
- Rastetter, E.B. (2011), "Modeling Coupled Biogeochemical Cycle", *Frontiers in Ecology and Environment*, núm. 9, pp. 68-73.
- Reich, P.B., S.E. Hobbie, T. Lee *et al.* (2006), "Nitrogen Limitation Constrains Sustainability of Ecosystem Response to CO₂", *Nature*, núm. 440, pp. 922-925.
- Reich, P.B., D. Tilman, S. Naeem *et al.* (2004), "Species and Functional Group Diversity Independently Influence Biomass Accumulation and its Response to CO₂ and N", *Proceedings of the National Academy of Science USA*, núm. 101, pp. 10101-10106.
- Roa-Fuentes, L.L., C. Martínez-Garza, J. Etchevers y J. Campo (2013), "Recovery of Soil C and N in a Tropical Pasture: Passive and Active Restoration", *Land Degradation & Development*, DOI: 10.1002/ldr.2197.
- Roa-Fuentes, L.L., C. Hidalgo, J.D. Etchevers, J. Campo (2013), "The Effects of Precipitation Regime on Soil Carbon Pools on the Yucatan Peninsula", *Journal of Tropical Ecology*, núm. 29, pp. 463-466.
- Sabine, C.L., M. Heinman, P. Artaxo, D.C.E. Bakker *et al.* (2004), "Current Status and Past Trends of the Global Carbon Cycle", en C.B. Field, M.R. Raupach (coords.), *The Global Carbon Cycle: Integrating Humans, Climate, and the Natural World*, Washington, Island Press, pp. 17-44.
- Solomon, S., D. Qin, M. Manning *et al.* (coords.) (2007), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, Cambridge University Press, IPCC.
- Schimel, J., T.C. Balser y M. Wallenstein (2007), "Microbial Stress Response Physiology and Its Implications for Ecosystem Function", *Ecology*, núm. 88, pp. 1386-1394.

- Schlesinger, W.H. (1990), "Evidence from Chronosequence Studies for a Low Carbon-Storage Potential of Soils", *Nature*, núm. 348, pp. 232-234.
- Schuur, E.A.G. (2001), "The Effect of Water on Decomposition Dynamics in Mesic to Wet Hawaiian Montane Forests", *Ecosystems*, núm. 4, pp. 259-273.
- Schuur, E.A.G. (2003), "Productivity and Global Climate Revisited: the Sensitivity of Tropical Forest Growth to Precipitation", *Ecology*, núm. 84, pp. 1165-1170.
- Sterner, R.W. y J.J. Elser (2002), *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*, Princeton, Princeton University Press.
- St. Clair, S. y J. Lynch (2010), "The Opening of Pandora's Box: Climate Change Impacts on Soil Fertility and Crop Nutrition in Developing Countries", *Plant and Soil*, núm. 335, pp. 101-115.
- Thornton, P.E., J.F. Lamarque, N.A. Rosenbloom y N.M. Mahowald (2007), "Influence of Carbon-Nitrogen Cycle Coupling on Land Model Response to CO₂ Fertilization and Climate Variability", *Global Biogeochemical Cycles*, 21, DOI:10.1029/2006GB002868.
- Tilman, D. (1999), "The Ecological Consequences of Changes in Biodiversity: A Search for General Principles", *Ecology*, núm. 80, pp. 1455-1474.
- Tobón, W., C. Martínez-Garza y J. Campo (2011), "Soil Responses to Restoration of a Tropical Pasture in Veracruz (Southeastern Mexico)", *Journal of Tropical Forest Science*, núm. 23, pp. 338-344.
- Townsend A.R., C.C. Cleveland, B.Z. Houlton, C.B. Alden y J.W.C. White (2011), "Multi-Element Regulation of the Tropical Forest Carbon Cycle", *Frontiers in Ecology and Environment*, núm. 9, pp. 9-17.
- Turner, M.G. (2010), "Disturbance and Landscape Dynamics in a Changing World", *Ecology*, núm. 91, pp. 2833-2849.
- Van Groenigen, K.J., J. Six, B.A. Hungate *et al.* (2006), "Element Interactions Limit Soil Carbon Storage", *Proceeding of the National Academy of Science USA*, núm. 103, pp. 6571-6574.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo (1997), "Human Domination of Earth's Ecosystems", *Science*, núm. 277, pp. 494-499.
- Walker, T.W. y J.K. Syers (1976), "The Fate of Phosphorus During Pedogenesis", *Geoderma*, núm. 15, pp. 1-19.
- Wang Y. y B.Z. Houlton (2009), "Nitrogen Constraints on Terrestrial Carbon Uptake: Implications for the Global Carbon-Climate Feedback", *Geophysical Research Letters*, 36, DOI: 10.1029/2009GL041009.
- Zaehle S., P. Friedlingstein y A.D. Friend (2010), "Terrestrial Nitrogen Feedbacks May Accelerate Future Climate Change", *Geophysical Research Letters*, 37: L01401, DOI: 10.1029/2009GL041345.

EL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ESTUDIO DE SERVICIOS AMBIENTALES

*Liliana Andrea Peñuela Arévalo**

INTRODUCCIÓN

El creciente y notable deterioro ambiental a nivel mundial ha desencadenado un interés particular por revertir los efectos negativos de las diversas actividades humanas que han ocasionado tal impacto. Es así como aproximadamente desde la década de los cuarenta inicia la creación de entidades internacionales cuyo objetivo es la conservación ambiental, seguida de conferencias y reuniones de índole mundial que buscan instaurar políticas ambientales, entre las que destaca el Protocolo de Kyoto en 1997, considerado como el pionero del mercado de servicios ambientales, comenzando con la captura de carbono, que consiste en el intercambio de bonos que validan las acciones de captura de emisiones de carbono en una zona determinada. De esta manera se creó un primer mercado que sirvió de base para el desarrollo de diferentes programas de pago por servicios ambientales (PSA).

Asimismo, teniendo en cuenta la grave situación actual del agua en el mundo, principalmente con respecto a su volumen, acceso y calidad, surge la preocupación por su protección, considerando a su vez que en el planeta Tierra casi el 99% del agua dulce corresponde a glaciares y agua subterránea, mientras que tan sólo el 1% pertenece a las aguas superficiales (lagos, ríos, humedad de suelo, etc.; USGS, 2013), siendo irónicamente estas últimas en las que mayor hincapié se hace.

* Directora de la División de Hidrogeología, Red Tecnológica Multinacional S.A. de C.V. Correo electrónico: liliana.penuela@hyparch.com.mx.

Las condiciones geográficas de la República Mexicana otorgan una gran diversidad de paisajes, climas, fauna, flora y ecosistemas en general, que permiten denominarla un país megadiverso. Sin embargo, la distribución del agua en el territorio nacional no es homogénea; en la parte septentrional y centro el clima es árido a semiárido, la precipitación es escasa y las sequías son recurrentes (Carabias y Landa, 2005), por lo que el aprovechamiento del agua subterránea en esta región es significativa, siendo casi la única fuente de abastecimiento. Desafortunadamente, la gran dependencia del agua subterránea, junto con el continuo aumento poblacional, que ocasiona una mayor extracción, ha desencadenado una serie de impactos en la naturaleza, entre ellos: descenso del nivel freático, desecación de manantiales y arroyos, pérdida de ecosistemas, subsidencia, entre otros (Carrillo-Rivera *et al.*, 2008). Estos efectos negativos son el resultado de: *i*) una extracción excesiva e inadecuada del agua subterránea; *ii*) el inapropiado diseño, construcción y operación de pozos, y *iii*) de manera global, el desconocimiento del funcionamiento del sistema.

En este trabajo se pretende demostrar la relevancia de comprender la dinámica del ambiente, contemplando la mayor cantidad posible de elementos constituyentes, entre ellos el agua subterránea. Muchos estudios de carácter hidrológico/ambiental, incluso el programa de pago por servicios ambientales hidrológicos, se limitan a una evaluación ligera del agua superficial, sin embargo, no se contempla del suelo para abajo, siendo allí (en el subsuelo) donde se genera una gran cantidad de procesos que explican las condiciones existentes en la superficie. Por lo tanto, el conocimiento del flujo subterráneo permitiría un óptimo aprovechamiento del agua acorde con su comportamiento, así como la disminución de los impactos negativos en el suelo y en el agua subterránea por acciones realizadas en superficie.

EL PROGRAMA DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN MÉXICO

En 2003 inició el Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) en México con el objeto de estimular a los

habitantes de las zonas montañosas para preservar la cubierta forestal. La hipótesis de formulación del PSAH se basó en que la presencia de bosque y selva, en especial, contribuye a regular el ciclo hidrológico, incrementando la recarga de agua subterránea. De este modo, se consideró que la preservación de la foresta contribuye a mantener el potencial de recarga de agua al subsuelo.

Diez años después, a pesar de que la Comisión Nacional Forestal (Conafor) reconoce otros servicios ecosistémicos, como los de provisión (productos forestales maderables, plantas medicinales, etc.), regulación (erosión del suelo, clima, agua, etc.), culturales (que dependen del contexto sociocultural) y de sustento (procesos ecológicos básicos) (DOF, 2013), las zonas elegibles para el PSAH continúan carentes de un conocimiento previo del funcionamiento del ambiente, tal como se viene señalando desde el 2004 (INE, 2004; Perevochtchikova *et al.*, 2005; Peñuela y Carrillo, 2013). Las áreas prioritarias seleccionadas por la Conafor, si bien contemplan diversas variables físicas (uso del suelo y vegetación, índice de riesgo de deforestación, cuencas hidrológicas, entre otras) y sociales (índice de marginación por localidad, conteo de población y vivienda), aún no incorporan una evaluación sistémica e integral de la naturaleza en la que se involucre la dinámica del agua subterránea. La metodología actual para la determinación de tales áreas prioritarias consiste en la superposición de polígonos de diversas coberturas cartográficas por medio de programas de sistemas de información geográfica (ArcView y ArcGis), de los cuales se reconoce su funcionalidad, sin embargo, es recomendable realizar trabajos de campo para verificar los resultados obtenidos mediante su uso, así como incorporar el análisis de otros parámetros.

El presente estudio pretende contribuir al perfeccionamiento de la metodología actualmente implementada para la selección de zonas elegibles para el pago por servicios ambientales hidrológicos, demostrando con ello la relevancia y alcances que tiene un análisis hidrogeológico bajo una visualización sistémica del ambiente.

Indudablemente el PSAH presenta aspectos positivos, tales como el intento por disminuir la marginación y pobreza, proteger el ambiente y la concienciación sobre su importancia, además del interés por optimizar los lineamientos, metodología de selección de terrenos y monitoreo de los resultados del programa. Sin embargo, si bien se está tratando de integrar los aspectos económico, social y físico en la determinación de zonas elegibles para el PSAH, es evidente que se debe continuar mejorando la metodología con el fin de incorporar la mayor cantidad de variables posibles, entre ellas la hidrológica, la cual deberá involucrar tanto al agua superficial como a la de origen subterráneo.

Al conocer los criterios de elegibilidad para aplicar el PSAH es increíble apreciar que no se contempla el funcionamiento físico integral del sistema y los aspectos hidrológicos en particular, sino que se basa primordialmente en parámetros socioeconómicos, vegetación e indicadores de diferentes entidades del gobierno (Conagua, Conafor, INE, Profepa) que representan principalmente problemas ambientales y socioeconómicos (acuíferos “sobreexplotados”, índice de riesgo de deforestación, índice de marginación, etc.), por lo que es necesario complementar la metodología añadiendo el análisis del elemento agua, que no sólo se limite a analizar el agua superficial sino que incorpore a su vez el flujo subterráneo, teniendo en cuenta que el agua superficial es en muchos casos agua subterránea que sale a la superficie. Así, debe contemplarse su estrecha relación y, en general, la de todos los componentes del ambiente. En este sentido, los estudios ambientales e hidrológicos requieren un cambio de paradigma; por lo que deben realizarse con un enfoque sistémico, tridimensional y a escala regional, teniendo en cuenta la configuración física del territorio nacional, donde se presentan columnas estratigráficas que pueden alcanzar los 2 000 m de espesor (González-Morán 1992; Edmunds *et al.*, 2002; Huizar *et al.*, 2004; Carrillo-Rivera, 1992), unidades litológicas de gran extensión, variedad de tipos de rocas, y aspectos que tornan más complejo el análisis del agua subterránea, permitiendo a su vez la formación de diferentes sistemas de flujo (local, intermedio y regional) y numerosos procesos en el subsuelo, entre otros.

ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS PARA INCORPORAR EN EL PSAH

En su publicación de 2008, el Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (CCMSS) menciona que más que un estímulo para no deforestar, el programa de PSAH debe constituirse en un incentivo para buen uso del territorio, teniendo como base ordenamientos territoriales o planes de manejo para la conservación, los cuales obviamente deben fundamentarse en investigaciones que incorporen el análisis del agua subterránea, y en sí una visualización sistémica del ambiente. Desafortunadamente la mayoría de los estudios ambientales o planes de ordenamiento territorial se limitan a la evaluación del agua superficial, en aquellos que se incluye.

En la República Mexicana, numerosos trabajos concernientes al agua subterránea corresponden estudios denominados geohidrológicos, los cuales se enfocan principalmente en el cálculo del balance hídrico, censos de aprovechamientos y evaluación de acuíferos con limitación específica. De lo anterior, cabe resaltar la delimitación de acuíferos que la Comisión Nacional del Agua estableció en la República Mexicana (Conagua, 2011), la cual no se basa en límites físicos naturales sino en aspectos sociopolíticos y administrativos, situación que dificulta la correcta evaluación del funcionamiento del flujo subterráneo. Esto se encuentra asociado con otra problemática en el estudio del agua subterránea que consiste en la selección del cuerpo para analizar, es decir, un acuífero (con base en la división de la Conagua), una cuenca hidrológica (que realmente corresponden a cuencas hidrográficas¹) o un sistema de flujo.

Existen diferentes técnicas para la valoración del agua subterránea, las cuales pueden incorporar aspectos geológicos, hidrogeoquímicos y para la cuantificación del elemento, cuya elección dependerá del objetivo del trabajo por ejecutar. El cuadro 1 resume algunas de las técnicas implementadas en estudios hidrológicos; sin embargo, en el afán de conocer la dinámica del agua subterrá-

¹ “Algunos autores subdividen el concepto de cuenca en función del tipo de aguas en circulación. Así consideran una cuenca hidrográfica, una unidad morfológica donde sólo se consideran las aguas superficiales, y cuenca hidrológica como un concepto más integral, donde se incluyen las aguas superficiales y subterráneas (estructura hidrogeológica del acuífero)” (Pérez, 1991; citado en el glosario del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático <<http://www.inecc.gob.mx/glosario>>).

CUADRO 1
Resumen de algunas técnicas usadas en estudios hidrológicos

<i>Técnica</i>	<i>Parámetro evaluado</i>	<i>Resultado</i>
Balance hídrico	Precipitación, evapotranspiración, escorrentía, caudal de extracción	Estimación del volumen de recarga de agua subterránea
Análisis de indicadores superficiales	Suelo, vegetación, elevación topográfica, litología, hidrología histórica	Ubicación de zonas potenciales de recarga y descarga
Hidrogeoquímica	Diversos parámetros físicos, químicos e isotópicos del agua	Calidad química del agua, edad, profundidad, dirección del flujo, así como procesos y reacciones químicas que se presentan en el agua subterránea durante su recorrido por el subsuelo
Pruebas de bombeo	Se determinan parámetros hidráulicos (porosidad, conductividad hidráulica, coeficiente de almacenamiento) y características hidráulicas del pozo (Q max, min, promedio, Q/s, Δs)	Conocimiento general de las condiciones hidráulicas del acuífero
Métodos geofísicos de superficie	Depende del que se emplee: 1) métodos magnéticos, 2) métodos gravimétricos, 3) métodos sísmicos, y 4) métodos eléctricos	Estratigrafía regional e identificación de estructuras geológicas (información que emplea el geólogo para los análisis hidrogeológicos y detección de acuíferos)

FUENTE: Elaboración propia.

nea, junto con su interacción con el ambiente, lo idóneo es concentrar todas estas técnicas a fin de examinar la mayor cantidad posible de elementos naturales y así acercarnos a lo que realmente podríamos denominar análisis interdisciplinario del sistema. Por tal razón, la teoría de los sistemas gravitacionales de flujo de agua subterránea (Tóth, 2009) se considera una adecuada base para el desarrollo y perfeccionamiento de la metodología actualmente implementada para la selección de áreas prioritarias en el PSAH.

La teoría de los sistemas gravitacionales de flujo de agua subterránea

Como se señaló previamente, una forma de analizar el agua subterránea es mediante los sistemas de flujo, procedimiento que se considera conveniente teniendo en mente algunos factores como: 1) la delimitación de acuíferos que maneja la Conagua, la cual no contempla el análisis de todo el sistema físicamente involucrado; 2) la confusión con el término cuenca hidrológica, frecuentemente considerado como sinónimo de cuenca hidrográfica, donde los límites físicos de las cuencas hidrológicas no se tienen establecidos debido a que se requiere de un conocimiento previo de la configuración del subsuelo; 3) no hay roca completamente impermeable, y si bien existe litología con diferentes permeabilidades, el agua puede fluir por cualquier tipo de roca, alterando simplemente su velocidad de movimiento y volumen.

De acuerdo con la teoría de los sistemas gravitacionales de flujo, el agua subterránea debe ser considerada como un importante agente geológico, debido a que es causa común de una gran variedad de procesos y fenómenos naturales, entre ellos la interacción agua subterránea-ambiente y la naturaleza jerárquica de las líneas de flujo (Tóth, 2000). Tres grandes componentes controlan el régimen de agua subterránea: la topografía, el referente geológico y el clima. El primero determina la cantidad de energía y distribución zonal (movimiento) del agua en una cuenca determinada; el referente geológico proporciona las zonas en las que el agua puede circular (de acuerdo con las propiedades hidráulicas de las unidades geológicas) y determina la calidad química del

agua en movimiento; y por último, los factores climáticos determinan la magnitud y distribución espacial del agua que se encuentra en cada región (Tóth, 2000).

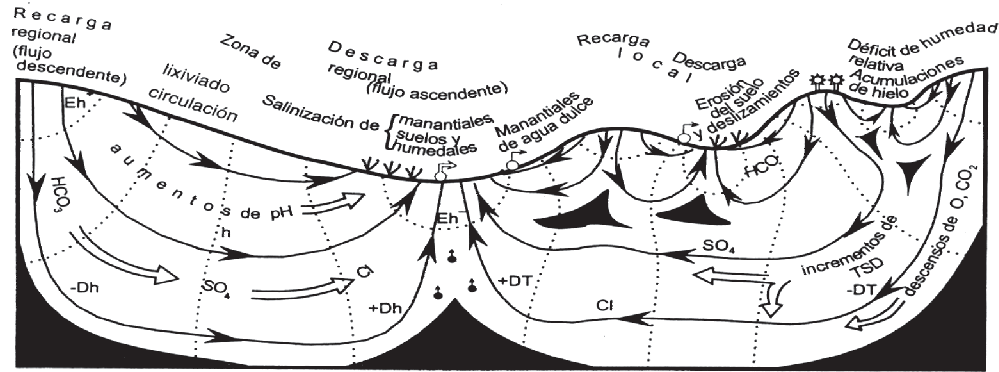
Tres tipos de sistemas de flujo se diferencian con base en la profundidad y distancia de recorrido: regional, intermedio y local (figura 1). Se presenta una tendencia general de agua bicarbonatada en agua con menor recorrido, la cual evoluciona a sulfatada y finalmente a clorurada, que es aquella que alcanza mayor distancia; este comportamiento es conocido como secuencia de Chevotareb (Kehew, 2001). La figura 1 muestra un esquema simplificado de la distribución del flujo subterráneo en el plano vertical, señalando zonas de recarga, tránsito y descarga, junto con los sistemas de flujo (local, intermedio y regional), procesos físicos y químicos que se desarrollan por el movimiento natural del agua subterránea, evidenciando así el comportamiento sistémico del ambiente y la interrelación entre sus diferentes componentes, en donde por ejemplo la presencia de vegetación halófila en determinado lugar se debe a la descarga de agua con alta concentración de sales (flujo regional), es decir, la presencia de cierto elemento en superficie es respuesta del funcionamiento del flujo subterráneo y de los procesos involucrados en el subsuelo.

Debido a esta visualización del ambiente, la teoría de los sistemas de flujo permite la aplicación de diferentes técnicas, cuyos resultados deben ser congruentes entre sí, factor que le atribuye fiabilidad a la interpretación final de la dinámica del agua y el ambiente. Tal teoría involucra parámetros hidráulicos, suelo, vegetación, relieve, calidad del agua, entre otros, por lo que hasta el momento se puede considerar como una de las propuestas más completas en el estudio del agua subterránea, la cual idealmente debe seguirse optimizando o ajustando a las condiciones físicas del país.

En diferentes partes del mundo se han elaborado numerosos estudios relacionados con el análisis de los sistemas de flujo, algunos son: Hungría (Mádl-Szőnyi y Tóth, 2009), Canadá (Lemieux *et al.*, 2008), Australia (Coram *et al.*, 2000), Estados Unidos (Winter, 1999), Cuba (Fagundo *et al.*, 2008), etc. Lamentablemente, en el caso de México (en especial en las entidades administradoras del agua y el ambiente), no se cuenta aún con una visualización sistémica de la naturaleza y mucho menos de la existencia de una jerarquía

FIGURA 1

Sistemas de flujo en una región hidrológica. Efectos y manifestaciones del flujo gobernado por gravedad



LEYENDA

- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---------------------|--|--------------------|--|---------------------------|--|--------------------|--|------------------|--|-----------------------------|--|------------------------------|--|--|--|---|--|--------------------------------------|--|---|--|---|--|-----------------|--|-------------------|--|--|
| | Línea equipotencial | | Línea de corriente | | Manantial: frío, caliente | | Platas freatofitas | | Platas xerofitas | | Condiciones Redox oxidantes | | Condiciones Redox reductoras | | Trazas minerales (metálicos, evaporitas, hidrocarburos) por encima de los valores de acumulación | | Niveles piezométricos: subhidrostáticos | | Niveles piezométricos: hidrostáticos | | Niveles piezométricos: superhidrostáticos | | Trampa hidráulica y acumulación de materia transportada y calor | | Zona estagnante | | Incremento de TSD | | Temperatura geotermal y anomalía en los gradientes, positiva, negativa |
|--|---------------------|--|--------------------|--|---------------------------|--|--------------------|--|------------------|--|-----------------------------|--|------------------------------|--|--|--|---|--|--------------------------------------|--|---|--|---|--|-----------------|--|-------------------|--|--|

FUENTE: Tóth, 2000: 12.

de sistemas de flujo de agua subterránea, permitiendo esto la continuidad de impactos en el agua, el ambiente e incluso el ser humano. En el país se han realizado estudios que incorporan el análisis del funcionamiento del flujo subterráneo en los que se aplica la teoría de Tóth (2000, 2009) para las cuencas superficiales de San Luis Potosí (Carrillo-Rivera, 1992; Carrillo-Rivera *et al.*, 1996; Cardona, 2007); Aguascalientes (Molina-Maldonado, 1996); México (Edmunds *et al.*, 2002; Huizar-Álvarez *et al.*, 2004; Peñuela, 2007; Carrillo-Rivera *et al.*, 2008), entre otros.

A partir de la aplicación de la teoría de los sistemas de flujo es posible identificar su jerarquía, funcionamiento, procesos que ocurren en el subsuelo, trayectoria de flujo, ubicación de zonas de recarga y descarga a partir de indicadores superficiales.

Hoy en día, las áreas prioritarias seleccionadas para el PSAH se consideran zonas de recarga de agua subterránea, pero no se contempla su dinámica, es decir, la trayectoria de flujo, profundidad, distancia que puede alcanzar el flujo asociado con tal recarga específica y mucho menos su zona de descarga o extracción; simplemente se cree contribuir a una recarga, la cual no se sabe con certeza si está ocurriendo, sin conocer realmente quiénes son los beneficiados por esta acción. La identificación de la jerarquía de los sistemas de flujo permitirá establecer una categorización del pago o mejorar en la selección de las áreas prioritarias. Esto hace referencia a que el agua perteneciente a un flujo local presenta características físico-químicas más adecuadas para el consumo humano mientras que el agua de tipo regional, por lo general, requerirá de algún tratamiento para su potabilización. Sin embargo, los flujos locales presentan menores volúmenes que los demás y son los más vulnerables a cambios en la precipitación por efectos de variación o cambio climático (Peñuela, 2013). De acuerdo con este comportamiento, el PSAH debería concentrarse en proteger con mayor rigor los flujos locales, y en menor medida (que no significa nula), aquellos de tipo intermedio y regional, respectivamente.

DEFINICIÓN DE ZONAS DE RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

La hipótesis con la que nació el Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos consistía en que la presencia de bosque y selva contribuye a regular el ciclo hidrológico, incrementando a su vez la recarga de agua subterránea, por lo que el principal criterio de elegibilidad radicaba en una sustancial presencia de cubierta forestal ($\geq 80\%$ de la superficie del terreno). No obstante, a pesar de que aparentemente existe una relación entre bosque y recarga de agua, hasta el momento (una década después de la implementación del PSAH) no se ha realizado ninguna investigación detallada que sustente tal hipótesis, mejor aún, que profundice en tan interesante y significativo tema. Tal como señalan diversos autores (Calder, 2003; Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Peñuela y Carrillo, 2013), es necesario realizar investigaciones en esta compleja temática: la asociación entre la recarga de agua subterránea y la presencia de bosques. La recarga de agua en el subsuelo puede igualmente presentarse en superficies rocosas, desprovistas de vegetación, pudiendo incluso aportar mayores volúmenes de recarga que en terrenos con cubierta forestal, o algún otro servicio ambiental como señala el CCMSS (2008), por lo que es primordial y urgente incorporar dentro del programa la elaboración de estudios que conduzcan a una mayor aproximación de la ubicación de zonas de recarga, con base científica.

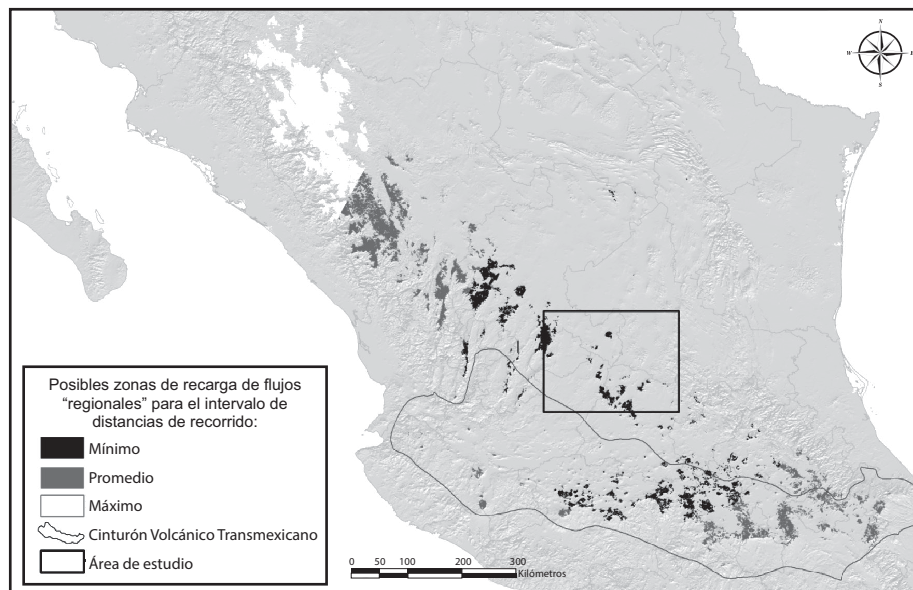
Como se mostró previamente, una técnica para determinar el origen del agua subterránea es el uso de isótopos ambientales estables ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$). Para la parte sur de la cuenca de México, Peñuela y Carrillo (2013) determinaron las altitudes de precipitación mediante el uso de isótopos, que junto con el gradiente hidráulico permitieron una mayor aproximación de la ubicación de las zonas de recarga para cada aprovechamiento de agua que no es afectado por la evaporación. Una limitante del uso de isótopos para determinar zonas de recarga es que el agua debe ser joven (flujos locales y posiblemente intermedios). La estimación de la altitud se basa en datos recientes debido a que no se cuenta con un registro histórico, por lo que los isótopos no aplican para la definición de flujos de mayor jerarquía. Un ejemplo es el agua de flujo regional en San

Luis Potosí, cuya edad es mayor a 5 000 años (Cardona *et al.*, 2012); obviamente las concentraciones de isótopos en el agua de lluvia no se conocen para ese entonces, haciendo inválido el cálculo de altitud por medio de los isótopos ambientales. Asimismo, en aquellos casos donde el agua estuvo sujeta a evaporación no es conveniente el uso de estos isótopos, debido a que la concentración de los isótopos pesados cambia, por lo que los resultados serían incongruentes. Por último, se debe impulsar este tipo de investigaciones para conocer con más detalle la relación entre la evaporación del agua y los isótopos, así como considerar la posibilidad de contribución de los estudios paleoambientales en esta temática.

Debido a esta limitante para determinar posibles elevaciones topográficas de recarga con isótopos ambientales para flujos regionales, en la investigación de Peñuela (2013) se realizó un esfuerzo por definir las zonas de recarga del agua asociada con flujo regional que se extrae por medio de pozo en la porción centro-sur de la Mesa Central, a través de diversas técnicas, entre ellas el cálculo de distancias de recorrido, obteniéndose valores mínimos de 50-300 km para flujos regionales y 15-100 km para flujos intermedios. Estos resultados exhiben la posibilidad de que el agua de flujo regional que se extrae en Aguascalientes puede provenir de la Sierra Madre Occidental, y aquella de la región de Villa de Reyes, San Luis Potosí, puede provenir del Cinturón Volcánico Transmexicano, reflejando así la conexión hidráulica de vastas dimensiones que se puede presentar en el país pero que lamentablemente aún no es considerada por muchos tomadores de decisiones, investigadores y profesionistas relacionados con el tema hidrológico/ambiental, ni mucho menos en la normatividad (figura 2).

Para llegar a este resultado fue necesario el análisis de los siguientes parámetros: suelo, vegetación, elevación topográfica, litología, así como de la hidrología histórica que permitió a su vez la reconstrucción del movimiento del agua subterránea en el plano horizontal considerada como cercana a la original, es decir, con menos afectación por actividades antrópicas (extracción excesiva de agua subterránea, cambio de uso del suelo, etc.); por último, se realizó un cálculo inicial de la distancia de recorrido del agua subterránea usando parámetros físicos e hidráulicos (permeabilidad, conductividad hidráulica, transmisividad, espesor saturado, etcétera).

FIGURA 2
Ubicación de posibles zonas de recarga del agua que se extrae en la porción centro-sur de la Mesa Central



FUENTE: Elaboración propia.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Evidentemente la implementación del Programa de Pago por Servicios Ambientales constituye un esfuerzo por restaurar y proteger el ambiente en el país; sin embargo, la metodología debe continuarse complementando y mejorando mediante los resultados de estudios de diversas disciplinas, en los que se consideren aspectos sociales, económicos, políticos y físicos (naturales), generando y promoviendo así reales análisis interdisciplinarios.

Un parámetro de gran relevancia para incorporar en el programa es el referente al agua subterránea, no sólo en el PSAH sino en todo programa ambiental teniendo en cuenta el funcionamiento sistémico de la naturaleza. El agua subterránea influye considerablemente en las condiciones físicas de un territorio debido a los diferentes procesos que ocurren en el subsuelo; asimismo, el agua subterránea se puede ver afectada, tanto en términos de calidad como en cantidad, por actividades realizadas en la superficie. Este desconocimiento es el que ha generado significativos impactos ambientales, negativos ya que las acciones que se creen benignas para el ambiente ocasionan lo contrario.

A pesar de las condiciones climáticas semiáridas existentes en el país y el gran uso del agua subterránea, no se cuenta tampoco con una metodología óptima para su evaluación, por lo que se requiere un cambio de pensamiento, tomar conciencia de su importancia y fomentar el interés en su investigación, esto debido a que muchos estudios hidrológicos e hidrogeológicos no analizan todo el sistema involucrado sino tan sólo una pequeña porción, es decir, no se contempla la conexión hidráulica entre cuencas o acuíferos, procesos en el subsuelo, flujos verticales, etcétera.

Para que realmente se cumpla con el objetivo de conservación se debe establecer la trayectoria del flujo subterráneo, es decir, ubicar la zona de recarga asociada con su descarga, resaltando a su vez la relevancia de esta última para la obtención de la recarga. La determinación de los sistemas de flujo, junto con su dinámica, brindaría herramientas de juicio para la elección de áreas prioritarias con mayor sustento científico. Por otro lado, sería de gran valor la reconstrucción del funcionamiento original del agua subterránea para hacer una comparación entre la condición actual

afectada por actividades antrópicas y aquella natural, con el fin de evaluar posibles acciones por realizar en busca de una real preservación/contribución al equilibrio natural.

Los programas de pago por servicios ambientales, en general, requieren de mayor investigación en todas las disciplinas. La intención del PSAH, de minimizar la pobreza, marginación y diversos aspectos socioeconómicos es positiva, sin embargo, debe hacerse más énfasis en el comportamiento natural del ambiente y su preservación, idea inicial con la que surgió este tipo de programas a nivel mundial.

Actualmente, el PSAH no cuenta con programas de seguimiento cuyos resultados permitan evaluar los beneficios de su aplicación. La investigación en el campo de la hidrogeología permitirá establecer programas de monitoreo confiables con el objeto de determinar cualitativa y, en lo posible, cuantitativamente, los efectos del PSAH. Hoy la supervisión se limita a la vigilancia de la superficie forestal de las áreas seleccionadas por medio de imágenes satelitales, sin su corroboración en campo, resaltando así el predominio de los parámetros sociales y económicos en el programa; sin embargo, debe trabajarse para que la variable física sea la predominante, tanto a la hora de seleccionar las áreas prioritarias como en la evaluación de los efectos por la aplicación del PSAH.

BIBLIOGRAFÍA

- Calder, I.R. (2003), "Forests and Water: Closing the Gap Between Public and Science Perceptions, *Invited Keynote Paper*, Simposio del Agua de Estocolmo, 2003 <http://94.126.106.9/r4d/PDF/Outputs/Forestry/R7937_Forest_and_water_policies_-_the_need_to_reconcile.pdf>.
- Carabias, J. y R. Landa (2005), *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*, México, Universidad Nacional Autónoma de México/El Colegio de México/Fundación Gonzalo Río Arronte.
- Cardona, A. (2007), *Hidrogeoquímica de sistemas de flujo, regional, intermedio y local. Resultado del marco geológico en la Mesa Central: reacciones, procesos y contaminación*, tesis doctoral en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geofísica-UNAM.
- Cardona, A., J.J. Carrillo-Rivera, J.E. Martínez-Hernández y J. Castro (2012),

- "How the Application of a Statistical Approach in ¹⁴C Dating May Interfere Computed Age? An Application in a Volcanic Environment", sometido para su publicación a la Sección de Hidrología Isotópica, Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena, Austria.
- Carrillo-Rivera, J.J. (1992), "The Hydrogeology of the San Luis Potosi Area, Mexico", tesis doctoral de Filosofía (en Hidrología), Londres, Department of Geological Sciences-University of London.
- Carrillo-Rivera, J.J., A. Cardona y D. Moss (1996), "Importance of the Vertical Component of Groundwater Flow: a Hydrogeochemical Approach in the Valley of San Luis Potosi, Mexico", *Journal of Hydrology*, núm. 185, pp. 23-44.
- Carrillo-Rivera, J.J., A. Cardona, R. Huízar-Álvarez y E. Graniel (2008), "Response of the Interaction Between Groundwater and Other Components of the Environment in Mexico", *Environmental Geology*, núm. 2, pp. 303-319.
- Conagua (2011), *Estadísticas del agua en México*, México, Comisión Nacional del Agua/Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-CCMSS (2008), "El Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos de la Conafor: revisión crítica y propuestas de modificación", en L. Paré, D. Robinson y M.A. González (coords.), *Gestión de cuencas y servicios ambientales: perspectivas comunitarias y ciudadanas*, México, Semarnat, INE/ITACA/RAISES/Sendas/WWF.
- Coram, J., P. Dyson, P. Houlder y R. Evans (2000), "Australian Groundwater Flow Systems Contributing to Dryland Salinity", reporte de la Bureau of Rural Sciences for the National Land and Water Resources Audit, Canberra.
- Diario Oficial de la Federación* (2013), "Reglas de Operación del Programa Nacional Forestal 2013", *Diario Oficial de la Federación*, 8 de marzo, Semarnat.
- Edmunds, W.M., J.J. Carrillo-Rivera y A. Cardona (2002), "Geochemical Evolution of Groundwater Beneath Mexico City", *Journal of Hydrology*, núm. 254, pp. 1-24.
- Fagundo-Castillo, J.R., J.J. Carrillo-Rivera, I. Antigüedad-Auzmendi, P. González-Hernández, R. Peláez-Díaz, R. Hernández-Díaz, D. Cáceres-Govea, J. Hernández-Santana, M. Suárez-Muñoz, C. Melián-Rodríguez y M. Rodríguez-Piña (2008), "Chemical and Geological Control of Spring Water in Eastern Guaniguanico Mountain Range, Pinar del Río, Cuba", *Environmental Geology*, vol. 55, núm. 2, pp. 247-267.
- González-Morán, T. (1992), *Estudio hidrogeofísico de la subcuenca de Chalco; evaluación de impacto ambiental del basurero de Santa Catarina*, tesis de

- doctorado en Geofísica (aguas subterráneas), México, Unidad de los Ciclos Profesional y de Posgrado-Colegio de Ciencias y Humanidades-UNAM.
- Huizar-Álvarez R., J.J. Carrillo-Rivera, G. Ángeles-Serrano, T. Hergt y A. Cardona (2004), "Chemical Response to Groundwater Extraction Southeast of Mexico City", *Hydrogeology Journal*, núm. 12, pp. 436-450.
- INE (2004), *Definición de indicadores de impacto al recurso hídrico en zonas receptoras de pago por servicios ambientales hidrológicos 2003/2004*, informe final, México, Instituto de Geografía-UNAM.
- Kehew, A. (2001), "Applied Chemical Hydrogeology", Nueva Jersey, Prentice Hall.
- Lemieux, J.M., E.A. Sudicky, W.R. Peltier y L. Tarasov (2008), "Dynamics of Groundwater Recharge and Seepage Over the Canadian Landscape During the Wisconsinian Glaciation", *Journal of Geophysical Research*, 113(F01011), pp. 1-18.
- Mádl-Szőnyi, J. y J. Tóth (2009), "A Hydrogeological Type Section for the Duna-Tisza Interfluvium, Hungary", *Hydrogeology Journal*, vol. 17, núm. 4, pp. 961-980.
- Molina-Maldonado, A. (1996), *Diferenciación hidrogeoquímica de los sistemas de flujo de agua subterránea en la zona sur-centro del estado de Aguascalientes, México*, tesis de licenciatura en Ingeniería Geológica, México, Facultad de Ingeniería-UNAM.
- Muñoz-Piña C., A. Guevara, J.M. Torres y J. Braña (2008), "Paying for the Hydrological Services of Mexico's Forests: Analysis, Negotiations and Results", *Ecological Economics*, vol. 65, núm. 4, pp. 725-736.
- Peñuela-Arévalo, L.A. (2007), *Proceso de recarga-descarga de agua subterránea en zonas receptoras de pago por servicio ambiental hidrológico, Sierras Nevada y Las Cruces-México*, tesis de maestría, México, Ciencias de la Tierra-Instituto de Geofísica-UNAM.
- Peñuela-Arévalo, L.A. (2013), *Caracterización del funcionamiento de los sistemas de flujo de agua subterránea en la porción centro-sur de la Mesa Central, México*, tesis doctoral en Geografía, México, Facultad de Filosofía y Letras-UNAM.
- Peñuela-Arévalo, L.A. y J.J. Carrillo-Rivera (2013), "Discharge Areas as a Useful Tool for Understanding Recharge Areas, Study Case: Mexico", *Environmental Earth Science* vol, 68, núm. 4. pp. 999-1013 <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12665-012-1803-z>>.
- Perevotchikova, M., J.J. Carrillo-Rivera, L.A. Peñuela-Arévalo, C. Muñoz-Piña (2005), *Servicios Ambientales Hidrológicos en México 2003/2004: Visión Geográfica*, memoria del Encuentro por una Nueva Cultura del Agua en América Latina, Fortaleza, Brasil.

- Tóth, J. (2000), "Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones", *Boletín Geológico y Minero*, vol. 111, núm. 4, pp. 9-26.
- Tóth, J. (2009), *Gravitational Systems of Groundwater Flow: Theory, Evaluation, Utilization*, Cambridge, Cambridge University Press.
- USGS (2013), "Earth's Water Distribution", United States/ Geological Survey, <<http://ga.water.usgs.gov/edu/earthwherewater.html>>.
- Winter, T.C. (1999), "Relation of Streams, Lakes and Wetlands to Groundwater Flow Systems", *Hydrogeology Journal*, vol. 7, núm. 1, pp. 28-45.

PARTE II

EVALUACIÓN DEL PROGRAMA FEDERAL DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN MÉXICO

RETOS DE LA EVALUACIÓN DEL PROGRAMA DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES DE LA COMISIÓN NACIONAL FORESTAL

*Sofía Cortina Segovia**
*Adriana Saldaña Espejel***

En este capítulo se presentan las características generales del Programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA) que implementa la Comisión Nacional Forestal (Conafor) y se explica la importancia que los procesos de evaluación han tenido para el desarrollo y mejora del programa. Asimismo, se resalta la importancia de incorporar los procesos de monitoreo y evaluación a la operación cotidiana de esta política pública, así como los cambios institucionales que ello requiere. Finalmente, se comentan los retos operativos, legales e institucionales que la Conafor y el programa enfrentan para realizar los cambios que han sido sugeridos mediante los procesos de evaluación.

EL PROGRAMA DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

La Conafor tiene a su cargo implementar la política pública a nivel federal respecto al Pago por Servicios Ambientales en México conforme al mandato establecido por la Ley General de Desarrollo

* Gerente de Servicios Ambientales del Bosque, Comisión Nacional Forestal. Correo electrónico: scortina@conafor.gob.mx.

** Jefe de Departamento de Estrategias Locales de Financiamiento de Servicios Ambientales, Comisión Nacional Forestal. Correo electrónico: asaldanae@conafor.gob.mx.

Forestal Sustentable (LGDFS).¹ Por ello ha desarrollado tres modelos de atención complementarios en esta materia, el Programa de Pago por Servicios Ambientales, el esquema para promover los mecanismos locales de Pago por Servicios Ambientales a través de Fondos Concurrentes² y el Fondo Patrimonial de Biodiversidad³ (CGPPa, 2012).

El Programa de Pago por Servicios Ambientales inició en 2003 y tiene como objetivo otorgar incentivos económicos (apoyos) a los dueños de terrenos forestales⁴ que de manera voluntaria deciden participar en el programa, con el objeto de incorporar prácticas de buen manejo para promover la conservación de los ecosistemas y fomentar la provisión en el largo plazo de los servicios ambientales, los cuales benefician a centros de población o al desarrollo de actividades productivas. El programa apoya terrenos forestales en buen estado de conservación, incluyendo a los que tienen certificado de manejo forestal (Semarnat-Conafor, 2013). Los incentivos que otorga el programa provienen de las cuotas recaudadas por medio del concepto de cobro de derechos federales de agua establecidos en la Ley Federal de Derechos,⁵ de la asignación anual del Presupuesto de Egresos de la Federación (PEF) y de los intereses que dichos recursos generan al ser administrados por el Fondo

¹ Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 25 de febrero de 2003.

² Inició en 2008 con el objeto de focalizar los apoyos de PSA hacia áreas localizadas en cuencas hidrográficas, corredores biológicos o áreas importantes para la conservación. El esquema comprende una serie de arreglos institucionales que permiten transferir recursos financieros desde los usuarios de los servicios ambientales (organismos operadores de agua, ciudades y empresas, entre otros) a los proveedores de dichos servicios ambientales (dueños de los terrenos forestales) con la finalidad de que éstos adopten prácticas de manejo sustentable del territorio, las cuales permitan mantener o mejorar la provisión de los servicios ambientales a cambio del incentivo económico recibido (CGPPb, 2012).

³ Empezó su operación en 2011; es un mecanismo de financiamiento a largo plazo que apoya a las personas dueñas y poseedoras de terrenos forestales para que conserven el uso del suelo forestal en lugares donde hay biodiversidad de importancia global y que no cuentan con ningún otro esquema de conservación (*idem*).

⁴ Terreno forestal: el que está cubierto por vegetación forestal. Entiéndase por vegetación forestal a los bosques, selvas, zonas áridas y semiáridas, y otros ecosistemas. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, reforma publicada en el *Diario Oficial de la Federación*, el 4 de junio de 2012.

⁵ Artículo 223-A de la Ley Federal de Derechos. *Diario Oficial de la Federación* del 30 de diciembre 2002.

Forestal Mexicano.⁶ Actualmente, el PSA cuenta con dos modalidades de pago. La primera corresponde al Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH), que otorga recursos financieros a cambio de que los dueños de los terrenos forestales conserven la cobertura boscosa, con el fin de que dicha conservación favorezca la recarga de los acuíferos y evite la erosión del suelo en los siguientes tipos de ecosistema: bosque mesófilo, bosque de coníferas, selva subcaducifolia y bosque de encino, incluyendo vegetación de encino-pino y pino-encino (INEGI, 2010). La segunda modalidad se refiere al Pago por Servicios Derivados de la Biodiversidad, la cual promueve la conservación de la flora y la fauna silvestres al mantener el uso de suelo en ecosistemas forestales en los siguientes tipos de ecosistema: selvas altas perennifolias, vegetación hidrófila de manglar, selva caducifolia y selva espinosa, vegetación hidrófila, vegetación de zonas áridas y semiáridas, pastizales naturales (INEGI, 2010), así como en sistemas agroforestales con cultivos bajo sombra. No obstante esta división, el PSA busca como fin último apoyar territorios que brinden servicios ambientales múltiples (CGPPA: 31).

Los compromisos entre el proveedor de servicios ambientales y la Conafor se establecen mediante un convenio de concertación. El cumplimiento de dichos compromisos respecto al mantenimiento de la cobertura o del uso del suelo, según corresponda de acuerdo con la modalidad de apoyo, así como respecto a la realización de actividades, son verificados anualmente por la Conafor mediante el monitoreo con imágenes de satélite o con recorridos de campo. El cumplimiento de los compromisos garantiza la continuidad del apoyo anual durante un periodo de 5 años. Los predios en los que se identifique pérdida de cobertura o cambio en el uso de suelo son cancelados o bien los pagos disminuyen proporcionalmente a la reducción de la superficie.

Adicionalmente a la asignación del pago por servicios ambientales, el programa otorga a cada beneficiario un monto para que contrate a un asesor técnico (que es externo e independiente, ya que no es empleado de la Conafor) durante los 5 años del apoyo.

⁶ Acuerdo de Expedición del Reglamento para la Integración y Funcionamiento del Comité Mixto del Fondo Forestal Mexicano, disponible en <<http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regla/n262.pdf>>.

La responsabilidad del asesor técnico consiste en brindar el adecuado acompañamiento y asesoría para que el beneficiario cumpla los compromisos establecidos con el programa. Entre dichos compromisos destaca el de elaborar y ejecutar un Programa de Mejores Prácticas de Manejo (PMPM) o, en su caso, una Guía de Mejores Prácticas de Manejo;⁷ en ambos casos se trata de instrumentos para la planeación participativa en las actividades de conservación y manejo que habrán de llevarse a cabo en el predio dentro del cual se encuentra el polígono por el PSA durante la vigencia del convenio.

En el inicio del programa, el monto del apoyo fue definido con base en el costo que tendría conservar el uso del suelo forestal, si éste compitiera con el costo que alcanzarían los predios si en ellos se cultivara maíz. Actualmente, al no contar con información que permita asociar a nivel regional o local los costos de otros usos de suelo (por ejemplo, distintos tipos de cultivo o de ganado) que compiten con el uso de suelo dedicado a la conservación de los ecosistemas forestales que apoya el programa, los montos de los apoyos otorgados se han determinado considerando la inflación y el presupuesto disponible para la operación del mismo cada año. El monto de pago por hectárea ha sido más elevado para los predios que presentan bosque mesófilo de montaña, debido al supuesto de que este tipo de vegetación tiene mayor riesgo de ser deforestado que otros ecosistemas y a que su distribución a nivel nacional es muy reducida (CGPPb: 8).

Como parte del Programa Nacional Forestal (Pronafor), el PSA tiene un Comité Técnico Nacional que cuenta entre sus atribuciones con la de autorizar la asignación de los apoyos a la población beneficiaria participante. Asimismo, el PSA cuenta con una plataforma de participación, el Comité Técnico Consultivo, integrado por instituciones académicas y de investigación, organizaciones de la sociedad civil y organizaciones de productores, cuya principal función es la de emitir recomendaciones respecto al diseño e implementación del programa (CGPPa: 31).

⁷ Para consulta, seleccionar las siguientes pestañas: Programa Nacional Forestal Pronafor [2013]/ Anexos/ descargar los archivos “Términos de Referencia Áreas 1 y 2 (PMPM)” y “Guía de Mejores Prácticas de Manejo”, <<http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/tramites-y-servicios/apoyos-2013>>.

SISTEMA DE EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO (SED)
PARA LOS PROGRAMAS PÚBLICOS FEDERALES

La Ley Federal del Presupuesto y Responsabilidad Hacendaria⁸ establece que la administración pública federal implemente el Sistema de Evaluación del Desempeño (SED),⁹ mediante el cual el gobierno federal realiza el seguimiento y la evaluación sistemática de los programas en todas las etapas de su ciclo presupuestario, desde la óptica de la aplicación del presupuesto para la obtención de resultados y el cumplimiento de metas y objetivos. El sistema proporciona argumentos e información que permiten tomar decisiones acerca del diseño, la operación y el cumplimiento de las metas de los programas federales, para así reforzarlos, modificarlos, asignar nuevo presupuesto a su operación o incluso para valorar si se justifica su existencia. En este sistema participan distintos actores, desde las dependencias y entidades federales responsables de los programas evaluados, las dependencias y entidades encargadas de promover los procesos de evaluación, que son la Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP) y el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (Coneval), hasta la Cámara de Diputados que es la entidad que analiza los resultados de los informes de evaluación para calificar el desempeño de los programas (SHCP y UNAM, 2012).

Como parte del SED, las entidades federales que operan los programas presupuestarios deben implementar un Programa Anual de Evaluación¹⁰ mediante el cual se define, promueve y da seguimiento a la realización de una serie de evaluaciones que deberán ser llevadas a cabo por entidades acreditadas que sean externas a la institución que implementa cada programa. Para obligar a los operadores de los programas presupuestarios a atender las recomendaciones que resultan de dichas evaluaciones y por consiguiente a mejorar los programas, el SED establece el mecanismo de seguimiento a los Aspectos Susceptibles de Mejora (ASM).¹¹ Los ASM que son identificados por los evaluadores se refieren a los hallazgos

⁸ Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 30 de marzo de 2006.

⁹ <<http://www.funcionpublica.gob.mx/index.php/ua/ssfp/uegdg/sed.html>>.

¹⁰ <www.funcionpublica.gob.mx/index.php/ua/ssfp/uegdg/pae.html>.

¹¹ <http://www.shcp.gob.mx/EGRESOS/sitio_pbr/evaluacion/Paginas/ASM.aspx>.

acerca de las debilidades, oportunidades y amenazas que presenta el programa presupuestario y que pueden ser atendidos mediante la realización de una serie de estrategias y actividades, las cuales quedan registradas ante el SED como compromisos formales por parte de la entidad a cargo del programa. El cumplimiento de dichos compromisos depende de la entrega de evidencias concretas y documentos probatorios de acuerdo con un calendario establecido por los operadores del programa presupuestal.

De manera complementaria y como parte del SED, cada año se establecen las Matrices de Indicadores de Resultados (MIR) para cada programa que recibe recursos financieros del Presupuesto de Egresos de la Federación (PEF). Las MIR siguen la metodología de marco lógico y en ellas se establecen indicadores para medir el desempeño anual del programa, relacionarlo con el presupuesto ejercido y con el cumplimiento de las metas programadas.¹² Los reportes periódicos acerca de los indicadores contenidos en las MIR proporcionan una visión sintética acerca de la eficiencia, eficacia y efectividad que tiene cada programa respecto al logro de sus objetivos y metas, así como del uso del presupuesto que le es asignado cada año. Dichos reportes son el principal insumo mediante el cual la Cámara de Diputados evalúa periódicamente el desempeño de los programas y a partir de dicha evaluación establece los recursos financieros provenientes del PEF que se asignarán a cada uno de los programas en el ejercicio fiscal.

IMPORTANCIA DE LOS PROCESOS DE EVALUACIÓN EN EL DESARROLLO Y MEJORA DEL PROGRAMA DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

En cumplimiento del SED, la Conafor ha promovido la realización de quince evaluaciones al Programa de Pago por Servicios Ambientales y de cuatro evaluaciones adicionales¹³ mediante el esta-

¹² <<http://www.shcp.gob.mx/EGRESOS/Paginas/MatricesIndicResultados.aspx>>.

¹³ Además se han realizado más de 25 estudios acerca del PSA en distintas zonas de país, muchos de ellos a escala local y regional, en cuencas y áreas de importancia para la conservación. Éstos se encuentran disponibles en la Gerencia de Servicios Ambientales del Bosque (GSAB).

blecimiento de convenios de colaboración y financiamiento aportado por otras instituciones. Los hallazgos derivados de estos procesos de evaluación han sido incorporados al programa desde sus inicios, con el objeto de mejorar su operación e impacto.

En el cuadro 1, se describen los principales cambios y las acciones de mejora que el programa ha incorporado en atención a las recomendaciones derivadas de los procesos de evaluación. Por cuestiones de espacio, en el cuadro se hace referencia a cada una de las evaluaciones mediante un número que les fue asignado, sin embargo, dicha numeración se menciona nuevamente acompañada de la cita de cada evaluación al final de este capítulo, en la sección dedicada a las fuentes consultadas.

VISIÓN DE LA GERENCIA DE SERVICIOS AMBIENTALES DEL BOSQUE (GSAB) RESPECTO DEL MONITOREO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO SOCIO-ECONÓMICO Y AMBIENTAL

No obstante los procesos de evaluación promovidos por el SED, el seguimiento de los indicadores de desempeño a través de las MIR y la verificación del cumplimiento de los compromisos establecidos con los beneficiarios, la Conafor requiere complementar estos esquemas mediante la creación de un Sistema de Monitoreo¹⁴ y Evaluación del Impacto (SMYEI) de los programas de la institución. El SMYEI permitiría llevar un registro continuo de observaciones para evaluar si existen diferencias, por ejemplo, en la situación socioeconómica de las personas que reciben el incentivo económico que otorga el programa, que puedan ser atribuidas a sus efectos como política pública en comparación con la situación socioeconómica en que se encontrarían esas personas si no hubiesen sido beneficiadas.

El establecimiento y el funcionamiento del SMYEI implica la realización de una serie de adaptaciones y procesos de mejora tanto a nivel institucional como en la operación de cada programa, entre los que se cuentan el fortalecimiento de capacidades, el en-

¹⁴ Monitoreo: aunque este término no es reconocido por la Real Academia de la Lengua Española, es de uso generalizado como parte de la terminología de evaluación de proyectos. El término equivalente en español sería el de “seguimiento”.

CUADRO 1
Listado de recomendaciones y acciones de mejora derivadas de los procesos de evaluación
al Programa de Pago por Servicios Ambientales

<i>Número de evaluación</i>	<i>Tema</i>	<i>Contenido de la recomendación</i>	<i>Acción de mejora</i>
2, 3 y 5	Asesores Técnicos	Deficiente difusión del PSA a los propietarios y poseedores de los bosques.	Se determinó pagar un apoyo, adicional al pago por servicios ambientales, para la contratación de asesores técnicos (externos e independientes de la Conafor) que brinden acompañamiento a los beneficiarios.
6, 8 y 9		Deficiente conocimiento respecto a los requisitos para presentar solicitudes de apoyo.	Se elaboró la norma ^a de certificación de asesores técnicos, con el propósito de garantizar un servicio adecuado a los beneficiarios.
3, 5 y 8		Falta de cumplimiento de sus obligaciones con los beneficiarios.	
6 y 7	Beneficiarios	Deficiente involucramiento en la elaboración del PMPM.	Contratación de personal con formación en antropología y ciencias de la comunicación, para el fortalecimiento y capacitación del personal del programa en temas como manejo de grupos, técnicas participativas, equidad y perspectiva de género, atención diferenciada a la población indígena y grupos vulnerables, con el objetivo de mejorar su desempeño durante la difusión y operación del programa a los solicitantes y los beneficiarios.
10, 12, 13, 15 y 18		Difundir de manera más efectiva el programa, los compromisos que éste conlleva y el concepto de servicios ambientales.	
11 y 15		Es necesario promover una mayor participación de las mujeres.	

8		No existe un diagnóstico adecuado de los posibles solicitantes, ni un seguimiento adecuado de los beneficiarios, lo que genera un desconocimiento de las poblaciones potenciales, objetivo y beneficiada.	La Universidad Autónoma de Chapingo diseñó y realizó la aplicación de la Encuesta Nacional de Beneficiarios de los ejercicios presupuestales 2011 y 2012. Este esfuerzo se realizará anualmente para atender la recomendación.
5, 6, 7, 9, 11 y 15	Atención a población indígena	Deficiente difusión y atención del programa entre los solicitantes que pertenecen a grupos indígenas.	La tipología y las regiones de la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI) ^b fueron incorporadas a los criterios de prelación para la selección de las solicitudes (Semarnat-Conafor, 2013). La operación del programa considera las salvaguardas sociales para la población vulnerable. Como parte de la difusión del programa, la GSAB elaboró 4 videos sobre casos de éxito de Pago por Servicios Ambientales (PSA). ^c Con la ayuda del Instituto Nacional de Lenguas Indígenas (INALI) en la traducción y el doblaje, se realizaron: un video animado en español acerca del PSA con doblaje al náhuatl, tzotzil, tzeltal y al maya, y 4 carteles en que se explica el concepto del PSA en español, que fueron traducidos al náhuatl, maya, zapoteco, rarámuri, tzotzil y tzeltal.

(continúa)

CUADRO 1
(continúa)

<i>Número de evaluación</i>	<i>Tema</i>	<i>Contenido de la recomendación</i>	<i>Acción de mejora</i>
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 13 y 16	Focalización de apoyos	Realizar estudios técnicos y científicos para la definición de zonas de elegibilidad y para lograr una mejor focalización.	Desde el 2004, se estableció una zona elegible para otorgar los apoyos del programa, con el objeto de aumentar la eficiencia y efectividad en el uso de los recursos presupuestales disponibles al dirigirlos hacia áreas que brindan mayores beneficios ambientales y sociales. A partir de 2010, el programa estableció las áreas de pago diferenciado, ^d las cuales asignan valores de pago por hectárea de acuerdo con el tipo de ecosistema (INEGI, 2010) y al riesgo a ser deforestado (INECC, 2012) que presente dicho ecosistema en las distintas regiones del país.
2, 4, 5, 6 y 13	Uso sustentable	El PSA debe apoyar el uso sustentable como un estímulo al desarrollo e implementación de actividades de buen manejo forestal.	El programa apoya aquellos terrenos forestales que tienen certificación para el manejo forestal.

3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 16 y 19	Mercados de servicios ambientales	El programa debe focalizar la asignación de apoyos y establecer mercados de servicios ambientales	La Conafor desarrolló tres modelos de atención complementarios para el PSA (CGPPA, p. 31): 1. El Programa de Pago por Servicios Ambientales que brinda atención en áreas que pese a ser relevantes para la provisión de servicios ambientales, no cuentan con las condiciones institucionales para establecer un esquema de proveedor y usuario de dichos servicios. En ese caso el Estado funge como el usuario que paga por la provisión de los servicios, ya que se consideran por la LGDFS de utilidad pública. ^e 2. El esquema para promover los mecanismos locales de pago por servicios ambientales mediante fondos concurrentes promueve la concurrencia de recursos financieros, así como la construcción de relaciones de cooperación y corresponsabilidad entre el gobierno federal, los usuarios y los proveedores del servicio, emulando la lógica de un mercado local o regional de servicios ambientales. 3. El fondo patrimonial de biodiversidad focaliza los apoyos para el pago por servicios ambientales en el largo plazo hacia áreas de importancia global para la biodiversidad, que no cuentan con ningún esquema de protección o conservación.
---	-----------------------------------	---	--

(continúa)

CUADRO 1
(continúa)

<i>Número de evaluación</i>	<i>Tema</i>	<i>Contenido de la recomendación</i>	<i>Acción de mejora</i>
1, 8, 10, 11 y 12 y 14	Evaluación de impacto	El programa requiere medir su efectividad como política pública, por ello debe promover la realización de evaluaciones de impacto.	Se realizó la primera evaluación de impacto del Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos, mediante la firma de un convenio entre la Conafor y la Universidad de Wisconsin, y con la colaboración de la Universidad de Duke y el Amherst College.
17	Impacto ambiental y socioeconómico	Es necesario revisar la relación entre los montos de apoyo y los costos de participación e implementación que requieren las actividades comprometidas con el programa, ya que la evaluación demuestra que los costos son elevados.	Conafor, el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) han elaborado un programa de trabajo para establecer una colaboración durante el periodo 2013-2018 para avanzar en la atención de estas observaciones.
		Para aumentar la efectividad del programa es necesario que se revisen: <i>a)</i> los criterios de prelación y su ponderación, <i>b)</i> su asociación eficiente a los objetivos del programa y <i>c)</i> el área elegible, para seleccionar predios con mayor riesgo de deforestación y en la que viva población más pobre o marginada.	
1, 3, 5, 6, 7, 11, 14, 17 y 18		Se requiere el establecimiento de un sistema de monitoreo de los impactos ambientales.	

8, 11, 14, 17 y 18		Se requiere el establecimiento de un sistema de monitoreo de los impactos socioeconómicos.	
18		Para aumentar el impacto ambiental se requiere promover la conectividad entre los predios apoyados.	
		Se sugiere trabajar en la formación de técnicos comunitarios que promuevan una relación más directa entre los beneficiarios y la institución. También será deseable buscar el acompañamiento y una relación sinérgica con organizaciones no gubernamentales, que faciliten el acceso y la comprensión del programa.	La Conafor, a través de la Gerencia de Silvicultura Comunitaria, impulsa la operación de Agencias de Desarrollo Local (ADL) que trabajan en zonas prioritarias de atención, entre ellas las que son apoyadas por los mecanismos locales de pago por servicios ambientales. Las ADL son organismos de la sociedad civil sin fines de lucro, legalmente constituidas que operan estratégicamente en las zonas forestales del país, para prestar servicios de acompañamiento, asesoría técnica, desarrollo de capacidades y gestión, así como para la construcción de procesos de desarrollo regional

^a Asesores Técnicos Forestales-Normas Institucionales de Competencia Laboral <<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/default.aspx?grupo=26&tema=100&subtema=437>>, y en <<http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/asesores-tecnicos-forestales-2012>>.

^b Municipios y regiones indígenas de acuerdo con la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas <http://www.cdi.gob.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=245&Itemid=49>.

^c Disponibles en YouTube, junto con otros videos realizados por diversas instituciones pertenecientes a la Comunidad de Aprendizaje de Servicios Ambientales en la cual participa la Conafor <<https://www.youtube.com/channel/UCyLCJp9EqVbBw12btNFJdJg>>.

^d Para consulta, seleccionar las siguientes pestañas: Programa Nacional Forestal Pronafor [2013] / Áreas Prioritarias / Servicios Ambientales: Descargar el archivo “Procedimiento PSA para la definición de ZE y clasificación de áreas de pago” <<http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/tramites-y-servicios/apoyos-2013>>.

^e Artículo 4, LGDFS, *op. cit.*, p. 1.

FUENTE: Elaboración propia.

trenamiento y la actualización respecto al tema del monitoreo de impacto en el personal que labora en la comisión. Asimismo, la disposición de personal, equipo, infraestructura y recursos financieros que hagan posible la colecta de datos, la organización y depuración de los mismos, para su análisis posterior y su uso en el diseño de las acciones de mejora que puedan ser implementadas por el programa. El SMYEI debe además tener asegurado el acceso en tiempo y forma a los insumos de información que requiera para funcionar, por ejemplo, los productos derivados de la percepción remota de las áreas apoyadas que estén siendo monitoreadas por el programa.

El Proyecto Bosques y Cambio Climático (PBCC)¹⁵ que actualmente lleva acabo la Conafor con el apoyo del Banco Mundial considera una importante inversión para el fortalecimiento institucional, a fin de brindar asistencia técnica y rediseñar los sistemas de monitoreo y evaluación de los programas que implementa la comisión. En este contexto, la Conafor, el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), han elaborado un programa de trabajo para establecer una colaboración durante el periodo 2013-2018 con el objeto de realizar una serie de acciones para el establecimiento de la línea de base¹⁶ y la medición de un sistema de indicadores que permitan dar cuenta del impacto (Landsberg *et al.*, 2011) a lo largo del tiempo que el programa ha tenido como estrategia para detener la deforestación y para mejorar las condiciones socioeconómicas de los proveedores de servicios ambientales.

¹⁵ “El Gobierno Mexicano a través de la Conafor lleva a cabo el Proyecto Bosques y Cambio Climático (PBCC) mediante el Préstamo de Inversión Específica para Bosques y Cambio Climático (SIL) y los fondos del Programa de Inversión Forestal (FIP). El objetivo del Proyecto PBCC es apoyar a las comunidades rurales de México para que puedan gestionar sus bosques de manera sostenible, desarrollar la organización social y generar ingresos adicionales a partir de productos y servicios forestales, incluida la reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal (REDD+)”, <<http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/proyecto-bosques-y-cambio-climatico>>.

¹⁶ La línea de base tiene el propósito de establecer los niveles iniciales de la situación que se pretende modificar o mejorar mediante la implementación del proyecto, para que sea posible compararla con los resultados que se atribuyen al proyecto a lo largo del tiempo (Batista y Ascarrunz, 2008).

El monitoreo de impactos del programa hará uso de una serie de indicadores ambientales y socioeconómicos, así como de las metodologías que han sido diseñadas a partir de los procesos de evaluación y de la consulta a expertos que han sido promovidos por la GSAB. Con ello, se espera que el monitoreo haga posible la obtención periódica y sistemática de datos e información que puedan ser analizados en el contexto de procesos de evaluación para dar cuenta del funcionamiento, eficiencia y efectividad del programa como política pública (Hammond *et al.*, 1995). Los productos derivados de los procesos de monitoreo y evaluación serán insumos útiles para soportar la toma de decisiones y para retroalimentar de manera periódica a los procesos de planeación y rediseño del programa (Cejudo y Maldonado, 2011). Además, la información generada promoverá la transparencia y la rendición de cuentas respecto al uso de los recursos presupuestales utilizados para la implementación del programa (Brito *et al.*, 2009).

De manera complementaria al establecimiento del SMYEI del Programa de Pago por Servicios Ambientales, la Conafor promueve la implementación de sistemas de monitoreo a nivel comunitario, con el propósito de conocer los efectos ambientales, sociales y económicos de los mecanismos locales de pago por servicios ambientales a través de fondos concurrentes que operan en nuestro país. Para ello lleva a cabo una estrategia de formación y fortalecimiento de capacidades dirigido al personal operativo y a los socios locales de los mecanismos, con el objeto de que integren la perspectiva del monitoreo a la operación de los mismos.

La idea es que el monitoreo comunitario se constituya como un proceso clave que aporte evidencias acerca de si las acciones de conservación y de buen manejo del territorio que sean promovidas por el mecanismo realmente tienen el impacto previsto (Hanson *et al.*, 2011). El análisis de la información que resulte del monitoreo podrá entonces brindar argumentos para legitimar la existencia de cada mecanismo entre los actores involucrados, así como apoyar la gestión territorial, política y financiera que éstos pretendan realizar (Ranganathan *et al.*, 2008).

El enfoque de la Conafor es que los sistemas de monitoreo comunitario deben ser adecuados y coherentes con la visión, objetivos y características particulares locales (Ayers *et al.*, 2012), ya que

dichas cualidades favorecen su viabilidad y mantenimiento. La apropiación del sistema de monitoreo por parte de los usuarios y de los proveedores de los servicios ambientales promueve que éstos gestionen el análisis de los resultados del monitoreo, los comuniquen y los utilicen para promover y legitimar la existencia (Layke, 2009) del mecanismo del PSA.

CONCLUSIONES Y RETOS

El Programa de Pago por Servicios Ambientales ha basado su evolución en un proceso continuo de mejora, sustentado por la experiencia de sus operadores y por la atención a las recomendaciones derivadas de los procesos de evaluación que han tenido lugar a lo largo de sus más de diez años de existencia. Ello ha resultado, entre otras acciones, en un ajuste anual de los instrumentos normativos que regulan la operación de esta política pública (reglas de operación), de las áreas que son elegibles para recibir los apoyos del programa (zona elegible), así como en una mejora en la capacitación del personal con el objeto de que brinde atención y seguimiento adecuados a sus beneficiarios. Sin embargo, hasta años recientes, el análisis y la implementación de las recomendaciones derivadas de las evaluaciones han empezado a realizarse de manera sistemática y siguiendo los criterios indicados por el Sistema de Evaluación del Desempeño. Esta nueva condición institucional se hace evidente si se considera que aunque el programa ha tenido distintos tipos de evaluaciones, fue hasta 2012 cuando un grupo de instituciones académicas y de investigación realizaron la primera evaluación para conocer el impacto del programa. En este contexto, se prevé que el programa enfrentará, entre otros, los siguientes retos en torno a los procesos de monitoreo y evaluación.

El personal operativo deberá continuar con el análisis y la incorporación sistemática de las recomendaciones que resulten de los procesos de evaluación para integrarlas a las actividades de planeación, diseño, implementación y operación cotidiana del Programa de Pago por Servicios Ambientales. Dado que éste forma parte del Programa Nacional Forestal (Pronafor), las modificaciones

a los instrumentos normativos que regulan su operación deberán garantizar una adecuada integración, complementariedad y congruencia entre los objetivos, criterios y etapas de operación, con los otros programas que implementa la comisión, y que promueven por ejemplo el desarrollo forestal, la silvicultura comunitaria, el desarrollo de cadenas productivas, la reforestación y la conservación y restauración de suelos. En esta misma lógica, pero a una escala mayor, el programa deberá buscar el establecimiento de mayores relaciones de transversalidad y complementariedad entre la política de pago por servicios ambientales con las que llevan a cabo otras instancias del gobierno federal como Sagarpa, Sedesol, CDI, Conagua, Conanp, Conabio e INECC (CGPPb: 51).

Con el objeto de aumentar la eficiencia y efectividad de los recursos financieros que destina la federación para la operación del programa, es necesario continuar el esfuerzo de focalización mediante la mejora de las zonas elegibles. Para ello, es necesario mantener el proceso de revisión respecto a la pertinencia de los criterios ambientales, económicos y sociales que sustentan su definición, así como de la relación que éstos guarden con el objetivo de esta política pública. Asimismo, es importante que se continúe el proceso de mejora de los criterios de prelación, con los cuales se elige a los futuros beneficiarios, con el objeto de captar población que posea los terrenos forestales que provean en mayor medida servicios ambientales.

En el marco del SMYEI de los programas de la Conafor y del Proyecto Bosques y Cambio Climático, la comisión tendrá que realizar los cambios institucionales que permitan que la Gerencia de Servicios Ambientales del Bosque monitoree un grupo de indicadores de impactos ambientales y socioeconómicos que ya han sido identificados como resultado de las evaluaciones. La Conafor y sus socios en los esquemas locales de PSA por medio de fondos concurrentes, continuarán promoviendo el fortalecimiento de las capacidades locales para establecer sistemas de monitoreo comunitario. La Conafor continuará el proceso de capacitación del personal del programa en la promoción de procesos participativos, para promover una apropiación culturalmente adecuada del programa, del concepto de pago por servicios ambientales y de la utilidad de los procesos de monitoreo comunitario.

La factibilidad de alcanzar los retos mencionados aumentará si además de incorporar de manera sistemática los resultados de los procesos de evaluación y las lecciones aprendidas, se fortalecen las relaciones de intercambio y asesoría con los grupos de expertos de las instituciones académicas y de investigación, y de las organizaciones no gubernamentales nacionales, así como mediante la cooperación que Conafor ha establecido en los últimos años con instancias internacionales¹⁷ que abordan en su agenda de investigación y trabajo cotidiano el tema del pago por servicios ambientales.

Agradecimientos

Al equipo de profesionales que colaboran en la Gerencia de Servicios Ambientales del Bosque y en las gerencias estatales de la Conafor, quienes han facilitado y acompañado los procesos de evaluación, de manera especial por su compromiso permanente para mejorar el Programa de Pago por Servicios Ambientales.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayers, J., S. Anderson, S. Pradhan y T. Rossing (2012), *Monitoreo, evaluación, reflexión y aprendizaje participativos para la adaptación basada en la comunidad: un manual para practicantes locales*, Londres, Reino Unido, Instituto Internacional para el Ambiente y el Desarrollo/Red de Pobreza, Medio Ambiente y Cambio Climático/CARE International.
- Batista, R. e I. Ascarrunz (2008), *Guía de desarrollo comunitario: monitoreo y evaluación del impacto en la salud de la población*, La Paz, Bolivia, Ministerio del Agua/Viceministerio de Servicios Básicos.
- Brito, B., L. Micol, C. Davis, S. Nakhouda, F. Daviet y A. Thuault (2009), "The Governance of Forests Toolkit (version 1): A Draft Framework of Indicators for Assessing Governance of the Forest Sector", The Governance of Forests Initiative.
- Cejudo, G. y C. Maldonado (ed.) (2011), *De las recomendaciones a las acciones:*

¹⁷ Entre otros, el Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, la Agencia Francesa de Desarrollo (AFD), la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) y el Servicio Forestal de los Estados Unidos (USFS).

- la experiencia del Premio 2011. *Programas Comprometidos con el Proceso de Evaluación*, México, CIDE/Secretaría de la Función Pública.
- CGPPa, Coordinación General de Producción y Productividad (2012), *Logros y perspectivas del desarrollo forestal en México 2007-2012*, México, Conafor-Semarnat.
- CGPPb, Coordinación General de Producción y Productividad (2012), *Memoria documental del programa ProÁrbol: pago por servicios ambientales (Incluye Fondos Concurrentes y Fondo Patrimonial de Biodiversidad)*, México, Conafor-Semarnat.
- Hammond, A., A. Adriaanse, E. Rodenburg, D. Bryant y R. Woodward (1995), *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*, Washington, World Resources Institute.
- Hanson, C., J. Talberth y L. Yonavjak (2011), "Forests for Water: Exploring Payments for Watershed Services in the U.S. South. Southern Forests for the Future", *Incentives Series Issue Brief 2*, Washington, World Resources Institute.
- INECC (2012), *Índice de presión económica a la deforestación*, México, Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental/Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático/Semarnat <<http://www.inec.gob.mx/irdef>>.
- INEGI (2010), *Conjunto de datos vectoriales con información de uso del suelo y vegetación, Escala 1: 250 000-Serie IV*, México, Dirección General de Geografía/Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Landsberg, F., S. Ozment, M. Stickler, N. Henninger, J. Treweek, O. Venn y G. Mock (2011), *Ecosystem Services Review for Impact Assessment: Introduction and Guide to Scoping*, Washington, WRI Working Paper, World Resources Institute.
- Layke, C. (2009), *Measuring Nature's Benefits: A Preliminary Roadmap for Improving Ecosystem Service Indicators*, Washington, WRI Working Paper, World Resources Institute.
- Ranganathan, J., C. Udsepp-Hearne, N. Lucas, F. Irwin, M. Zurek, K. Bennett, N. Ash y P. West (2008), *Ecosystem Services, a Guide for Decision Makers*, Washington, World Resources Institute.
- Semarnat-Conafor (2013), *Reglas de operación del programa Nacional Forestal (Pronafor) 2013* <<http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/tramites-y-servicios/apoyos-2013>>.
- SHCP y UNAM (2012), *Diplomado de Presupuesto basado en Resultados (PbR). Módulo 6. Sistema de Evaluación del Desempeño* <<http://pbr.planeacion.unam.mx/>>.

*Evaluaciones realizadas al Programa de Pago por Servicios Ambientales*¹⁸

1. González, M.J. (coord.) (2004), *Evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos. Ejercicio fiscal 2003*, México, Colegio de Posgraduados-Conafor.*

2. González, M.J. (coord.) (2004), *Evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos. Ejercicio fiscal 2004. Informe Final de Evaluación*, México, Colegio de Posgraduados-Conafor.*

3. Gómez, A. (coord.) (2005), *Evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales por Captura de Carbono y los Derivados de Biodiversidad y para Fomentar el Establecimiento y Mejoramiento de Sistemas Agroforestales PSA-CABSA. Ejercicio Fiscal 2004*, México, Colegio de Posgraduados-Conafor.*

4. Magaña, O. S. (coord.) (2006), *Evaluación externa del Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos. Ejercicio fiscal 2005*, México, Universidad Autónoma de Chapingo-Conafor.*

5. Gómez A. (coord.) (2006), *Evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales por Captura de Carbono y los Derivados de Biodiversidad y para Fomentar el Establecimiento y Mejoramiento de Sistemas Agroforestales PSA-CABSA, Ejercicio Fiscal 2005*, México, Universidad Autónoma de Chapingo-Conafor.*

6. Martínez, S. (coord.) (2007), *Evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales por Captura de Carbono y los Derivados de Biodiversidad y para Fomentar el Establecimiento y Mejoramiento de Sistemas Agroforestales PSA-CABSA. Ejercicio Fiscal 2006*, México, Universidad Autónoma de Chapingo-Conafor.*

7. González, M.J. (coord.) (2008.), *Evaluación externa de los apoyos del Programa de Pago por Servicios Ambientales. Ejercicio fiscal 2007*, México, Colegio de Posgraduados-Conafor.*

8. Salas, J.M. (coord.), (2012), *Evaluación de consistencia y resultados Programa S110*, México, Universidad Autónoma de Chapingo-Conafor.*

9. Martínez, S. (coord.) (2010), *Evaluación de la operación de los Programas de Desarrollo Forestal. Ejercicio fiscal 2009*, México, Universidad Autónoma de Chapingo-Conafor.*

10. Guevara, A. (2010), *Evaluación específica de desempeño 2009-2010*

¹⁸ Documentos disponibles en: **la Gerencia de Servicios Ambientales del Bosque; y en: *<http://www.cnf.gob.mx:8080/snif/portal/evaluaciones/documentos-y-alcances-de-las-evaluaciones>.

*Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos, México, Coneval-Conafor.**

11. Carrasco, T. (2011), *Evaluación específica de desempeño 2010-2011. Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos, México, Coneval-Conafor.**

12. Guevara, A. (2010), *Evaluación específica de desempeño 2009-2010. ProÁrbol-Programa de Servicios Ambientales por Captura de Carbono, Biodiversidad y Sistemas Agroforestales (PSA-CABSA), México, Coneval-Conafor.**

13. Carrasco, T. (2011), *Evaluación específica de desempeño 2010-2011. ProÁrbol-Programa de Servicios Ambientales por Captura de Carbono, Biodiversidad y Sistemas Agroforestales (PSA-CABSA), México, Coneval-Conafor.**

14. Noriega, M. (2010), *Evaluación de medio término sobre los avances en la consecución de metas del proyecto de PSA, Banco Mundial-Conafor.***

15. Barrón, E. (2010), *Análisis de vacíos en la atención de la población indígena del Programa de Servicios Ambientales del Bosque, Banco Mundial-Conafor.***

16. Musik, G. A. (coord.) (2012), *Evaluación específica de los Programas de Desarrollo Forestal. Informe final de resultados, México, Instituto Tecnológico Autónomo de México (ITAM)-Conafor.**

17. Alix-García, J., G. Aronson, V. Radeloff, C. Ramírez-Reyes, E. Shapiro, K. Sims y P. Yanez-Pagans (2013), *Evaluación del Programa de Pagos por Servicios Hidrológicos de Conafor, 2003-2010, Universidad de Wisconsin, Universidad de Duke y Amherst College-Conafor.***

18. Imaz, M., M. Mazari y L. Almeida L. (coords.) (2012), *Evaluación complementaria de los Programas de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos S-110 y de Pago por Servicios Ambientales Derivados de Biodiversidad S-136. Ejercicio fiscal 2010, México, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Programa Universitario de Medio Ambiente-Conafor.**

19. The World Bank (2006), *Project Appraisal Document for an Environmental Services Project*, reporte núm. 33228-MX, documento para distribución pública autorizada, Banco Mundial, <http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSPContentServer/WDSP/IB/2006/03/16/000090341_20060316084125/Rendered/PDF/33228.pdf>.

EL PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES EN MÉXICO 2010: UNA EVALUACIÓN MULTIDISCIPLINARIA

Lucía Almeida Leñero, Daniel Revollo Fernández,**
Ángela Caro Borrero,*** Fernanda Figueroa,****
Dulce Ma. Espinosa de la Mora,*****
Gustavo Cruz,***** Marisa Mazari-Hiriart******

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con datos de la Comisión Nacional Forestal, la tasa de deforestación en México es de 200 000 a 1 500 000 hectáreas (ha) al año (Conafor, 2011). Consciente de este creciente problema y de la escasez de agua en el país, el gobierno federal estableció en 2003 el programa nacional de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) (Muñoz-Piña *et al.*, 2006). En 2004, se vincularon el Pago por Servicios de Captura de Carbono y los que se derivan de la biodiversidad (PSA-CABSA). Posteriormente, el Pago por Servicios Ambientales (PSA) se integró al programa ProÁrbol (desde 2013

* Profesora, Laboratorio de Ecosistemas de Montaña, Facultad de Ciencias, UNAM. Correo electrónico: lal1@ho.fciencias.unam.mx.

** Posgrado de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: derevollofer@gmail.com.

*** Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: angelacaro23@gmail.com.

**** Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: ffigueroa@ciencias.unam.mx.

***** Posgrado en Antropología, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: dulce.m.espinosa@gmail.com.

***** Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: gcruzbel07@gmail.com.

***** Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: mazari@servidor.unam.mx.

Pronafor, Programa Nacional Forestal) y la captura de carbono no se apoya explícitamente dentro de este programa, sino que se incluye como parte de los beneficios derivados de la conservación de la flora y la fauna (DOF, 2013).

El objetivo del PSA es generar incentivos económicos para quienes manejan las tierras a efecto de mantener o mejorar, mediante la participación de las comunidades, la conservación de los bosques a partir de prácticas de manejo sostenible y, con ello, la provisión de los servicios ambientales (SA) (Engel *et al.*, 2008; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010); asimismo, busca reducir la pobreza en las comunidades marginadas poseedoras de la mayoría de los bosques en el país (Landell-Mills y Porras, 2002; Corbera *et al.*, 2009; Pagiola *et al.*, 2005; Rolón-Sánchez *et al.*, 2011). En el periodo 2003-2010, la Conafor asignó 5 289 millones de pesos al esquema de PSA destinados a 5 407 beneficiarios, propietarios de una superficie aproximada de 2 762 000 ha (Conafor, 2011).

Este estudio presenta de manera general los métodos y los resultados obtenidos en el proyecto de evaluación realizado durante 2011 y 2012, a solicitud de la Conafor, por el Programa Universitario del Medio Ambiente (PUMA), en conjunto con personal académico del Instituto de Ecología y de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y que tuvo como finalidad: *i*) evaluar el cumplimiento de los objetivos y metas del PSA durante el ejercicio fiscal 2010, de los programas de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) y el de Pago por Servicios Ambientales derivados de la Biodiversidad (CABSA); *ii*) proponer medidas para mejorar su funcionamiento; *iii*) aportar elementos para el diseño de un sistema de monitoreo para supervisar el desarrollo del programa; y *iv*) recomendar lineamientos y criterios que permitan optimizar futuros ejercicios de evaluación del PSA (PUMA-UNAM, 2012).

El proyecto tuvo como marco de referencia estudios de caso y evaluaciones nacionales previas que han examinado los resultados del PSA en México, tanto desde la perspectiva ambiental como social, lo que incluye la capacidad institucional del mismo para su desarrollo e implementación (Corbera *et al.*, 2007; Kosoy *et al.*, 2008; Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Corbera *et al.*, 2009; Alix-García *et al.*, 2010; Perevochtchikova y Vázquez, 2010). Un aspecto relevante que

muestra la literatura publicada es la dificultad que existe para medir el efecto neto del programa en la provisión de servicios ambientales. Esto es tanto para el caso de los servicios hidrológicos como para los derivados de la biodiversidad, la relación entre los indicadores medidos y la provisión real de servicios, así como el impacto del programa para detener los factores que impulsan el cambio de uso de suelo o para mejorar la provisión de los servicios es poco clara.

Una de las evaluaciones nacionales realizadas al programa es la de Alix-García *et al.* (2010) que plantean que éste es más eficaz para reducir la deforestación en predios de propiedad privada que en ejidos, y que a su vez, es más efectivo en la zona noreste y centro del país. Esto se debe, en parte, a la mayor extensión de los predios con pocos dueños en esas regiones, lo que se traduce en un mayor efecto socioeconómico y ambiental del pago. Sin embargo, no significa que siempre sea así, tal como se pudo observar en esta evaluación.

MÉTODO Y TÉCNICAS

Para el desarrollo de esta evaluación se integró un equipo multidisciplinario que permitió abordar el PSA involucrando diversas perspectivas. Entre las actividades que se realizaron durante un periodo de siete meses se incluye: *i)* el análisis y la discusión del alcance, así como la metodología del proyecto en dos talleres con especialistas;¹ *ii)* la revisión de la información y de los indicadores de gestión y de desempeño propuestos por la Conafor (datos e indicadores indirectos); *iii)* la determinación de la muestra de beneficiarios; *iv)* el diseño de nuevos indicadores (indicadores

¹ En el taller de discusión metodológica se definieron los requerimientos de información y se incorporaron sugerencias sobre el proceso de evaluación y sobre los resultados del mismo. Se detalló y analizó la forma de estructurar la investigación, el diseño de las encuestas y los indicadores. En el segundo taller se presentaron los resultados preliminares y se discutieron los alcances de este ejercicio de evaluación. En los talleres participaron aproximadamente doce personas: miembros del equipo de investigación multidisciplinario y las doctoras Leticia Merino y Luisa Paré, del Instituto de Investigaciones Sociales de la UNAM, expertas en el sector forestal mexicano y en este tema en particular.

directos); *v*) el diseño de las encuestas y de la estrategia de campo; *vi*) el análisis de imágenes de satélite; *vii*) la capacitación del equipo de encuestadores; *viii*) la aplicación de encuestas en 10 estados de la República Mexicana; *ix*) las visitas de campo para verificar si hubo alteraciones en el uso del suelo y para evaluar la densidad de la cobertura vegetal; *x*) con el resultado del análisis de la información recabada (datos directos), se elaboró un diagnóstico, se conceptualizaron y diseñaron propuestas y recomendaciones para mejorar el cumplimiento de los propósitos del programa; asimismo *xi*) se propusieron algunos indicadores que pueden formar parte de un sistema de monitoreo para la supervisión y evaluación de los efectos del programa. También se establecieron las características de un grupo de control y uno de tratamiento con la finalidad de evaluar de manera directa los impactos del programa a largo plazo.

Indicadores

Los indicadores revisados, (re)diseñados y calculados provienen de dos fuentes. Por un lado, los indicadores indirectos (propuestos por Conafor) que son de gestión y que se calcularon a partir de la información contenida en las bases de datos de la propia institución, correspondientes al ejercicio fiscal 2010. Por otro lado, los indicadores directos, generados a partir de la información obtenida en las encuestas aplicadas a los beneficiarios del programa durante la investigación de campo, realizada entre febrero y junio de 2012. Cada grupo de indicadores propuestos y calculados está compuesto por varios subindicadores, ya que de esa manera es posible reconocer el cumplimiento de los propósitos del PSA y evaluar su impacto en diversas áreas relacionadas entre sí (social, económica, ambiental), como lo sugieren tanto la propuesta del sistema de indicadores del PUEC-GDF (2008) como Von Bertalanffy (1968), que señalan que éstos deben estar interrelacionados mediante relaciones causales uni o bidireccionales.

Evaluación de indicadores y diseño de encuestas

Los pasos que se siguieron en esta fase de la investigación se muestran en la figura 1. En primer lugar, se llevó a cabo un análisis sobre la pertinencia de los indicadores de gestión y de desempeño del PSA-2010 (PSAH y CABSAs) propuestos por la Conafor. Para ello, se utilizó y revisó el tipo de información estadística, su coherencia y se identificaron los valores atípicos y los vacíos de información. Todo esto, con base en la revisión de literatura y la experiencia del equipo técnico multidisciplinario. Cuando el indicador se consideró como no pertinente, se propuso uno alternativo y se modificaron o complementaron las fórmulas de cálculo. Varios de los indicadores fueron sustituidos o complementados por los generados en esta investigación y estimados con base en información directa de campo.

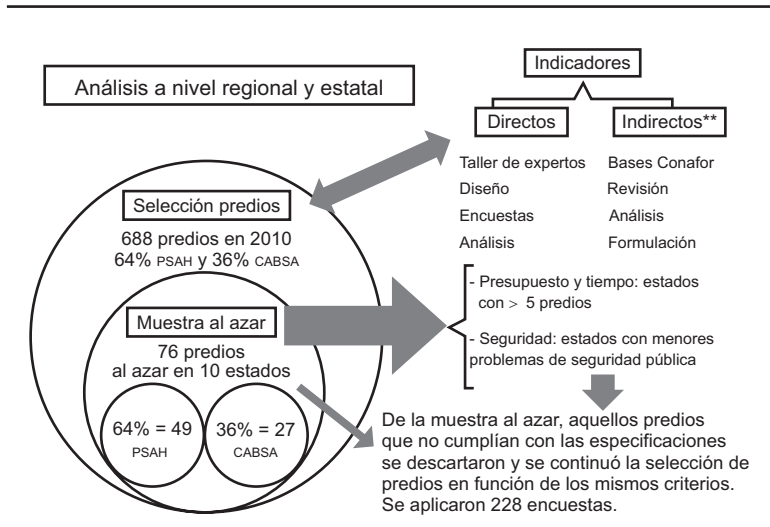
A partir de estos indicadores y con base en el análisis de estudios de caso previos, se diseñaron las encuestas para los beneficiarios, que fueron divididos en tres grupos: *i)* autoridades de ejidos y comunidades, *ii)* beneficiarios de propiedad social (ejidos y comunidades) y *iii)* beneficiarios de propiedad privada. Para estas encuestas se adoptaron algunas de las propuestas del marco conceptual de la herramienta de seguimiento, *tracking tools*, que es utilizada para los proyectos del Global Environmental Facility en el marco conceptual del Sustainable Livelihood Approach (Chambers y Conway, 1991; DIFD, 1999).

Selección de los predios

El tamaño de la muestra de predios donde se aplicó la encuesta ($n = 76$) se calculó con base en el criterio de representatividad del universo de predios apoyados por el PSA en 2010 (688), la cual tuvo un nivel de confianza del 95%, con un margen de error de $\pm 10\%$. La muestra se ponderó en función de la proporción de predios correspondiente a cada uno de los programas (PSAH y CABSAs) del universo de predios apoyados en 2010. Así, para el PSAH, con el que se apoyó a 438 predios, se obtuvo una submuestra de 49 (64% de los predios) y para el CABSAs, con apoyos para 250 predios, se determinó una submuestra de 27 predios (36%).

FIGURA 1

Actividades realizadas para el análisis de percepción de los beneficiarios del programa PSA 2010. Indicadores directos se calcularon con información obtenida por medio de las encuestas. Indicadores indirectos fueron calculados con información proporcionada por Conafor



FUENTE: elaboración propia.

La selección de los predios en los que se llevó a cabo el trabajo de campo se realizó, aleatoriamente, por medio del programa Microsoft Excel 2007. Una vez seleccionados los primeros 76 predios, se aplicó una restricción de seguridad, esto es, se eliminaron aquellos predios ubicados en estados de la República que no presentaban las condiciones adecuadas de seguridad para el trabajo de campo (Coahuila, Chihuahua, Durango, Guerrero, Michoacán, Nuevo León, San Luis Potosí, Sinaloa, Tamaulipas y Zacatecas); también se eliminaron aquellos ubicados en estados en los que no se seleccionaron al menos cinco predios (restricción de presupuesto y tiempo).

En caso de que se seleccionara un sitio que tuviera restricciones de seguridad o presupuesto y tiempo, se volvía a elegir aleatoriamente otro predio de la muestra hasta completar los 76. La Conafor

solicitó que en cada predio se aplicara por lo menos una encuesta a un beneficiario y a una autoridad de comunidades/ejidos. No obstante, en promedio, se aplicaron entre cuatro y cinco encuestas por predio.

Aplicación de encuestas

Los beneficiarios encuestados fueron contactados mediante las autoridades de cada comunidad visitada, contando con el apoyo de las gerencias estatales de la Conafor, así como de los técnicos forestales de cada predio seleccionado. Para obtener mayor representatividad de las diferentes percepciones, se incrementó el número de entrevistas a beneficiarios y autoridades, aumentando con ello la confiabilidad, tanto estadística como de interpretación de los resultados, de acuerdo con Cochran (1980). En los 76 predios se aplicaron 228 encuestas (cuadro 1), distribuidas en las siguientes zonas: *i*) norte (Baja California y Sonora), *ii*) Centro Sur (Querétaro, Oaxaca, Estado de México y Veracruz) y *iii*) Sureste (Campeche, Chiapas, Yucatán y Tabasco) (figura 2).

Análisis de la información

La información de las encuestas se sistematizó con bases en datos de Excel, a partir de los cuales se calcularon los indicadores. Por la gran heterogeneidad del país, la muestra se analizó por subgrupos a nivel de región (Norte, Centro Sur y Sureste) y por entidad federativa. El análisis se realizó con el programa estadístico STATA 10 versión 9.1 y Excel.

En el informe elaborado por el equipo de trabajo, se presentan los resultados a nivel nacional, regional y estatal para cada indicador, para los tres grupos de beneficiarios encuestados (PUMA-UNAM, 2012). Adicionalmente, con base en la revisión bibliográfica y en la discusión dentro del equipo de investigación, se propusieron indicadores de impacto del programa en los siguientes rubros: hidrológico, cambio en el uso del suelo, densidad de la cobertura vegetal, biodiversidad e impacto económico.

CUADRO 1
Número y porcentaje de entrevistas realizadas por estado y por tipo de apoyo para el PSA-2010

<i>Número de predios y porcentaje de representatividad respecto al total</i>												
<i>Estado</i>	<i>Autoridades</i>			<i>Beneficiarios de propiedad social</i>			<i>Beneficiarios de propiedad privada</i>			<i>Total</i>		
	<i>PSAH</i>	<i>CABSA</i>	<i>Total</i>	<i>PSAH</i>	<i>CABSA</i>	<i>Total</i>	<i>PSA</i>	<i>CABSA</i>	<i>Total</i>	<i>PSAH</i>	<i>CABSA</i>	<i>Total</i>
B. California	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	2 0.9%	2 0.9%	0 0.0%	2 0.9%	2 0.9%
Campeche	3 1.3%	4 1.8%	7 3.1%	6 2.6%	11 4.8%	17 7.5%	1 0.4%	2 0.9%	3 1.3%	10 4.4%	17 7.5%	27 11.8
Chiapas	2 0.9%	2 0.9%	4 1.8%	6 2.6%	10 4.4%	16 7.0%	1 0.4%	0 0.0%	1 0.4%	9 3.9%	12 5.3%	21 9.2%
Edo. México	5 2.2%	2 0.9%	7 3.1%	19 8.3%	5 2.2%	24 10.5%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	24 10.5%	7 3.1%	31 13.6%
Oaxaca	2 0.9%	3 1.3%	5 2.2%	8 3.5%	6 2.6%	14 6.1%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	10 4.4%	9 3.9%	19 8-3
Querétaro	3 1.3%	1 0.4%	4 1.8%	11 4.8%	4 1.8%	15 6.6%	1 0.4%	1 0.4%	2 0.9%	15 6.6%	6 2.6%	21 9.2
Sonora	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	0 0.0%	4 1.8%	5 2.2%	9 3.9%	4 1.8%	5 2.2%	9 3.9
Tabasco	0 0.0%	5 2.2%	5 2.2%	1 0.4%	14 6.1%	15 6-6%	1 0.4%	2 0.9%	3 1.3%	2 0.9%	21 9.2%	23 10.1%
Veracruz	2 0.9%	0 0.0%	2 0.9%	5 2.2%	2 0.9%	7 3.1%	10 4.4%	17 7.5%	27 11.8%	17 7.5%	19 8.3%	36 15.8
Yucatán	6 2.6%	1 0.4%	7 3.1%	14 6.1%	14 6.1%	28 12.3%	0 0.0%	4 1.8%	4 1.8%	20 8.8%	19 8.3%	39 17.1%
Total	23 10.1%	18 7.9%	41 18.0%	70 30.7%	66 28.9%	136 59.6%	18 7.9%	33 14.5%	51 22.4%	111 48.7%	117 51.3%	228 100.0%

En la siguiente sección se presentan los resultados más relevantes sobre la gestión del programa y sobre algunos rasgos socioeconómicos que influyen fuertemente en la aplicación y viabilidad del mismo; en ambos casos se buscó evaluar elementos que inciden en el cumplimiento de los objetivos del programa.

RASGOS RELEVANTES DEL PSA

Por razones de espacio, se realizó una selección de la información considerada sobresaliente, con énfasis en el análisis de indicadores de gestión y socioeconómicos. En el informe se reconoce la gran heterogeneidad ambiental y socioeconómica a lo largo y ancho del país; sin embargo, lo que aquí se presenta son las tendencias generales mediante los valores promedio de los indicadores utilizados (para mayor información, véase PUMA-UNAM, 2012).

INDICADORES INDIRECTOS

Del análisis de los indicadores calculados a partir de información indirecta (figura 3), se desprende que la demanda asociada al programa supera por mucho su capacidad de financiamiento, ya que del total de solicitudes recibidas, sólo fueron apoyadas el 16.2%. En términos de la superficie atendida, se asignaron recursos sólo al 27% de la superficie factible, mientras que del total de solicitudes recibidas y calificadas como viables por la misma Conafor, sólo la cuarta parte recibieron el apoyo. Esta situación deriva de la insuficiencia de recursos; por la forma en que el programa es financiado, sólo hace uso de una partida del presupuesto público; al no incorporar un pago de los usuarios directos de los servicios ambientales, provoca una clara limitación para su crecimiento. No obstante, existen algunas iniciativas en este sentido, apoyadas a través de los fondos concurrentes, para promover mecanismos locales de pago por servicios ambientales, mismas que pueden ser consideradas como experiencias en desarrollo.

Dentro de las zonas prioritarias de Conafor, se ubicó el 99% de los proyectos apoyados y 46.5% de ellos se encuentran en los mu-

FIGURA 3
Indicadores propuestos por Conafor calculados a partir
de información indirecta del PSA-2010

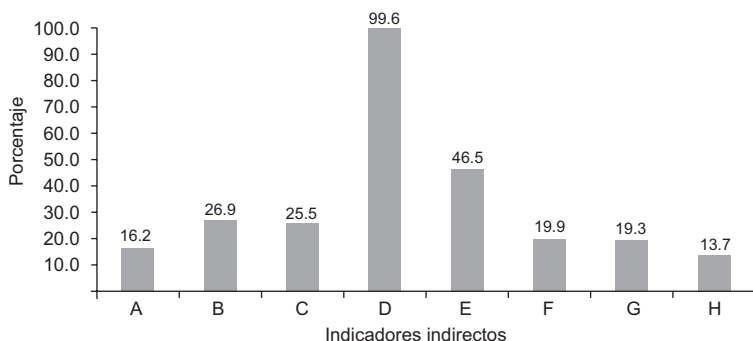
Atención a la demanda de población indígena
Atención a la demanda factible en superficie
Atención a municipios con mayoría indígena
Atención a la demanda
Atención a población de la tercera edad
Eficiencia del plazo del primer pago
Atención a la demanda de mujeres
Atención a municipios prioritarios de Sedesol
Atención a población con capacidades diferentes
Atención a demanda de acuerdo con la viabilidad
Aplicación en áreas prioritarias
Atención a la demanda de población joven
Atención a los municipios de la estrategia 100×100

FUENTE: elaboración propia.

nicipios prioritarios para la Sedesol. Casi 20% de los apoyos se dieron en municipios con mayoría de población indígena y la atención a la demanda de la población indígena es de aproximadamente el 19%. Por su parte, la atención a la demanda de mujeres es de casi 14% (figura 4). La desigualdad de género que se expresa en este indicador se debe, sobre todo, a que su participación está limitada por la posesión legal de la tierra. Lo mismo ocurre con la población joven que no puede acceder al PSA, como se ha mencionado en otros trabajos (Corbera *et al.*, 2007; Merino-Pérez y Segura-Warnholtz, 2007; Pascual *et al.*, 2010; Pattayanka *et al.*, 2010).

FIGURA 4

Resumen de resultados de algunos indicadores indirectos del PSA-2010. A: Atención a la demanda; B: Atención a la demanda factible en superficie; C: Atención a la demanda de acuerdo con la viabilidad; D: Aplicación en áreas prioritarias; E: Atención a los municipios prioritarios de la Sedesol; F: Atención a los municipios con mayoría de población indígena; G: Atención a la demanda de población indígena; H: Atención a la demanda de mujeres



FUENTE: Elaboración propia.

INDICADORES DIRECTOS

A partir de la información de las encuestas, se obtuvo un diagnóstico general para cada tema y grupo de indicadores directos. La totalidad de los temas abordados en la evaluación se presenta en la figura 5. En este trabajo sólo se aborda una parte de ellos.

Participación en el PSA

La razón central para participar en el PSA es el acceso a los ingresos económicos que reciben los beneficiarios del programa, pues en la mayoría de los casos se trata de población con altos niveles de marginación social. Sin embargo, muchos de los beneficiarios también consideran que gracias al programa sus predios están mejor

FIGURA 5
Grupos de indicadores calculados a partir de las encuestas aplicadas
a beneficiarios del PSA-2010

Capacitación y asistencia técnica
Organización y participación social
Difusión institucional
Sostenibilidad del programa
Apropiación del programa
Calidad del agua
Participación PSA
Monitoreo institucional
Bienestar e impacto económico
Equidad
Organización ligada a la conservación
y manejo sustentable de recursos naturales

FUENTE: Elaboración propia.

conservados y así pueden mantener su patrimonio para las generaciones futuras. En otros casos se menciona que el tener sus tierras bajo la cobertura del programa les ha permitido conservar en sus predios, la vocación forestal y, así, desarrollar ciertas actividades productivas, como la siembra de café, la apicultura y la recolección de productos forestales no maderables.

En la mayoría de los casos en el programa se aprecia un beneficio directo y de corto alcance. En pocos casos los beneficiarios expresaron la idea de que la conservación de sus predios se traduce en beneficios extralocales. Por ejemplo, algunos de ellos mencionaron que se les pagaba para mantener la provisión de agua y oxígeno para las ciudades o para actividades productivas en otros sitios.

Apropiación del programa

Se encontraron fuertes retos en los procesos de apropiación del programa, dado que cerca de la mitad de los encuestados indicaron que tienen dificultades para comprender los requisitos del programa y que casi siempre se requiere la ayuda de un técnico para ingresar la solicitud y cumplir con ella. En diversas regiones la población beneficiaria es monolingüe o tiene dificultades para comprender bien el español, situación que se complica aún más frente al lenguaje técnico y el manejo de nuevos conceptos asociados a los procesos del programa. Muchas de las comunidades donde habitan los beneficiarios se encuentran aisladas, lo que constituye un obstáculo para que los visiten y les brinden información, mientras que para ellos es demasiado costoso acercarse a las cabeceras municipales.

Un aspecto importante para el desarrollo del PSA es si la población beneficiaria conoce el Programa de Mejores Prácticas de Manejo (PMPM), documento que especifica las actividades que se deben realizar en los predios incluidos en el PSA y que debe entregarse a la Conafor como requisito para el ingreso al programa. Se identificó que, por lo general, el PMPM se canaliza a través de las autoridades comunales y ejidales, y que su difusión entre el resto de los beneficiarios suele ser insuficiente. Por ello, la población beneficiaria interpreta las actividades del PMPM como un empleo temporal por el que reciben ingresos económicos, sin involucrarse en la filosofía del PSA.

Otro elemento que abona a esta situación, de acuerdo con los resultados, es que en muchos casos hay poco acercamiento de las gerencias estatales de la institución hacia los beneficiarios actuales y potenciales del programa, cuando parte fundamental de la participación es la difusión institucional. El riesgo es que se podría propiciar que el programa no se desarrollara bajo los criterios con los que fue concebido, como ya se ha visto en otros estudios locales (Corbera *et al.*, 2009). Todos estos elementos limitan la apropiación del programa por parte de la población beneficiaria.

Considerando que el impacto económico es bajo, parte de los beneficiarios participan porque saben que sus tierras no tienen condiciones favorables para otras actividades económicas o porque

el bosque es un legado familiar; si bien intervenir en el programa requiere trabajo, éste no es muy demandante. No obstante, los resultados de este estudio indican que más de la mitad de los beneficiarios han modificado su actual actividad económica por ingresar en el programa.

Finalmente, es necesario indicar que hay una comprensión incompleta, por parte de los beneficiarios, del concepto de servicios ambientales (SA) tal y como se plantea desde el programa. En la mayoría de los casos, el oxígeno y el agua son reconocidos como beneficios de la conservación de los bosques, pero no entendidos como provisión de servicios. En este sentido, el uso de lenguaje técnico suele ser un obstáculo para la comprensión de estos conceptos, tal y como lo reconocen los propios beneficiarios; lo anterior debería de considerarse en el diseño y en la puesta en práctica de este tipo de programas.

Capacitación y asistencia técnica

Los datos indican que el acompañamiento, la capacitación y la asesoría de la Conafor a los beneficiarios es insuficiente. Esto dificulta la comprensión de la relación entre las actividades que realizan en el bosque y los objetivos del programa. De los tres grupos encuestados, las autoridades son las que han tenido acceso a mayor capacitación que el resto de la comunidad. Sería deseable que se les enseñara a difundir esta capacitación al resto de los beneficiarios. Existe la demanda, por parte de los beneficiarios, de recibir mayor capacitación directa por parte de personal de la Conafor, o que un técnico comunitario, que se capacite junto con el de la Conafor, pueda llevar el conocimiento a su comunidad con el lenguaje y los términos adecuados, tomando en cuenta las necesidades y las características sociodemográficas locales, así como el tipo de interacción de la población con los SA de cada región.

Se detectó que en muchas ocasiones los asesores técnicos forestales que los beneficiarios contratan no cumplen con sus actividades.² Es recurrente que tengan gran cantidad de predios a su

² Los asesores técnicos forestales, aun cuando no dependen de la Conafor, se

cargo y que, en algunos casos, no los visiten más de dos veces al año por la lejanía. Se identificó un marcado desconocimiento de los beneficiarios sobre las responsabilidades de los técnicos, así como sobre la relación entre los beneficiarios y los asesores técnicos, ya que existe la concepción de éstos como una autoridad de la Conafor y no como un empleado de ellos, que tiene la responsabilidad de darles un servicio de asesoría y acompañamiento, entre otras labores. Buena parte de la población beneficiaria se queja de la falta de regulación y control que tienen ellos mismos o la institución sobre el desempeño de los técnicos. Poco más de la mitad de los beneficiarios indicaron tener alguna capacitación sobre servicios ambientales por parte del personal de la Conafor. En la mayoría de los casos, el conocimiento sobre las características y responsabilidades del programa es mínimo. Lo anterior tiene que ver con los procesos de difusión y capacitación, que no tienen suficiente cobertura y no se han adaptado a los contextos sociales específicos de cada región del país.

Difusión institucional

El personal de la Conafor en las gerencias de servicios ambientales suele estar rebasado por la cantidad de beneficiarios y predios a su cargo. Por otra parte, la difusión de la convocatoria es limitada, ya que esta labor recae sobre los técnicos, organizaciones no gubernamentales (ONG) o sobre los propios beneficiarios. Por ejemplo, menos del 20% de los encuestados expresaron estar participando del PSA por alguna iniciativa desarrollada por la Conafor.

Equidad

La participación de mujeres y jóvenes es muy reducida: 12.5 y 0.7%, respectivamente. Esto se debe, principalmente, a que el acceso al programa está vinculado con la tenencia de la tierra, la cual está

encuentran en un padrón avalado por la propia institución. En los hechos, en muchos casos no son los beneficiarios los que eligen al técnico a partir del padrón, sino viceversa, y es el técnico el que lleva a cabo la difusión y gestión del programa.

influida por una tradición patriarcal, por lo que en la mayoría de las comunidades la tenencia recae principalmente en los hombres; por lo tanto, promover la equidad resulta complejo.

La Conafor debería tomar en cuenta las normas y prácticas locales de organización social para generar mecanismos alternos de incorporación y participación de los sectores excluidos, a fin de propiciar condiciones de mayor equidad, tanto en el acceso al programa, como en la toma de decisiones. Es necesario considerar que diversos grupos dentro de las comunidades hacen uso de los recursos, tanto de bosques como de selvas, y que es común que las mujeres usen los recursos naturales de maneras diferentes a las de los hombres. Sería deseable incorporar las perspectivas de género, a través de vías alternativas al pago ligado a la tenencia de la tierra. En la actualidad, la Conafor ha empezado a abordar el tema de género y otros procesos de exclusión, aunque esto aún no se ve reflejado en la operación del programa.

Por otra parte, el propio programa puede estar favoreciendo o profundizando la estratificación social y la inequidad, pues el acceso al programa en los ejidos está condicionado a poseer más de 20 ha por persona. Lo anterior excluye a los sectores más pobres, que poseen predios de menor tamaño. En este sentido, el objetivo de reducir la pobreza no alcanza a las poblaciones más pobres. Este proceso de exclusión deriva de que los altos costos de transacción para estas pequeñas propiedades no permiten su incorporación al programa.

Bienestar e impacto económico

La percepción general del programa es que mejoró el bienestar familiar y contribuyó en alguna medida con el nivel de ingreso. Sin embargo, se sugiere que el pago se adecúe a los verdaderos costos de oportunidad, por lo menos a nivel regional. Este incremento en los ingresos económicos sería un primer paso hacia la reducción de la pobreza en la población beneficiaria, pues es necesario que los costos de oportunidad se compensen adecuadamente. De esta manera se reduce el riesgo de las tierras que están bajo fuertes presiones, como las que están en riesgo de ser convertidas en desarrollos inmobiliarios.

En general, la compensación es percibida por los beneficiarios como baja, justamente porque no se cubren los costos de oportunidad; sin embargo, los niveles de pobreza son tan elevados que no pueden rechazar un ingreso extra. Para los beneficiarios con tierras dentro de áreas naturales protegidas (ANP), el costo de oportunidad es variable en función de las restricciones que representan las ANP en el manejo de sus tierras. Si las tierras incluidas en el programa se encuentran en áreas de conservación estricta o en la zona núcleo (en el caso de ANP zonificadas), donde no se pueden realizar actividades económicas, la compensación es buena. En cambio, si se trata de uno de los únicos sitios en los que se puede producir, entonces el costo es demasiado alto y no se compensa.

Finalmente, es necesario considerar la extensión del núcleo agrario y el número de beneficiarios dueños de la tierra, con la idea de no generar atomización de los ingresos económicos que reciben. Esto se evidenció principalmente en la zona centro del país (Veracruz, Oaxaca, Estado de México y Querétaro), donde la extensión del núcleo agrario es reducida y los dueños de las tierras son muchos, por lo que se disminuye el impacto económico y social, mientras que en la zona norte del país una sola persona es dueña de grandes extensiones de tierra, por lo que el programa, si bien no cubre todas las necesidades de conservación del área, sí representa un buen apoyo en términos económicos.

Sostenibilidad del programa

Dados los objetivos del programa, éste está planteado a muy corto plazo (5 años),³ lo que genera una profunda incertidumbre para los beneficiarios. Además, es importante considerar que casi la mitad de ellos externaron la intención de cambiar el uso del suelo una vez que termine el programa. Lo cual es lógico, si se piensa en los altos niveles de marginación de estas comunidades y que no

³ Sólo en algunas entidades, como el Distrito Federal, se ha logrado renovar los apoyos por un segundo periodo de 5 años, pues esto depende de la cantidad de solicitudes y del presupuesto para atenderlas, por lo que se ha optado por cambiar a los beneficiarios para el siguiente periodo y así aumentar el número de predios que alguna vez han sido apoyados.

podrían conservar sin obtener un ingreso económico que les permita solventar estas actividades y su propio sustento. La renovación del apoyo no debe estar acotado a una temporalidad definida, de forma que los beneficiarios puedan planear a largo plazo el manejo de sus tierras, con la certidumbre de que, mientras se mantenga la cobertura vegetal y la provisión de SA, seguirán recibiendo la compensación. Sería importante generar mecanismos para asegurar la continuidad financiera del PSA, por ejemplo mediante el pago de los usuarios de los servicios. Es decir, que los consumidores de agua, además de pagar por el suministro, paguen lo correspondiente por los SA, lo que también requiere del trabajo para el fortalecimiento de la organización social de las comunidades involucradas. Por otra parte, es fundamental modificar el planteamiento del pago, de forma que no sea por provisión de servicios dirigidos a un mercado, sino como una compensación por prácticas adecuadas de manejo de los ecosistemas y por los beneficios que este manejo tiene para otros actores sociales.

Organización y participación social

La apropiación del programa y el cumplimiento de las actividades ligadas a la conservación se ven favorecidas con una mayor organización social. En algunas comunidades donde dicha organización era incipiente, el programa ha ayudado a promoverla por medio de la formación de grupos de trabajo ligados a éste (comités de agua). Entre los propietarios privados, en cambio, el programa no ha fomentado ningún tipo de organización. Sería conveniente promover el apoyo entre predios vecinos y la realización de actividades conjuntas de conservación. La cohesión social es un elemento fundamental en el desarrollo de las actividades de conservación del programa, por lo que su desarrollo debe ser promovido por éste.

Organización social para el manejo sostenible de recursos naturales

En algunas de las comunidades visitadas ya existían grupos organizados para resolver necesidades básicas. Es a partir de esta or-

ganización que el PSA puede encontrar un espacio para el desarrollo de sus actividades. La Conafor podría fomentar la organización para el manejo de los SA a largo plazo, propiciando sinergias con otros programas de manejo sustentable de recursos, prácticamente ausentes en la mayoría de las comunidades encuestadas.

CONSIDERACIONES FINALES

Este estudio sobre el funcionamiento del PSA en la gestión 2010 permitió mostrar los siguientes elementos de diagnóstico:

- La mayor parte de la población beneficiaria no comprende en forma clara los derechos, obligaciones y conceptos del PSA, pues la difusión y capacitación se limita a las autoridades de ejidos y comunidades, y se utiliza lenguaje técnico, sin tomar en consideración el contexto sociocultural en el que se desarrollan. Por lo tanto, es necesario que la Conafor busque diseñar métodos y técnicas para transmitir el PSA tomando en cuenta aspectos culturales y sociales.
- En la práctica, el quehacer de los técnicos es un elemento central del funcionamiento del PSA. Al trabajar como profesionistas independientes, existe poca regulación por parte de la Conafor y de la misma comunidad sobre su actuación, así como sobre el cumplimiento de sus obligaciones. Lo que se observó es que los técnicos en muchos casos no cumplen adecuadamente con su trabajo, pues su labor de acompañamiento es mínima y el acercamiento con la comunidad para desarrollar el programa es muy deficiente. En este sentido, los beneficiarios tienen poco conocimiento sobre sus derechos con respecto a la actuación del técnico. Se sugiere, por lo tanto, desarrollar algún mecanismo para dotar de mayor capacidad de control a las comunidades sobre el desempeño del técnico o capacitar a los propios beneficiarios para que se cuente con técnicos comunitarios que puedan, ya sea hacerse cargo de todo el PSA en su comunidad, o tener mayores elementos para supervisar al técnico.
- En cuanto a la equidad de género, en pocos casos se pudo

entrevistar a mujeres beneficiarias del PSA. La mayor parte de estas entrevistas revela un bajo nivel de acercamiento al programa. Sería deseable incorporar mecanismos de participación que permitan integrar la perspectiva de las mujeres y del uso que le dan a los recursos.

- En términos de la integración de jóvenes al programa, si bien la estructura agraria no permite que los jóvenes sean beneficiarios, muchas veces ellos se incorporan a las labores de conservación ayudando a sus padres y a la comunidad. Esto puede tener consecuencias positivas en términos de la relación de la población con el bosque. El programa podría generar mecanismos que refuercen la participación de los jóvenes en el programa, que no estén ligados a la tenencia de la tierra.
- Bajo las circunstancias actuales, la continuidad del programa a largo plazo es improbable o está en riesgo. La perspectiva de una parte importante de los beneficiarios es que al término del programa, las tierras se utilicen para la ganadería y la agricultura (cambio de uso de suelo al terminar el pago). Por ello, es necesario generar mecanismos de desarrollo limpio que posibiliten interactuar con un mercado que permita vender SA y que los verdaderos beneficiarios de dichos servicios paguen por su consumo.
- En casi todos los casos, el PSA promovió o fortaleció la organización de grupos de vigilancia y combate de incendios, lo que en muchos sitios dio paso a una mejor organización interna. Esta organización ejidal y comunal determina, en gran medida, el éxito del programa. Una buena organización conlleva a la creación de grupos de cuidado del bosque y a la inversión en obras comunitarias, como centros de salud, casas ejidales, transporte, fondos de salud y de muerte, entre otros (por ejemplo, Sisal, Yucatán y San Miguel Tiltepec, Oaxaca), así como un mayor control de la relación que establecen con los técnicos y con la Conafor.
- Por último, es importante mencionar que México es un país megadiverso y pluricultural que presenta una gran heterogeneidad. Un PSA con objetivos múltiples, como la conservación de la biodiversidad, el combate a la pobreza, la pro-

moción de la organización social y la equidad, enfrenta numerosas limitaciones para ser aplicado de igual manera en todas las regiones del país y lograr sus objetivos.

Agradecimientos

Agradecemos a las autoridades de ejidos y comunidades agrarias, así como a las asociaciones y a los propietarios privados por responder las encuestas y compartir con el equipo técnico sus experiencias, problemas, inquietudes y logros en relación con la conservación y el manejo de sus bosques. A los funcionarios de las gerencias estatales de la Conafor, por su paciencia y disposición para transmitirnos su experiencia y contactarnos con los beneficiarios. A las investigadoras Luisa Paré y Leticia Merino, del Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM, por las discusiones enriquecedoras en los talleres que alimentaron y complementaron las ideas contenidas en este documento. Al Programa Universitario de Medio Ambiente (PUMA, UNAM) por el apoyo logístico y su integración en las discusiones. A la maestra Adriana Saldaña, funcionaria de la Conafor, por su revisión del manuscrito y sus valiosos comentarios; y a la maestra Verónica Aguilar Zamora por la elaboración de la figura 2.

BIBLIOGRAFÍA

- Alix-Garcia, J.M., E.N. Shapiro y K.R.E. Sims (2010), *The Environmental Effectiveness of Payments for Ecosystem Services in Mexico: Preliminary lessons for REDD*, Madison, Draft paper, Department of Agriculture and Applied Economic-University of Wisconsin.
- Chambers, R. y G.R. Conway (1991), "Sustainable Rural Livelihoods: Practical Concepts for the 21st century", *IDS Discussion paper 296*, Institute of Development Studies, 21 de mayo, 2010 <<http://opendocs.ids.ac.uk/opendocs/bitstream/handle/123456789/775/Dp296.pdf>>.
- Cochran, W. (1980), *Técnicas de muestreo*, México, CECSA.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) (2004), del metadato 30-04-2009.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor) (2011), "El pago por servicios am-

- bientales como instrumento de conservación”, Congreso Internacional Pago por Servicios Ambientales <http://qacontent.edomex.gob.mx/congresopsa/documentos/conferencias_magistrales/groups/public/documents/edomex_archivo/congresopsa_pdf_nacionalpsa.pdf>.
- Corbera, E., N. Kosoy y M. Martínez-Tuna (2007), “Equity Implications of Marketing Ecosystem Services in Protected Areas and Rural Communities: Case studies from Meso-America”, *Global Environmental Change*, núm. 17, pp. 365-380.
- Corbera, S., C. González-Soberanis y K. Brown (2009), “Institutional Dimensions of Payments for Ecosystem Services: An Analysis of Mexico’s Carbon Forestry Programme”, *Ecological Economics*, núm. 68, pp. 743-761.
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (2013), “Reglas de operación del Programa Nacional Forestal 2013”, Secretaría de Gobernación.
- DIFD (1999), *Sustainable Livelihoods Guidance Sheets, Guidance Sheets 1-7*, Department for International Development (DFID) <<http://www.ennonline.net/resources/667>>.
- Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder (2008), “Designing Payments for Environmental Services in Theory and Practice: an Overview of the Issues”, *Ecological Economics*, núm. 65, pp. 663-674.
- Gómez-Baggethun, E., R. De Groot, P.L. Lomas y C. Montes (2010), “The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payments Schemes”, *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1209-1218.
- Kosoy, N., E. Corbera E. y K. Brown (2008), “Participation in Payments for Ecosystem Services: Case Studies from the Lacandon Rainforest, Mexico”, *Geoforum*, núm. 39, pp. 2073-2083.
- Landell-Mills, N. e 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*, Londres, Instruments for Sustainable Private Sector Forestry. International Institute for Environment and Development (IIED).
- Merino-Pérez, L. y G. Segura-Warnholtz G. (2007), “Las políticas forestales y de conservación y sus impactos en las comunidades forestales en México”, en D. Bray, L. Merino y D. Barry (eds.). *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*, México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Instituto Nacional de Ecología/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible/Instituto de Geografía-UNAM/Florida International Institute, pp. 77-98.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J.M. Bulás, J.M. Torres y J. Braña J. (2006), *Pago por los servicios hidrológicos en México*, en S. Pagiola, J. Bishop y N. Landell-Mills (eds.), *La venta de servicios ambientales forestales*, Mé-

- xico, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, cap. 7.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J.M. Bulás, J.M. Torres y J. Braña (2008), "Paying for the Hydrological Services of Mexico's Forest: Analysis, Negotiations and Results", *Ecological Economics*, pp. 725-736.
- Pagiola, S., A. Arcenas y G. Platais G. (2005), "Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and Evidence to Date from Latin America", *World Development*, vol. 33, núm. 2, pp. 237-253.
- Pascual, U., R. Muradian, L.C. Rodríguez, A. Duraiappah (2010), "Exploring the Links Between Equity and Efficiency in Payments for Environmental Services: A Conceptual Approach", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1237-1244.
- Pattayanka, S.K., S. Wunder y P.J. Ferraro (2010), "Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?", *Review of Environmental Economics and Policy*, núm. 4, pp. 254-274.
- Perevotchikova, M. y A. Vázquez (2010), *Programa de pago por servicios ambientales hidrológicos en México y el suelo de conservación del Distrito Federal*, X Reunión Nacional de Investigación Demográfica en México: Escenarios Demográficos y Política de Población en el siglo XXI.
- Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad-Gobierno del Distrito Federal (PUEC-GDF) (2008), *Plan maestro de manejo integral y aprovechamiento sustentable de la cuenca del Río Magdalena del Distrito Federal*, en M. Perló, A. González e I. Zamora (coords.), México, Universidad Nacional Autónoma de México/Secretaría del Medio Ambiente/Gobierno del Distrito Federal.
- Programa Universitario de Medio Ambiente (PUMA-UNAM) (2012), *Evaluación complementaria del ejercicio de los programas Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos S-110 y Pago por Servicios Ambientales Derivados de la Biodiversidad S-136*. Ejercicio fiscal 2010, México, Informe Técnico Final.
- Rolón-Sánchez, J.E., I. Salas-Boucher e I. Islas-Cortés (2011), "The Mexican PES Programme: Targeting for Higher Efficiency in Environmental Protection and Poverty Alleviation", en B. Rapidel, F. de Clerck, J.F. Le Coq y J. Beer (eds.), *Ecosystem Services from Agriculture and Agroforestry: Measurement and Payment*, Londres, Earthscan, pp. 289-304.
- Von Bertalanffy, L. (1968), *Teoría general de sistemas*, México, Fondo de Cultura Económica.

PARTE III

CASOS DE ESTUDIO DE PROGRAMAS DE COMPENSACIÓN

CONSERVACIÓN DE SERVICIOS AMBIENTALES HIDROLÓGICOS Y ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS EN LA ZONA METROPOLITANA DE MONTERREY

*Gabriela de la Mora de la Mora**

INTRODUCCIÓN

En los últimos diez años el número de proyectos de compensación por servicios ambientales implementados a nivel mundial ha crecido exponencialmente. Hasta 2012 se habían puesto en marcha más de 205 programas de conservación de cuencas hidrológicas y otros 73 estaban en desarrollo a nivel global. El valor total de esas transacciones se calculó en 8 170 millones de dólares, protegiendo más de 195 millones de hectáreas a nivel mundial con este tipo de esquemas de conservación (Bennett *et al.*, 2012: i).

Aunque la estructura y el funcionamiento de los proyectos de compensación por servicios ambientales es heterogénea en función de la región y el contexto sociopolítico en el que éstos surgen, resulta interesante analizar la conformación de redes de colaboración entre los principales actores sociales vinculados con la conservación de los recursos naturales y los servicios ambientales hidrológicos. Este análisis busca comprender las interacciones que llevan a cabo actores sociales clave a nivel regional, relacionados con los procesos de conservación de los ecosistemas naturales en su interacción con los ambientes urbanos, pues el desarrollo urbano tiende a modificar el hábitat natural, en muchas ocasiones fragmentando o degradando los ecosistemas (Alberti y Marzluf, 2004: 241).

* Investigadora, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: gabrieladelamora@gmail.com.

En este ensayo identificamos de manera general los siguientes procesos: 1) las dinámicas de interacción entre diversos actores sociales en el marco de la gestión de algunas áreas naturales protegidas (ANP) localizadas en la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) y su periferia; 2) algunos resultados que estas interacciones están teniendo en las dinámicas de gobernanza local. La gobernanza nos refiere a los medios que permiten direccionar y coordinar acciones para la consecución de objetivos, individuales u organizacionales. En este contexto, la colaboración entre actores sociales y políticos juega un papel fundamental, considerando que se trata de las actividades que de manera conjunta llevan a cabo dos o más organizaciones con la intención de crear bienes y valores públicos—mediante el trabajo conjunto (Imperial, 2005: 282).

A continuación analizamos brevemente algunos elementos teóricos que nos permitirán explicar las implicaciones que tienen las relaciones sociales en la gestión de las áreas naturales protegidas y la conservación de los servicios ambientales hidrológicos en la ZMM.

ESBOZO TEÓRICO PARA EL ANÁLISIS DE LAS INTERACCIONES SOCIALES EN LOS PROCESOS DE CONSERVACIÓN

El análisis de las redes sociales ha sido utilizado desde principios del siglo XX por distintas disciplinas de las ciencias sociales y de las ciencias de la salud. Su origen se ha ubicado en la década de 1930 con el desarrollo de la teoría del átomo social de Jacob Levi Moreno, quien buscaba comprender al individuo como parte de una cadena de interacciones que lo vincula con otros individuos, el entorno y diversas estructuras sociales. Estos elementos son constituyentes básicos en las dinámicas sociales e indisociables de las acciones que llevan a cabo las personas. Por su parte, el antropólogo John Barnes fue quien utilizó por primera vez el término *red social* para describir las relaciones establecidas entre pescadores de un poblado noruego (Mena, 2012: 30; Fasano, 2010: 44); y desde la psicología, Elizabeth Bott analizó las redes sociales familiares en el Reino Unido, señalando su relevancia en la constitución familiar, su estructura y características (Fasano, 2010: 44).

Una red social consiste en: 1) una población de actores, que pueden ser entidades sociales en cualquier nivel de agregación (personas u otros organismos individuales o colectividades como unidades familiares, organizaciones o países) (Faust, 2002: 5) que mantienen por lo menos una relación medible y definida para cada par de actores, y 2) las relaciones, que se refieren a cualquier acción, actividad, transacción, obligación, sentimiento u otro tipo de conexión entre pares o entre subgrupos de actores (Faust, 2002: 5).

Las redes se representan gráficamente por medio de nodos y líneas, que en conjunto constituyen la *estructura de la red social* (Mena, 2012: 30; Hanneman, 2000: 6). Los nodos son los actores sociales que interactúan en un espacio y tiempo. En el presente análisis, se considera a los encargados de la toma de decisiones en materia de conservación de las áreas naturales protegidas y la gestión de proyectos de servicios ambientales hidrológicos en la ZMM; entre ellos se incluyen actores gubernamentales (de los distintos órdenes de gobierno: federal, estatal y municipal), actores no gubernamentales, iniciativa privada y organizaciones de la sociedad civil, a las que directa o indirectamente y formal e informalmente les conciernen estos temas en la región de estudio.

La densidad¹ en las redes sociales puede proporcionar información respecto a la difusión de la información entre los actores participantes. A medida que aumenta la densidad de las instituciones sociales, la posibilidad de interacción entre dos o más instituciones se incrementa (Young, 2002: 263).

Las relaciones sociales vistas a través de redes son relevantes en el contexto de la gobernanza porque evidencian el flujo e intercambio de información y conocimientos entre los sujetos involucrados (Mena, 2012: 30), por lo tanto, también nos refieren a formas de colaboración que formal o informalmente se establecen entre ellos para la solución de problemas específicos. Las acciones colaborativas pueden ser concebidas como parte de los sistemas de redes, establecidos entre actores interdependientes, que pueden gozar de una relativa estabilidad estructural (Imperial, 2005: 282, 285-286).

¹ La densidad describe de manera general el vínculo que existe entre los actores, y visto desde una perspectiva gráfica, entre más nodos estén conectados entre sí, más densa será la gráfica y por lo tanto la red de relaciones (Scott, 2000: 6970).

Al relacionar las redes sociales con las formas de gobernanza es posible observar la estructura de autoridad existentes en las relaciones, es decir, si se trata de arreglos institucionales centralizados (unicéntricos) o descentralizados (policéntricos) (Ostrom *et al.*, 1993: 177-178). La presencia o ausencia de relaciones entre actores sociales en un contexto de gobernanza ambiental es clave, ya que implica la existencia o ausencia de captación, análisis, tratamiento, difusión y utilización sistemática de información, indispensable para la adecuada toma de decisiones y la solución de problemas (Goitia *et al.*, 2008, citado en Mena, 2012: 30).

METODOLOGÍA

Este trabajo es resultado del análisis conjunto de información documental y de la recolección de datos en campo. Entre 2011 y 2012 se llevaron a cabo entrevistas a actores clave: representantes y encargados de la gestión de las áreas naturales protegidas de Nuevo León (tanto federales como estatales),² encargados de la toma de decisiones en materia ambiental correspondientes a distintos órdenes de gobierno (federal, estatal y de ocho gobiernos municipales,³ donde se localizan las áreas naturales protegidas analizadas) y algunos representantes de la sociedad civil organizada, que participan en temas de conservación ambiental. Se utilizaron diversos formatos de entrevistas con preguntas semiestructuradas.

Posteriormente se sistematizó la información por medio de códigos (generados inductiva y deductivamente) que permitieron encontrar patrones de interacción que fueron graficados mediante el programa Ucinet. Se generaron diagramas, de los cuales sólo se incluye uno en esta versión por cuestiones de espacio, los que permitieron identificar la densidad, tendencias y vacíos en las relaciones y estructuras de esas redes. El 90% de las entrevistas se grabaron y 100% fueron transcritas con la finalidad de tener una mayor precisión en el análisis de datos.

² No se incluyen áreas naturales protegidas de carácter municipal porque no son representativas en la región.

³ Estos municipios son Apodaca, Escobedo, Guadalupe, Monterrey, Santa Catarina, San Nicolás, San Pedro y Santiago.

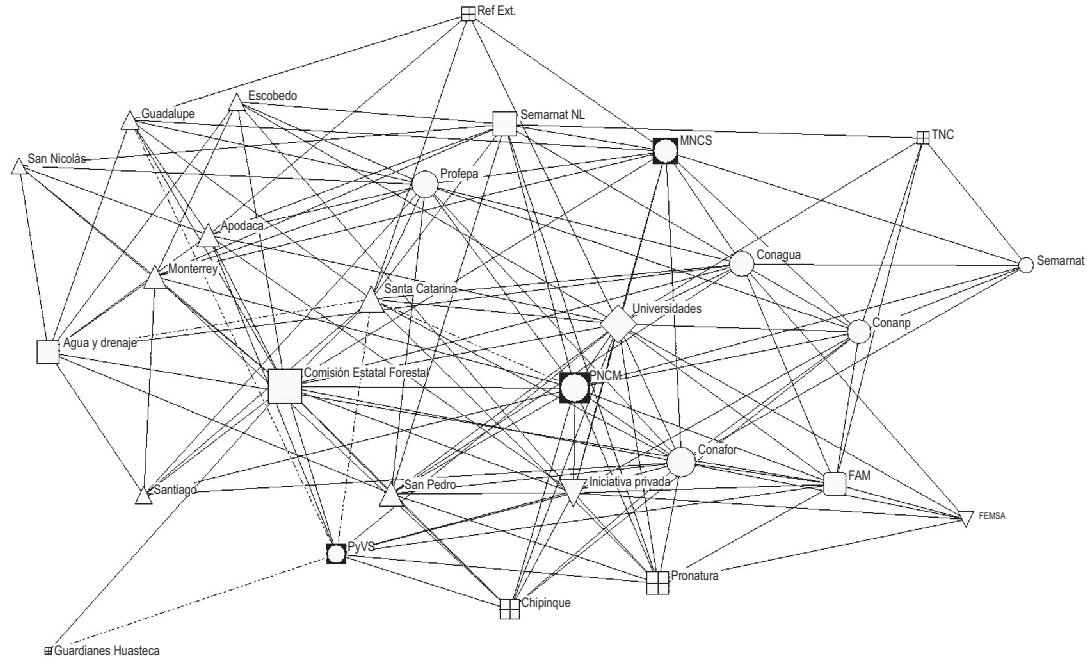
En el siguiente apartado analizamos las relaciones e interacciones más relevantes de actores sociales clave relacionados con la gestión y conservación de áreas naturales protegidas en la ZMM y su vínculo con el mantenimiento de servicios ambientales hidrológicos.

INTERACCIONES ENTRE ACTORES RELEVANTES EN LA ZMM

El establecimiento de redes de colaboración implica la cooperación de distintos actores sociales en la realización de acciones que contribuyen a la conservación de las áreas naturales protegidas localizadas en la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) y al mantenimiento de los servicios ambientales hidrológicos. En función de su participación y de las actividades de colaboración que llevan a cabo diversos actores sociales de la región, encontramos que para algunos, sus redes son más densas y diversificadas que para otros, lo que los ubica en una mayor jerarquía de interacción. En función de lo anterior, las tendencias en la jerarquía de los actores es la siguiente: en primer lugar, las instituciones académicas; en segundo lugar, el Consejo Estatal Forestal; en tercer lugar la Comisión Nacional Forestal; en cuarto lugar, las direcciones de las áreas protegidas de carácter federal y estatal, y en quinto lugar, las autoridades ambientales municipales. En el diagrama 1 se pueden apreciar gráficamente las relaciones que mantienen los actores mencionados y a continuación explicamos las características principales de esas interacciones.

Las instituciones académicas, especialmente la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) y el Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey (ITESM) son las instancias que interactúan prácticamente con todos los actores sociales involucrados en los temas de conservación, pues a partir de sus aportaciones científicas y técnicas contribuyen al logro de los objetivos y a la generación de estrategias conjuntas de actuación, así como a la formulación y diseño de políticas de intervención más efectivas, que involucran a los distintos actores encargados de la gestión de las ANP y la conservación de los servicios ambientales hidrológicos.

DIAGRAMA 1
Mapa de interacciones



FUENTE: Elaboración propia.

En segundo lugar se encuentra el Consejo Estatal Forestal, que es un órgano de consulta para las dependencias federales y estatales responsables de la administración del sector forestal. Este consejo funge como órgano de asesoría, supervisión, vigilancia, evaluación, concertación y seguimiento en la aplicación de criterios e instrumentos de política forestal y emisión de recomendaciones; además de la elaboración de planes, programas y normas (Art. 67, LDFSNL). Su actuación y participación ha sido fundamental en los procesos de toma de decisiones respecto al cambio de uso de suelo, que incluye superficies colindantes o dentro de las áreas naturales protegidas. Normativamente la Ley de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de Nuevo León (Capítulo Cuarto, Sección Única, Artículos 19-23, LDFSNL) establece que el consejo junto con otros actores coadyuvarán a la implementación de la política forestal y de cambio de uso de suelo en terrenos forestales y preferentemente forestales. Sus funciones son fortalecidas con las acciones de diversos actores relevantes en el tema de la conservación, a nivel regional y local, tales como los miembros de los consejos regionales y sus representaciones municipales, el ejecutivo del estado, el representante estatal de la Comisión Nacional Forestal, los productores sociales e industriales forestales del sector, las organizaciones civiles, especialistas académicos y toda persona moral o física reconocida en ese ámbito. En la práctica, la actuación de este Consejo ha permitido regular el crecimiento y la expansión urbana, ya que este consejo revisa y evalúa las solicitudes de cambio de uso de suelo, y a través de un comité técnico en el que participan distintos especialistas y actores involucrados en la toma de decisiones se determina si se autorizan o no esos cambios.

En tercer lugar, la Comisión Nacional Forestal (Conafor) al presidir la Secretaría Técnica del Consejo Estatal Forestal, ha establecido relaciones con diversas instancias del gobierno federal y estatal (como la Secretaría de Medio Ambiente, la Secretaría de Desarrollo Sustentable de Nuevo León), las autoridades de los gobiernos municipales, diversas organizaciones (como el Parque Ecológico Chipinque, Pronatura Reforestación Extrema, etc.), las autoridades de las ANP locales (el Parque Nacional Cumbres de Monterrey —PNCM—, el Monumento Natural Cerro

de la Silla —MNCS— y Parques y Vida Silvestre —PyVS—), además de mantener una estrecha relación con las universidades (UANL e ITESM).

La gestión de las áreas protegidas por parte de la federación está a cargo de los representantes de las respectivas direcciones dependientes de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), mientras que las áreas estatales son responsabilidad de Parques y Vida Silvestre (PyVS), que es un organismo descentralizado de participación ciudadana de la administración Pública del Estado de Nuevo León, con personalidad jurídica, patrimonio propio y autonomía técnica y de gestión. La superficie de las áreas naturales bajo protección tanto del gobierno del estado como del gobierno federal en Nuevo León es de casi 519 000 hectáreas; 49% de esa superficie se localiza en once municipios de la Zona Metropolitana de Monterrey⁴ en los que se asienta 86% (3 989 962) del total de la población de la entidad (INEGI, 2010). En la ZMM se localizan doce áreas naturales protegidas, diez de las cuales están bajo resguardo del gobierno del estado, siete de ellas son *zonas sujetas a conservación ecológica*⁵ y tres son *parques urbanos*.⁶ Asimismo, dos áreas protegidas se encuentran bajo resguardo de la federación, las cuales son muy representativas y parte fundamental de la identidad de la región, se trata del Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), el parque más extenso del país, y del Monumento Natural Cerro de la Silla (MNCS).

Las autoridades del PNCM se han encargado de establecer redes de colaboración amplias y diversificadas al vincularse estrechamente con organismos gubernamentales del orden federal (Semarnat, Conafor, Conagua y Profepa); a nivel estatal participan activamente en el Consejo Estatal Forestal y colaboran con los municipios de Monterrey, Santa Catarina, San Pedro y Santiago, así como con el Parque Ecológico Chipinque y la organización no gubernamental Pronatura, entre otras.

⁴ Apocada, Cadereyta, Escobedo, García, Guadalupe, Juárez, Monterrey, Santa Catarina, San Nicolás, San Pedro Garza García y Santiago.

⁵ Sierra Corral de los Bandidos, Cerro de la Mota, Sierra Las Mitras, Sierra El Fraile y San Miguel, Cerro El Topo, Sierra Cerro de la Silla y Cerro Picachos.

⁶ Cerro del Obispado, Parque Lineal —Río Santa Catarina— y Parque Ecológico La Pastora.

En el caso del MNCS, la dirección de esta ANP interactúa con diversas dependencias del gobierno federal relacionadas con temas ambientales (Semarnat, Conafor, Conanp, Profepa y Conagua) del gobierno estatal (Secretaría de Desarrollo Sustentable de Nuevo León y Consejo Estatal Forestal), de los gobiernos municipales donde se localiza el monumento, es decir, Guadalupe y Monterrey, y en menor medida con Juárez, así como con organizaciones de la sociedad civil (Reforestación Extrema), universidades e iniciativa privada.

Por su parte, Parques y Vida Silvestre se encarga de la gestión de las áreas protegidas en el estado de Nuevo León incluyendo aquellas que se localizan en la ZMM. La red de relaciones de esta instancia es menos diversificada que las anteriores, puesto que sobre todo interactúa con la Conafor y el Consejo Estatal Forestal. Mantiene poca relación con el sector de áreas protegidas federales y los gobiernos municipales, y aunque no es atribución de estos últimos dar mantenimiento a esas áreas protegidas, su cooperación en la vigilancia podría contribuir al mantenimiento de las zonas bajo protección del gobierno del Estado. Por otro lado, se relaciona con organizaciones como el Parque Ecológico Chipinque y Pronatura. Específicamente a raíz de los efectos que tuvo el paso del huracán Alex por la ciudad,⁷ autoridades municipales de Santa Catarina y la organización Guardianes de la Huasteca reportaron la falta de cooperación por parte de las autoridades estatales encargadas de la gestión de las áreas protegidas localizadas en ese municipio.

En términos generales podemos decir que las direcciones federales de las áreas naturales protegidas en Monterrey tienen una centralidad mayor, además, sus redes de relaciones están más diversificadas que las de los encargados de la gestión de las áreas naturales protegidas en Nuevo León. Particularmente, el PNCM es el que ocupa la mayor centralidad y tiene una red más amplia de

⁷ En junio de 2010 el huracán Alex azotó el noreste de México, afectando a la ciudad de Monterrey, como consecuencia del desbordamiento del río Santa Catarina y de varios de sus afluentes. Este suceso produjo cambios repentinos en la vida y estructura de la ciudad, causando importantes pérdidas económicas, además de problemas políticos y sociales a nivel local, sobre todo por la demanda de apoyo entre las autoridades de los distintos órdenes de gobierno para solucionar los problemas surgidos a raíz de esa contingencia.

relaciones al estar vinculada con los órdenes de gobierno federal, estatal y municipal, así como con organizaciones de la sociedad civil, iniciativa privada y universidades.

En cuanto a la política de conservación y mantenimiento de servicios ambientales hidrológicos y su vínculo con las ANP, la dirección del PNCM participa desde 2003 en el programa de Pago por Servicios Ambientales de la Conafor. Asimismo, las autoridades han tomado parte activa en las acciones que contribuyen a la conservación de los servicios ambientales hidrológicos a través de la iniciativa del Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey (FAMM), al que recientemente se integró PyVS. En este fondo participan diversos actores locales, tanto el gobierno estatal como el federal, así como de la iniciativa privada, con la finalidad de crear un fideicomiso que contribuya a la conservación de los servicios ambientales hidrológicos a través del mantenimiento y restauración de zonas forestales prioritarias localizadas en la cuenca del río San Juan. Se ha puesto especial énfasis en algunas zonas del PNCM dada la relevancia que estas tienen para la provisión de aguas en la ciudad de Monterrey y por esa misma razón se busca incorporar algunas áreas protegidas por el gobierno del Estado que se localizan en la ZMM, las cuales aún están por definirse.

Respecto a la participación de otros órdenes de gobierno en las actividades de conservación, la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) establece algunas facultades de los gobiernos de los estados respecto a la conservación de las áreas naturales protegidas; específicamente en su artículo 7, fracción V, menciona que éstos pueden establecer, regular, administrar y vigilar las áreas naturales protegidas previstas en la legislación local, y estas actividades se deberán llevar a cabo con la participación de los gobiernos municipales. El artículo 8 fracción II especifica que corresponde a los municipios la aplicación de los instrumentos de política ambiental previstos en las leyes locales en la materia, así como la preservación y restauración del equilibrio ecológico y la protección al ambiente en bienes y zonas de jurisdicción municipal, en las materias que no estén expresamente atribuidas a la federación o a los estados. En ese mismo artículo, fracción V, se establece que los municipios pueden crear y administrar zonas de preservación ecológica de los centros de población, parques

urbanos, jardines públicos y áreas análogas previstas por la legislación local.

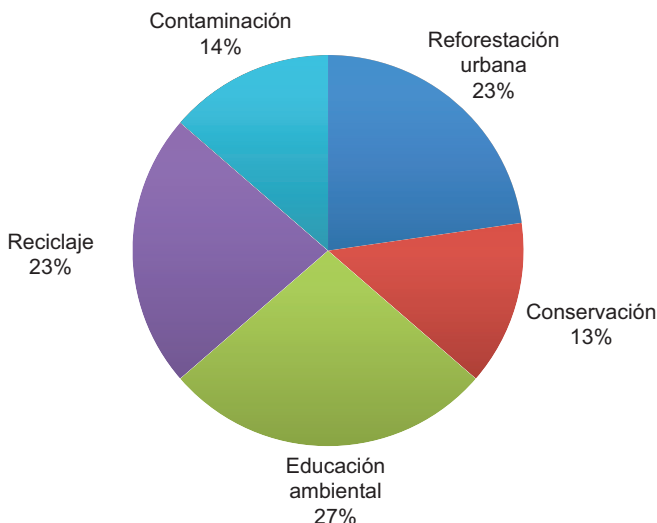
Pese a que es un mandato legal para los gobiernos municipales, en términos generales en los municipios analizados la conservación de las ANP no ocupa un lugar prioritario en sus agendas, salvo en el caso de Santa Catarina, donde las autoridades crearon el Programa de Guarda Ecológico en 2010 con el propósito de proteger los recursos naturales y la integridad del PNCM que se localiza en ese municipio. La figura de guarda ecológico no tiene sustento legal a nivel municipal, lo que puede representar dificultades en la coordinación con autoridades municipales y otros órdenes de gobierno para la realización de las actividades de vigilancia y protección del parque; así como para lograr su permanencia en las siguientes administraciones municipales. Sin embargo, las acciones de colaboración no se han detenido, ya que desde 2010 se refrendan anualmente convenios entre las autoridades del parque y el gobierno municipal de Santa Catarina, a fin de coadyuvar en las actividades de vigilancia dentro del parque nacional.

Los principales temas ambientales que atienden las autoridades de los municipios de la ZMM analizados son: la educación ambiental en escuelas y empresas (27%); las campañas de reciclaje de materiales (23%); la arborización y la reforestación urbana (23%); la contaminación atmosférica, de suelo y agua (14%); y la conservación de flora y fauna (13%). En la gráfica 1 se puede observar la relevancia relativa de cada uno de estos temas entre las autoridades municipales entrevistadas.

Como se aprecia en la gráfica, el tema de la conservación ocupa el último lugar entre las preocupaciones de las autoridades municipales ambientales. Sin embargo, reconocen que para lograr el mantenimiento y protección de las áreas naturales protegidas se requiere más vigilancia y el establecimiento de convenios de colaboración con distintos órdenes de gobierno e instancias gubernamentales que ayuden a limitar el crecimiento y la expansión urbanas, así como los usos del territorio no sustentables.

La vecindad geográfica es un aspecto clave en el establecimiento de relaciones entre los encargados de los temas ambientales en los municipios analizados. En el caso de Monterrey, este municipio ocupa la mayor centralidad al relacionarse con sus homólogos de

GRÁFICA 1
Temas de la agenda municipal



FUENTE: Elaboración propia.

los municipios de Santiago, San Nicolás y Escobedo. La segunda jerarquía la ocupan municipios que se relacionan con dos municipios, éstos son: Apodaca, que se relaciona con Guadalupe y San Nicolás; Santiago, con Santa Catarina y Monterrey; y San Nicolás, con Monterrey y Apodaca. La tercera jerarquía la ocupan los municipios que se relacionan con un solo municipio, éstos son: Guadalupe que se relaciona con Apodaca; Santa Catarina, con Santiago, y Escobedo, con Monterrey. La cuarta posición la ocupa San Pedro Garza García, donde las autoridades encargadas de los temas ambientales no reportaron tener relaciones intermunicipales, aunque sí se vinculan con otras instancias gubernamentales de los órdenes federal y estatal, como Semarnat, Conafor, Conagua, el PNCM; además de otros actores locales como el Parque Ecológico Chipinque, la iniciativa privada y las universidades.

COMENTARIOS FINALES

Aunque las interacciones analizadas en el presente reflejan lo que sucede en un tiempo y espacio particulares es posible observar algunas tendencias. Las dinámicas de interacción y colaboración entre actores sociales y políticos en el marco de la gestión de las ANP y la conservación de los servicios ambientales hidrológicos en la ZMM, presentan características específicas en las que un grupo de actores sociales son los que mayormente interactúan entre sí. Las instancias federales presentan mayor densidad en sus relaciones que las estatales y municipales. Particularmente en estas últimas la interacción entre los municipios se establece sobre todo a partir de la vecindad geográfica.

Especialmente las autoridades federales encargadas de gestionar las áreas naturales protegidas son las que presentan mayor integración con distintos actores sociopolíticos regionales. Asimismo, las relaciones formales que se han construido con organismos gubernamentales y no gubernamentales contribuyen a la conservación y gestión de esas áreas. Esos vínculos son directos. Tanto el PNCM como el MNCS son zonas altamente representativas del paisaje local y nacional, y símbolo de la identidad de la ciudad. Además, poseen un gran valor ecológico por la producción de diversos servicios ambientales como: conservación del paisaje, biodiversidad, captura de carbono, pero principalmente por los servicios ambientales hidrológicos y por su importancia para la retención de sedimentos, que como se experimentó en 2010 con el huracán Alex, coloca en un estado de vulnerabilidad a ciertas zonas de la ciudad.

Para las autoridades municipales encargadas de los temas ambientales o ecológicos, la conservación ocupa un lugar secundario, ya que centran sus acciones en actividades relacionadas con la educación ambiental; la conservación de estas áreas es un tema marginal para esas autoridades y el mantenimiento de los servicios ambientales no se contempla en su agenda. Las autoridades municipales que manifiestan mayor interés en la conservación de las áreas naturales protegidas son las que sufrieron con las inundaciones y deslaves provocados por el huracán Alex, especialmente los municipios de Santa Catarina, San Pedro, Monterrey y Santiago.

Por otro lado, el FAMM (que recientemente se puso en marcha de manera oficial) ha logrado establecer alianzas y vínculos estratégicos entre actores clave gubernamentales y no gubernamentales que trabajan temas de conservación y manejo de cuencas, incluyendo al sector científico y académico. La consolidación de este grupo como un organismo formal y plural, seguramente ayudará a la conformación de redes de intercambio de información, aprendizaje y formulación de políticas públicas transversales, que favorezcan la toma de decisiones respecto a la conservación de las áreas naturales protegidas y el mantenimiento de los servicios ambientales hidrológicos, así como a la integración de la sociedad de la ZMM a este tipo de iniciativas en esa zona.

Fomentar las relaciones intermunicipales entre organismos especializados, al menos en los temas ambientales (por ejemplo entre los sectores hídrico, forestal y de conservación), y con instancias homólogas del gobierno estatal y federal, así como con organizaciones de la sociedad civil y organismos empresariales, podría contribuir a la construcción y consolidación de un esquema de gobernanza integrado territorialmente que fomente la protección de los ecosistemas naturales localizados cerca o dentro de las zonas urbanas. En ese sentido, el Consejo Estatal Forestal y el Fondo de Agua Metropolitano han logrado conjuntar la experiencia y participación de diversos agentes sociales y políticos locales que no sólo pertenecen al sector ambiental, pues en ellos participan en la toma de decisiones múltiples actores tanto del sector productivo e industrial, como del sector inmobiliario y científico, entre otros. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos materializados por estos organismos, aún falta integrar las preocupaciones ambientales y de conservación con las actividades de gestión y planeación urbana desde una perspectiva más amplia.

BIBLIOGRAFÍA

- Alberti, Marina, John M. Marzluff (2004), "Ecological Resilience in Urban Ecosystems: Linking Urban Patterns to Human and Ecological Functions", *Urban Ecosystems*, núm. 7, pp. 241-265.
- Bennett, Genevieve, N. Carroll y K. Hamilton (2012), *Charting New Waters:*

- State of Watershed Payments 2012*, Washington, Forest Trends <<http://www.ecosystemmarketplace.com/reports/sowp2012>>.
- Fasano, Liliana (2010), *Tejiendo redes: el papel de las redes sociales en la salud y el bienestar*, Buenos Aires, Gran Aldea Editores.
- Faust, Katherine (2002), "Las redes en las ciencias sociales y del comportamiento", en J.G. Mendieta y S. Schmidt (eds.) *Análisis de redes: Aplicaciones en Ciencias Sociales*, UNAM-Instituto de Investigaciones en Matemáticas Aplicadas y en Sistemas.
- Goitia, S., S. Saenz-de-Lacuesta, M. Bilbao (2008), "Implantación de sistemas de información empresarial", *El profesional de la información*, vol. 17, núm. 5, pp. 540-545.
- Hanneman, Robert (2000), "Introduction to Social Network Methods" <<http://faculty.ucr.edu/~hanneman/Soc157/TEXT/TextIndex.html>>.
- Imperial, Mark T. (2005), "Using Collaboration as a Governance Strategy. Lessons From Six Watershed Management Programs", *Administration and Society*, vol. 37, núm. 3, pp. 281-320.
- INEGI (2010), Censo de Población y Vivienda.
- Mena Díaz, Néstor (2012), "Redes sociales y gestión de la información: un enfoque desde la teoría de grafos", *Ciencias de la Información*, vol. 43, núm. 1, pp. 29-37.
- Ostrom, Elinor, L. Schroeder y S. Wynne (1993), *Institutional Incentives and Sustainable Development. Infrastructure Policies in Perspective. Theoretical Lenses on Public Policy Series*, Colorado, Westview Press.
- Scott, John (2000), *Social Network Analysis. A handbook*, Londres, Sage Publications.
- Young, Oran R. (2002), "Institutional Interplay: the Environmental Consequences of Cross-Scale Interactions", en E. Ostrom, T. Dieltz, N. Dolsak, P.C. Stern, S. Stonich y E.U. Weber (eds.), *The Drama of the Commons*, Washington, National Academy Press, pp. 263-291.

IMPACTO SOCIAL EN LOS PROGRAMAS DE CONSERVACIÓN¹

*Susana Estela Valle García**

INTRODUCCIÓN

Inmersos en la transición al modelo económico neoliberal, organismos multilaterales —la Organización de las Naciones Unidas, el Banco Mundial y el Fondo Monetario Internacional, principalmente— diseñan políticas ambientales para conservar la diversidad biológica *per se*: Áreas Naturales Protegidas (ANP), Pago por Servicios Ambientales (PSA) y recientemente, el Aprovechamiento Sustentable (AS) de los recursos naturales (Toledo, 2005; Legorreta Díaz, 2011; Shandra *et al.*, 2011), en un intento de erradicar la pobreza mediante el crecimiento económico, pero sin comprometer los recursos naturales de generaciones venideras.

Los ajustes macro han modificado los medios de subsistencia tradicional de comunidades indígenas locales (Legorreta Díaz, 2011), por ende los beneficios y los costos ambientales son asimétricos. En otras palabras, la restricción sobre el manejo de los recursos naturales a las comunidades más pobres para disminuir la degradación ambiental no necesariamente les resultará favorable.

El tejido multidimensional de relaciones de poder —con un latente conflicto sobre el manejo de la naturaleza— subyace en el diseño e implementación de las políticas ambientales, reflejado en

¹ Este manuscrito forma parte de la tesis de maestría de Susana Estela Valle García “¿Hacia efectos cruzados en pobreza y ambiente? Análisis de las políticas públicas. El caso de Lacanjá, Chiapas”.

* M. en C. en Estudios Ambientales y de la Sustentabilidad, Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Instituto Politécnico Nacional. Correo electrónico: susana.valleg@gmail.com.

los efectos sociales, particularmente en zonas indígenas poseedoras de diversidad biológica vasta. Los anteriores son tópicos de interés para la ecología política, el marco teórico que respaldará el objetivo del presente escrito, el cual se encauza en conocer, a través de la medición, aquellos efectos de las políticas ambientales implementadas en una zona marginada de origen étnico maya-lacandón e inmerso en tres ANP: Lacanjá Chansayab, Chiapas, México.

ANTECEDENTES

Las políticas supranacionales son justificadas con el discurso dominante del desarrollo sustentable, concepto que se ha transformado a lo largo del tiempo. En un primer momento se argumentó que la degradación ambiental era causada por las actividades humanas (Legorreta Díaz, 2011); de esta manera resultó imperioso restringir el acceso a los sectores pobres considerados como incapaces de tener un manejo adecuado de los recursos naturales de los que dependen, por ello se crearon las ANP bajo criterios ecológicos reduccionistas y que excluyen las necesidades sociales, culturales y económicas de las comunidades locales (Toledo, 2005; Miller *et al.*, 2011). Posteriormente, no sólo era cuestión de proteger los recursos naturales para evitar su desaparición, sino también de conservar el *stock* natural que amortigua la catástrofe ambiental del cambio climático mediante la transferencia de capital (PSA), sea en la disposición a recibir —campesinos indígenas que reciben dinero por salvaguardar los recursos forestales donde residen— o en la disposición a pagar —realizar una aportación por los bienes naturales que se consumen directa e indirectamente— (Ávila Foucat, 2007), por lo tanto, la naturaleza adquiere la connotación de bien económico dentro de la lógica de mercado, el cual le asigna una valoración del capital como cualquier otra mercancía. Por último, se diseñó un esquema de conservación pseudoincluyente con la capacitación a comunidades rurales hacia el manejo sustentable de sus recursos (Klooster y Masera, 2000; Miller *et al.*, 2011).

En México, en el supuesto de que la pobreza causa degradación ambiental y la degradación ambiental pobreza, hacia finales de los

ochenta y principios de los noventa se diseñaron políticas públicas encaminadas a erradicar la pobreza, para disminuir la degradación ambiental promoviendo el menor uso de los recursos naturales para la agricultura y el pastoreo. Sin embargo, debido al nulo avance en la mejora de ambas problemáticas, en el siglo xx pesaron más las políticas ambientales que fomentaran el manejo de los recursos naturales de manera sustentable, a través del mercado de bienes ambientales en el sector terciario, para evitar el deterioro, al generar ingresos económicos, y mejorar las condiciones de vida de aquella población que se relaciona directamente con su entorno natural (Klooster and Masera, 2000; Bass *et al.*, 2006).

Bajo este viraje, las políticas ambientales mexicanas han funcionado, desde 1972 a la fecha, en la coyuntura económica y política del libre mercado y la reducción participativa del Estado como regulador del bienestar social (Chossudovsky, 2002).

CASO DE ESTUDIO: LACANJÁ, CHIAPAS

El estado de Chiapas, ubicado en el segundo lugar del cuadro general de marginación nacional de México (Conapo, 2012), concentra el 93% de sus municipios en un rango de alta y muy alta marginación, con mayor incidencia en población indígena, más intensamente en la región Selva, zona que a su vez posee una diversidad de condiciones climáticas, topográficas y de tipos de suelos, que junto con su ubicación geográfica han generado una gran variedad de ecosistemas y riqueza biológica (Plan de Desarrollo de Chiapas Solidario, PNDCH, 2007-2012). Por consiguiente representa la mayor reserva ecológica y cultural del estado de Chiapas (Pastor, 2012).

Hasta hace cincuenta años la Selva Lacandona era una región aislada, con población dispersa y nula organización política, pero a causa de la presión demográfica en otras zonas rurales, las políticas estatales comenzaron un proceso de colonización. La demanda de tierras de organizaciones campesinas por un lado, y los movimientos ecologistas por el otro, forzaron la definición de la Comunidad Zona Lacandona, decretada presidencialmente en 1972 y formada por la reubicación de indígenas dispersos en tres asen-

tamientos: Nahá, Metzabok y Lacanjá, asignando 662 000 hectáreas (Trench, 2005; Reygadas *et al.*, 2006; Pastor, 2012).

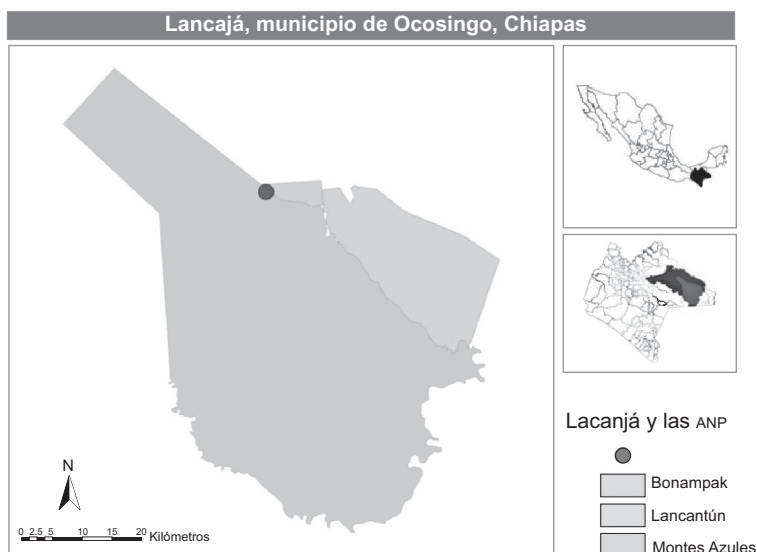
A partir de 1991 las comunidades lacandonas fueron conectadas a la red de servicio eléctrico y carretera asfaltada, incrementando el valor turístico de la zona, al ponderar a nivel gubernamental local al ecoturismo como la solución a los problemas económicos de Chiapas en tanto amigable con el entorno y generador de ingresos que favorecerían la erradicación de la pobreza (Cothran y Cothran, 1998; Machuca, 2008). Evento que tiene que ver con la transición de actividades en el sector primario hacia el sector servicios,² estimulado desde diferentes estrategias gubernamentales, públicas y privadas: Secretaría de Turismo (Sectur); Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI); Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol); Secretaría de Economía (SE); Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat); organismos que promueven la conservación a nivel internacional, USAID, Pronatura y FMCN; así como organismos no gubernamentales conservacionistas y ambientalistas.

Lacanjá es la comunidad más involucrada en actividades ecoturísticas desde 1989, aunque de manera intensiva a partir de 2002. Se ubica en la zona de amortiguamiento en el monumento natural de Bonampak (MNB), decretado como ANP en 1992 con 4 357 hectáreas incluyendo la zona arqueológica; en la Reserva de la Biósfera de Montes Azules (RBMA), decretada en 1978 con 331 200 hectáreas; en la Reserva Comunal Sierra de la Cojolita, decretada en 1993 por la organización comunitaria de los indígenas choles de Frontera Corozal, con 35 410 hectáreas (Reygadas *et al.*, 2006). De igual manera se encuentra muy cerca de otra ANP de influencia, Lacantún (véase figura 1). Posee especies endémicas de flora (palma xate, caoba y cedro) y fauna (jaguar, guacamaya roja) en peligro de extinción.

Tiene un grado de marginación alto (Conapo, 2012) con 300 habitantes distribuidos en 39 viviendas (INEGI, 2012), y sus medios de subsistencia alternativos son la agricultura de autoconsumo y el flujo de transferencias gubernamentales. Condiciones por las que se seleccionó como caso de estudio, para conocer y analizar

² Signo de desarrollo basado en la curva invertida de Kuznets (Liu, 2012).

FIGURA 1
Ubicación de Lacanjá, Chiapas



FUENTE: Elaboración propia.

los efectos causados a partir de la implementación de las políticas ambientales hasta ahora señaladas.

METODOLOGÍA

El proceso analítico consistió en la medición de efectos (Crabbé y Leroy, 2008; Wolf y Schönherr, 2011) sobre la modificación de las condiciones de vida y de los problemas ambientales de la localidad a partir de la implementación de las políticas ambientales, con la utilización del método cuasi-experimental de diferencia simple, contrafactual, de “antes y después” (Campbell y Stanley, 2001), a partir del cual se pueden distinguir los cambios atribuibles a la intervención gubernamental (nivel micro), así como las transformaciones vinculadas con otros procesos (nivel macro).

Los indicadores utilizados para la medición fueron aquellos ya validados por instituciones gubernamentales de México para el periodo 2007-2012 (Valle, 2013): la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), los cuales son: salud, educación, alimentación y empleo (indicadores sociales); y aprovechamiento sustentable, conservación y contaminación (indicadores ambientales).

El levantamiento de información se efectuó de junio a agosto de 2012 (Valle, 2013), con la aplicación de 18 cuestionarios a nivel familiar para conocer las condiciones de salud, educación, vivienda y los problemas ambientales de la comunidad, como contaminación de aire, suelo y agua, variabilidad climática y pérdida de flora y fauna. Asimismo se realizaron entrevistas a profundidad con los expertos en educación, salud y alimentación; con la autoridad política directa; 9 entrevistas con dueños de campamentos ecoturísticos, 5 con artesanas y 3 con guías turísticos; con 3 adultos mayores, con 6 jóvenes entre 13 y 28 años, y con 3 actores clave de la comunidad, con la finalidad de conocer las transformaciones que el ecoturismo ha generado en torno al uso de los recursos naturales, la relación entre los habitantes y la reserva ecológica que habitan —en términos espaciales, políticos y económicos— y el desarrollo de capacidades autogestivas a nivel individual, familiar y comunitario. De igual manera se realizó observación participante en una vivienda integrada por tres familias para conocer, desde la cotidianidad e intersubjetividad, la relación entre las actividades económicas, el manejo de los recursos naturales, las condiciones de vida, salud, alimentación y educación, y la percepción entre el sujeto y la naturaleza a través de un análisis generacional. Por último, se utilizó información hemerográfica de planes y programas federales y estatales, y de estadísticas sociales y ambientales, así como de estudios previos en tanto el análisis de los efectos de los programas de conservación y aprovechamiento sustentable.

Las dificultades en campo se relacionan con las fuentes de información. Las referencias estadísticas estatales y federales no resultaron compatibles entre sí, no había congruencia entre los datos de número de viviendas y los servicios con la evidencia empírica; asimismo los padrones de beneficiarios incluían a habitantes de otras localidades, por lo que no pudo focalizarse a aque-

llos beneficiarios y no beneficiarios y realizar una medición comparativa cuantitativamente precisa.

Acerca de las fuentes de primera mano existieron sesgos por las siguientes razones: la localidad ha sido excesivamente estudiada, motivo por el cual hubo cierta predisposición ante los temas ambientales y culturales principalmente; el flujo de apoyos económicos provenientes de distintas instituciones gubernamentales influyó en la poca o nula distinción del objetivo de las mismas; la dinámica económica de la localidad impedía concertar citas y hacer efectivo el levantamiento, sumado a que al ser entrevistada una persona o miembro de una familia, el resto del asentamiento se rehusaba a responder; la comunicación fue difícil principalmente con aquellos que no tienen instrucción educativa —mujeres y ancianos—, que en mayor medida se comunican en su lengua materna —maya lacandón—, por lo que el proceso de traducción resultó complicado. Por último, las autoridades políticas y ambientales no se encuentran establecidas en la comunidad y constantemente se trasladan de un lugar a otro; así, de las dos autoridades políticas sólo se pudo conversar con una, y de las dos autoridades ambientales con ninguna hubo contacto.

RESULTADOS

En el análisis de las políticas ambientales conservacionistas de México sobre la comunidad indígena lacandona, cabe destacar tres resultados importantes que se relacionan entre sí: 1) con el establecimiento de las ANP se restringió la relación entre el ser humano y la naturaleza, vínculo que directamente tenía que ver con la subsistencia cotidiana (vivienda y alimentación), imponiendo un nuevo orden económico y religioso ajeno a la tradición indígena —el libre mercado y la religión presbiteriana—; 2) con los PSA, no sólo los indígenas ven restringido el uso de los elementos naturales —lo que a la postre generará una situación de pobreza por la privación de tierra y seguridad alimentaria (Rico García-Amado *et al.*, 2011)—, también la connotación que éstos tienen ya no es religiosa-espiritual, sino mercantil, lo que a su vez genera disputa (Kosoy y Corbera, 2010); 3) vinculado con lo anterior, el ecoturismo

ha fomentado la valoración monetaria del paisaje de las reservas ecológicas; asimismo, aquellos elementos que otrora eran parte de la cotidianidad lacandona —como es el caso de las artesanías y la indumentaria— han dejado de serlo. La actividad turística promueve la atomización de beneficios políticos y económicos dado que el ecoturismo se desarrolla a nivel familiar y no comunitario (Reygadas *et al.*, 2006; Pastor, 2012), provocando disputas internas e interétnicas y marginación regional y local. Entonces, el patrimonio natural y cultural sólo es visto como una forma de capital natural y cultural aprovechado económicamente y como *stock* de servicios ambientales (Machuca, 2008). A continuación se profundizarán los hallazgos aquí citados (Valle, 2013).

Persistencia de pobreza y degradación ecológica

Desde la percepción de la comunidad, los apoyos gubernamentales en el giro ambiental —incluido principalmente el desarrollo de proyectos ecoturísticos— han provisto simultáneamente de beneficios económicos y sociales. Aseguran en términos retrospectivos sobre sus condiciones de vida, la erradicación de la pobreza, la oportunidad de empleo y la protección de la selva. No obstante, pese a la intervención gubernamental multisectorial desde hace veinte años, la pobreza y la degradación ecológica en Lacanjá persisten.

En primer lugar, la reducción de la pobreza no es tangible, ya que a nivel estatal el grado de marginación se mantiene en “muy alto”, y a nivel municipal y local fluctúa entre “muy alto” y “alto” (Conapo, 2012). Condiciones reflejadas principalmente en la inestabilidad de ingresos. Anteriormente la inexistencia de dinero era el indicador que explicaba la imposibilidad de cubrir las necesidades básicas; en la actualidad, el ingreso insuficiente es el indicador que muestra la persistencia o no de pobreza; las variables asociadas al mismo son: la inestabilidad laboral o ausencia de empleo, la capacidad adquisitiva y la fuente de ingresos económicos —empleo o subsidio gubernamental—. Así, entre mayor dependencia o inexistencia del subsidio gubernamental sumado al menor control de la seguridad laboral, mayor será la vulnerabilidad de la pobla-

ción frente a la solvencia económica para satisfacer sus necesidades básicas (véase cuadro 1).

En Lacanjá, la solvencia es posible desde cinco escenarios distintos. El primero, la combinación del flujo de diversos apoyos económicos gubernamentales con el ingreso fluctuante de la actividad turística; flujos económicos condicionados por estructuras y dinámicas ajenas al habitante, que lo mantienen en condiciones de vulnerabilidad. El segundo corresponde a ingresos constantes gracias a un empleo regular y una menor dependencia de los apoyos económicos gubernamentales. Sin embargo, la fracción de la comunidad en estas condiciones es minoritaria, equivale a una de cada diez familias. Un tercer escenario es aquel en que un habitante no posee empleo y depende exclusivamente del flujo económico gubernamental, por lo tanto, su capacidad de subsistencia es restringida.

La cuarta situación muestra que una persona depende menos del apoyo gubernamental y tiene un ingreso inestable proveniente del turismo. Aquí el desarrollo de sus capacidades autogestivas es crucial, en tanto el diseño de estrategias administrativas a largo plazo en la búsqueda de estabilidad familiar. Finalmente, se observa aquel sector de la población con empleo estable de baja remuneración y sin apoyo gubernamental; su solvencia económica es limitada.

Junto con este indicador se encuentra el de la tenencia de la tierra,³ ya que, en primer lugar, permite tener un medio de subsistencia alterno al turismo u otro sector laboral; en segundo

³ En México la asignación de tierras data de 1930 a 1980, con la creación de bienes comunales dirigido por una asamblea comunitaria en la que se toman las decisiones para el bien común (Kosoy *et al.*, 2008; Rico García-Amado *et al.*, 2011). A partir de los años noventa se otorgaron títulos de propiedad —por mecanismos de herencia familiar—, en los que se mantiene la denominación comunal, pero que adquiere una connotación de propiedad privada (Chossudovsky, 2002), incrementando los conflictos agrarios a nivel comunitario y familiar. Hecho que propicia que un comunero ceda su propiedad al gobierno o al mercado, y el título de propiedad resulta un mecanismo legal transparente para dicha transacción (Kosoy *e. al.*, 2008). Mecanismo que respalda el PSA —como transacción voluntaria entre un proveedor y un comprador— (Rico García-Amado *et al.*, 2011). Un entrevistado de Lacanjá refiere: “La gente al recibir PSA y REDD + plus está cediendo el derecho de usar la selva a los empresarios y al gobierno: el lacandón cree que es dueño y guardián de la selva, pero eso no es verdad”.

CUADRO 1
Solvencia y vulnerabilidad en ingresos

<i>Indicador</i>	<i>Resultados</i>							
<i>Ingresos al día en pesos</i>	<i>Ingresos</i>		<i>Solvencia</i>			<i>Vulnerabilidad</i>		
	<i>Rango</i>	<i>Población</i>	<i>Suficiente</i>	<i>Insuficiente</i>	<i>Sin empleo</i>	<i>Empleo inestable</i>	<i>Sin apoyo gubernamental</i>	<i>Dependencia del apoyo gubernamental</i>
	0-50.00	0/18	—	—	—	—	—	—
	51-250	7/18	0/7	7/7	1/7	5/7	3/7	4/7
	251-500	5/18	3/5	2/5	0/5	5/5	1/5	4/5
	501-1000	4/18	4/4	0/4	0/4	4/4	0/4	4/4
	1001-más	2/18	2/2	0/2	0/2	1/2	0/2	½

FUENTE: Elaboración propia.

lugar, poseer una propiedad le permitirá utilizarla para el establecimiento de algún rubro en el sector servicios; y finalmente, aquellos titulares de propiedad son los beneficiarios directos y prioritarios de los apoyos gubernamentales a nivel federal, estatal y municipal.⁴ En síntesis, la falta de tierras de cultivo —o asentamientos de recursos naturales— está directamente relacionada con la falta de oportunidad para poseer medios de subsistencia, también conocida como pobreza ambiental (Reardon y Vosti, 1995; Liu, 2012).

Por otra parte, la reducción de la masa forestal de la Selva Lacandona en cien años representó 42.5% para 1996, debido a la actividad extractiva de empresas madereras y chicleras estadounidenses (Pastor, 2012) y como resultado de las presiones socioeconómicas, el avance de la frontera agrícola, la actividad ganadera (*El Universal*, 11/10/23) y el saqueo ilegal de fauna y de palma xate; en el 2011 la reducción representó 23% (INEGI, 2012).

A causa de lo anterior, la población entrevistada refiere presencia de problemas ambientales recientes en los cuales está comprometida la estabilidad ecosistémica, como variabilidad climática y resiliencia; disminución gradual de los ríos; el paradójico resultado de las estrategias de conservación con el aumento de residuos sólidos urbanos, desechados en la vía pública o almacenados en las viviendas para ser recolectados mensualmente por un camión estatal, de no hacerlo, la comunidad se ve obligada a quemar la basura, provocando así contaminación atmosférica.⁵ Efecto que corresponde con el paulatino aumento del flujo vehicular.

Asimismo, la modalidad turística efectuada es el turismo de masas de alto impacto ambiental que a su vez trivializa la cultura indígena, en tanto que los lacandones se limitan a ofertar hospedaje y alimentación, y en menor medida a compartir fehacientemente sus tradiciones ancestrales (Machuca, 2008). Además, los proyectos ecoturísticos no se fundan en el modelo comunitario sino que tienden a ser monopolios familiares y privados (Reygadas *et al.*, 2006), incluso promovidos desde los gobiernos locales y federales.

⁴ No sólo en Lacanjá, sino en otras comunidades lacandonas (véase Rico García-Amado *et al.*, 2011).

⁵ Problema ambiental atendido por Semarnat-Sedesol para generar empleos temporales.

Finalmente, la distribución desigual de la riqueza es un fenómeno que se repite en distintas escalas (Reardon y Vosti, 1995). Así como el estado de Chiapas es de los más pobres de México, en la región de la Selva Lacandona la capacidad de solventar las necesidades básicas no es equitativa, principalmente por la disponibilidad de recursos tanto económicos como ecológicos. Del mismo modo en Lacanjá la marginación social y ambiental a nivel local es evidente por: la captación de flujos de apoyo gubernamental; la posibilidad de desarrollar actividades productivas —implícita la posesión de tierras—; la competencia desigual —entre oferta, demanda y uso del espacio—, y la falta de diversificación laboral, gracias al surgimiento de élites productivas poseedoras de recursos naturales, con asequibilidad de información y recursos humanos capacitados, estrategias que permiten un mayor usufructo de su patrimonio natural-paisajístico y cultural.

Esta situación reproduce cinturones de pobreza (Coria y Calfucura, 2012) en forma de espiral de marginación ascendente (de lo local a lo global) y descendente (de lo global a lo local), donde subyacen implícitas desigualdades de varios tipos: interétnicas, porque los lacandones son considerados un grupo indígena privilegiado con presencia política predominante (Trench, 2005; Reygadas *et al.*, 2006; Pastor, 2012); de género, porque si bien la participación de la mujer es importante y cobra mayor relevancia, ésta sigue siendo jerárquica y desigual ya que, por un lado, la herencia del título de propiedad es exclusiva del varón y, por el otro, el giro económico de la artesanía y la gastronomía (actividades primordialmente realizadas por mujeres) son tomados en cuenta en menor medida para solicitar apoyos gubernamentales, a la vez que son los giros económicos menormente remunerados; y económicas, en tanto que la actividad ecoturística responde a estrategias macroeconómicas, y el lacandón, es el último eslabón de la cadena productiva (Machuca, 2008). A fin de cuentas los apoyos gubernamentales no son democráticos porque no se aprovechan homogéneamente, no los controla la comunidad y generan división comunitaria (Kieffer, 2006).

Desarrollo de capacidades vs. subsidios como mecanismos de control

En la Selva Lacandona confluyen dos visiones políticas y comunitarias contrapuestas: la resistencia social vs. la inserción en el mercado turístico en pro del desarrollo social y la protección ambiental. Una facción resiste la entrada de las comunidades indígenas en la lógica de la globalización y el capitalismo con la fehaciente lucha contra el sistema; la facción contraria considera la oportunidad de desarrollarse y adaptarse a esos *modus vivendi* de otras culturas, otra economía, otra vida. Ambas facciones se denominan peyorativamente entre sí, invasores. Una facción lucha por la autonomía del Estado mexicano y por apropiarse de sus tierras; la otra sólo cree ser dueña y guardiana de la selva mientras mantenga una relación pacífica con el gobierno. Chossudovsky (2002) sugiere que el flujo continuo de apoyos a sectores pobres, también llamados “beneficiarios”, garantiza la nula existencia de agitación social.

Los lacandones parecen ser un grupo muy dependiente y acostumbrado a la relación clientelar con los organismos externos (Reygadas *et al.*, 2006; Pastor, 2012), sumado a que el flujo constante de apoyo gubernamental ha mermado el desarrollo humano de los lacandones, reflejado en la ausencia de educación, recreación y convivencia como prioridades comunitarias. La asignación de recursos económicos los coarta en la búsqueda de sus propios medios de subsistencia, lo que incide a su vez en la limitación de la autogestión comunitaria (Kosoy *et al.*, 2008) manteniéndolos en estado de pobreza (Reygadas *et al.*, 2006).

Desde la perspectiva de Amartya Sen (Álvarez Cantalapiedra, 2001), el desarrollo humano consiste en la posibilidad de lograr el desarrollo de habilidades y capacidades para satisfacer las necesidades básicas (salud y autonomía) e intermedias (alimentación y agua, alojamiento, ambiente laboral adecuado, medio físico salvable, relaciones primarias significativas, seguridad de la infancia, seguridad física, seguridad económica, sanidad, educación, control y salud en la reproducción biológica), cuyos satisfactores no sólo dependen de las actividades económicas, en términos cuantitativos, sino cualitativos, lo cual se logrará mientras existan: sociedades estables y cohesionadas, descentralización del poder político y

construcción de una estructura socioeconómica que reconozca la particularidad de lo local (Pérez, 2009).

En este sentido, las estrategias de conservación ANP y PSA, coadyuvadas por el Programa de Asistencia Social Alimentaria, en la búsqueda de la disminución del uso de recursos naturales, generó en Lacanjá:

- a) Modificación de patrones de consumo⁶ de la ingesta mayoritaria de alimentos naturales —carne blanca, frutos de temporada, vegetales y granos—, de producción y elaboración propia, a productos envasados como embutidos, enlatados, de fácil acceso,⁷ sesgando la seguridad alimentaria.⁸ Práctica que tiende a ser mayor en las generaciones de adultos jóvenes que en los adultos mayores.
- b) Incremento de enfermedades crónico-degenerativas; aquellas asociadas con el estrés y la malnutrición en el sector infantil. Calidad de vida mermada aún más por la disminución de la actividad física de los habitantes.

Los padecimientos son atendidos tanto por el servicio público de salud del Seguro Popular como por el Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS); el servicio es insuficiente por la falta de insumos y de personal. Frente a ello, los habitantes buscan la atención médica en otras comunidades, ya sea pública o privada o, en su defecto, mantenerse en casa sin recibir ninguna atención.

Por su parte, el aprovechamiento sustentable provocó a su vez diversas problemáticas.

- a) Inestabilidad económica y laboral. El ingreso por ecoturismo es estacional. Se complementa en algunos casos con la agricultura para el autoconsumo, o sólo con el flujo de apoyos gubernamentales —de los que no todos son bene-

⁶ También adjudicada a la inserción del mercado turístico, lo que implica la asequibilidad de conocer otros modos de vida.

⁷ Hecho que obedece a la dinámica de las actividades económicas que requieren la ausencia de ambas figuras filiales y el menor tiempo dedicado a la elaboración de alimentos.

⁸ Asequibilidad con los alimentos en cantidad y calidad (FAO, 2012).

ficiarios—. Por lo tanto, los tres medios de subsistencia son inestables.

- b) Nula correlación entre educación y empleo. La asignación a la comunidad de recursos económicos de múltiples fuentes gubernamentales no ha mostrado resultados favorables para la generación de círculos virtuosos en materia educativa. La población en edad escolar básica asiste al 100%, sin embargo, no se ha logrado incentivar a los jóvenes para continuar al nivel medio superior y superior y así diversificar las fuentes de ingresos y fomentar el acceso de la juventud a mercados laborales más amplios, situación que resulta de la baja prioridad de la educación en la comunidad.⁹ Además, en el sector juvenil se observa inactividad tanto académica como lúdica y laboral, fenómeno reciente y contradictorio en relación con las generaciones anteriores.

Derivado de lo anterior, la implementación de las políticas gubernamentales en la localidad de Lacanjá históricamente ha definido una relación de codependencia, desde su creación hasta la definición del sitio como ecoturístico, por lo que es una comunidad con escasos recursos organizativos y culturales (Legorreta, 2011). Resultado de lo anterior son excluidos de una participación activa en la toma de decisiones sobre sus recursos naturales y de organización local (Madrid, 2011). Estructura que favorece la desintegración del capital social, quebranta la acción colectiva, y la capacidad institucional propia en términos políticos y financieros (Coria y Calfucura, 2012). En tanto que un poder local débil, es presa de la manipulación de agentes externos, lo que provoca división y conflicto internos (Klooster y Masera, 2000).

⁹ Algunos habitantes refieren la superposición de las actividades económicas o religiosas por sobre la satisfacción de instituciones educativas y la colaboración en actividades lúdicas y recreativas. Actitud que se refleja en el rechazo a la construcción de instalaciones educativas.

Patrimonio cultural y natural como stock del mercado global

En el contexto de la transición al modelo económico de libre comercio, los territorios de países en vías de desarrollo son espacios abiertos para su uso y aprovechamiento del exterior, como reserva de mano de obra barata y de recursos naturales (Chossudovsky, 2002; Shandra *et al.*, 2011).

La inserción del espacio-territorio de zonas con riqueza biológica y cultural a la lógica de expropiación mercantil resulta ser a su vez un *stock* de información genética, agua y energéticos, así como de sumideros de carbono, mientras que la población se mantiene en exclusión social y territorial (Klooster y Masera, 2000; Machuca 2008; Miller *et al.*, 2011). Es un nuevo proceso de colonización de regiones con recursos biológicos (Van de Berghe, 1995; Machuca, 2008), con el discurso de que se le llama a la población “guardianes ecológicos, al evitar asentamientos humanos en el interior de la reserva, que es pulmón del planeta” (*El Universal*, 11/09/13), según lo indica el Proyecto de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Evitada (Plus REDD+ plus), que entró en vigor en enero del 2011, acuerdo suscrito en diciembre de 2010 en el que los poseedores de títulos de propiedad reciben mensualmente 2 000 pesos.

Resignificación de las tradiciones lacandonas

En suma, debido a la transición del modelo económico como causa, y a las políticas públicas como medio, las culturas milenarias han sido traspasadas por la globalización (Pastor, 2012), modificando sus patrones de consumo, costumbres y organización social. Principalmente se observa en la religión, la gastronomía, las cuestiones medicinales y la convivencia social.

La colonización de recursos naturales también significó la colonización religiosa, con la imposición de un nuevo culto. La restricción del uso de recursos naturales, junto con la promoción de productos envasados, genera la pérdida paulatina de tradiciones gastronómicas, principalmente en habitantes menores de 40 años. Lo mismo que de las prácticas de autoconsumo y el vínculo cultu-

ral entre el lacandón y su entorno. Así, de forma gradual, los grupos de edad descendente se encuentran más alejados de estas prácticas y gustos gastronómicos; de igual manera, distanciadas del conocimiento de las cualidades curativas de algunas plantas. Además, el reiterado conflicto agrario y la competencia productiva han mermado la convivencia social cotidiana.

Por su parte, la forzada inserción en el mercado turístico internacional permite que las comunidades indígenas convivan con otros modos de vida, en un intercambio de identidades y actitudes que es una reinvencción del exterior ante sí mismos y de sí mismos ante el exterior como estrategia de sobrevivencia en una redimensión del patrimonio cultural (Pastor, 2012), siempre en una posición subordinada (Machuca, 2008; Trench, 2005; Van Den Berghe, 1995).

En consonancia, los elementos culturales que otrora fueron cotidianos para los lacandones —vasijas, collares, tambores, morrales, túnica, cabello largo— han perdido esa función, al significar un valor económico para los lacandones y un valor cultural para los visitantes (Van Den Berghe, 1995; Kieffer, 2006).

En síntesis, se observa un paulatino distanciamiento entre el hombre y la naturaleza de sus elementos materiales e inmateriales, mediante una imposición política y cultural de sustentabilidad (Toledo, 2005; Machuca, 2008; Coria y Calfucura, 2012).

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados del trabajo de campo permitieron acertar en el análisis de los efectos de las políticas ambientales sobre las condiciones sociales, culturales, económicas y propiamente relacionadas con el entorno natural y su manejo en México. Las sugerencias en este tenor son:

1. La política pública mexicana requiere reorientar el diseño de sus estrategias, formulando objetivos que atiendan realidades específicas, y así esperar resultados concisos y efectivos, reivindicando la participación activa de la población, así como la consideración *a priori* de sus características sociales proclives a ser modificadas.

2. La implementación multisectorial de diversos programas destinados a una misma población y con objetivos coincidentes, son recibidos por los habitantes de manera difusa, se pierde el objetivo aislado de cada uno, y así su efectividad es limitada. Por consiguiente, la propuesta se encamina hacia la unificación de programas para clarificar su objetivo, así como su medición.
3. La principal carencia de la estructura de diseño e implementación de políticas públicas es la falta de atención a realidades y dinámicas particulares, por lo tanto, se abre un espectro de múltiples posibilidades sobre los efectos que causan tanto en la resolución de la situación problema como en otros aspectos poblacionales. A ello se debe que la evaluación de los mismos necesitan cumplir con tal demanda. En este sentido, la principal aportación analítica de la presente investigación versa sobre el tipo de medición de las políticas públicas en México, ya que a nivel sectorial los resultados presentados generalmente atienden a *inputs* (cantidad de montos asignados, número de capacitaciones impartidas), *outcomes* (modificación en los patrones de comportamiento de la población) y poco a *effects*, referidos a aquellas transformaciones de amplio espectro en los espacios intervenidos (Crabbé y Leroy, 2008; Wolf y Schönherr, 2011).

No obstante, es importante señalar las limitaciones propias de la aplicación metodológica de la presente investigación. La principal de ellas es que por cuestiones de insumos, la medición de efectos por medio del método cuasi-experimental de diferencia simple restringe la posibilidad fáctica de conocer, sin sesgo alguno, la correlación de la intervención gubernamental, a la cual se le atribuyen cambios micro y macro en el estudio de caso. Por ende no todas las transformaciones suscitadas en Lacanjá atienden en estricto sentido a las políticas ambientales. Se enuncian las tres principales:

- a) Si bien es cierto que el ecoturismo forma parte de una política pública ambiental que promueve el crecimiento económico de manera amigable con el entorno, también es verdad

que tiene su propia dinámica de efectos, principalmente en el fenómeno de la oferta, la demanda, la asignación de precios, la competencia y la diversificación laboral.

- b) En lo que se refiere a la resignificación de tradiciones, no sólo las políticas ambientales imponen un manejo distinto de los recursos naturales —tanto para la subsistencia como en la cuestión religiosa o de su uso cotidiano hacia la oferta de los mismos como mercancía y la transculturización por la afluencia de otras culturas en la comunidad— también influye la evangelización de la comunidad a partir de 1971 por iglesias presbiterianas, las cuales a su vez han impuesto una cosmovisión que aleja a los habitantes de su relación, otrora directa, con los recursos naturales donde habitan.
- c) La cohesión comunitaria y la identidad indígena en Lacanjá no fue consistente desde su consolidación como parte de la Comunidad Zona Lacandona, por lo cual, los conflictos entre los habitantes en torno a los recursos naturales no son exclusivos de la inyección de subsidios gubernamentales.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional y a la Secretaría de Investigación y Posgrado por las becas recibidas durante el trabajo de campo. Asimismo, a la comunidad y autoridades de Lacanjá Chansayab, Ocosingo, Chiapas, México, por las facilidades otorgadas para la realización de esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- s/a (2011), "Sabines pide a comuneros resguardar la Selva Lacandona", *El Universal* (13 de septiembre) <<http://www.eluniversal.com.mx/estados/82018.html>>, 23 de diciembre.
- Agricultura, O.D. (2012), *Cuestiones globales* <<http://www.fao.org/hunger/hunger-home/es/>>.
- Álvarez Cantalapiedra, S. (2001), "La evaluación de la satisfacción de las

- necesidades: en torno a los indicadores del bienestar", en A. Dubois, J.L. Millán, y J. Roca, *Capitalismo, desigualdades y degradación ambiental*, Madrid, Icaria, p. 277.
- Ávila-Foucat, V.S. (2007), "Los modelos de la economía ecológica: una herramienta metodológica para el estudio de los servicios ambientales", *Gaceta Ecológica del Instituto Nacional de Ecología*, núm. 84-85, pp. 85-91.
- Bass, S., T. Bigg, J. Bishop, D. Tunstall (2006), "Sustaining the Environment to Fight Poverty and Achieve the Millennium Development Goals", *RECIEL*, vol. 6, núm. 1, pp. 39-55.
- Campbell, D.T. y J.C. Stanley (2001), *Diseños experimentales y cuasi-experimentales en la investigación social*, Buenos Aires, Amorrortu Editores.
- Chossudovsky, M. (2002), *Globalización de la pobreza y nuevo orden mundial*, Buenos Aires, Siglo XXI Editores.
- Consejo Nacional de Población (Conapo) (2010), *Índices de marginación por localidad 2010* <http://www.conapo.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=487&Itemid=194>, consultado el 18 de noviembre de 2012.
- Coria, J. y E. Calfucura (2012), "Ecotourism and The Development of Indigenous Communities: The Good, the Bad, and the Ugly", *Ecological Economics*, núm. 73, pp. 47-55.
- Cothran, D.A. y C.C. Cothran (1998), "Promise or Political Risk for Mexican Tourism", *Annals of Tourism Research*, vol. 25, núm. 2, pp. 477-497.
- Crabbé, A. y P. Leroy (2008), *The Handbook of Environmental Policy Evaluation*, Londres, Earthscan.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2012), <<http://www.inegi.org.mx/Sistemas/temasV2/Default.aspx?s=est&c=21385>>, 3 de noviembre.
- Kieffer, M. (2006), "El ecoturismo en Chiapas: otro engaño a las comunidades indígenas", *EchoWay Association*, 514, s/p.
- Klooster, D. y O. Masera (2000), "Community Forest Management in Mexico: Carbon Mitigation and Biodiversity Conservation Through Rural Development", *Global Environmental Change*, núm. 10, pp. 259-272.
- Kosoy, N. y E. Corbera (2010), "Payments for Ecosystem Services as Commodity Fetishism", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1228-1236.
- Kosoy, N., E. Corbera y K. Brown (2008), "Participation in Payments for Ecosystem Services: Case Studies from the Lacandon Rainforest, Mexico", *Geoforum*, núm. 39, pp. 2073-2083.
- Légorreta Díaz, M. (2011), "La política ambiental en la Selva Lacandona, Chiapas, México", en G.C. Delgado Ramos, M.D. Legorreta Díaz, M. Sánchez Menchero y G. Valencia García (coords.), *Jornadas Anuales de Investigación 2010*, México, UNAM-CEIICH, p. 176.

- Liu, L. (2012), "Environmental Poverty, a Decomposed Environmental Kuznets Curve, and Alternatives: Sustainability Lessons from China", *Ecological Economics*, núm. 73, pp. 86-92.
- Machuca R., J.A. (2008), "Estrategias turísticas y segregación socioterritorial en regiones indígenas", en A. Castellanos Guerrero y J.A. Machuca (comps.), *Turismo, identidades y exclusión*, México, UAM-I/Juan Pablos, pp. 51-96.
- Madrid Ramírez, L. (2011), "Los pagos por servicios ambientales hidrológicos: más allá de la conservación pasiva de los bosques", *Investigación Ambiental*, vol. 3, núm. 2, pp. 52-58.
- Martín Pérez, F. (2011), "La Lacandona sufre de saqueos", *El Universal*, 23 de octubre <<http://www.eluniversal.com.mx/estados/82676.html>>, consultado el 23 de diciembre.
- Miller, T., B. Minter y L.C. Malan (2011), "Ethics, the New Conservation Debate: The View from Practical", *Biological Conservation*, núm. 144, pp. 948-957.
- Pastor Alfonso, M.J. (2012), "Turismo y cambio en el entorno de los lacandones. Chiapas, México", *PASOS (Revista de Turismo y Patrimonio Cultural)*, vol. 10, núm. 1, pp. 99-107.
- Pérez, E. (2009), "Desarrollo y medio ambiente. Algunas miradas desde las ciencias sociales", *Revista Mexicana de Ciencias Políticas y Sociales*, vol. LI, núm. 205, pp. 141-161.
- Plan Nacional de Desarrollo Chiapas Solidario (2007-2012), <<http://www.lib.utexas.edu/benson/lagovdocs/mexico/chiapas/ped/pnd2007-2012parte1.pdf>>, consultado el 11 de marzo de 2011.
- Reardon, T. y S.A. Vosti (1995), "Link Between Rural Poverty and the Environment in Developing Countries: Asset Categories and Investment Poverty", *World Development*, pp. 1495-1506.
- Reygadas, L., G. Montoya, F. Hernández y F. Velasco (2006), "Estilos de manejo y gestión de proyectos ecoturísticos en la Selva Lacandona de Chiapas, México", en R. Guevara Ramos (coord.), *Estudios multidisciplinarios en turismo*, México, Sector/CEST/RICIT, pp. 71-100.
- Rico García, Amado, M. Ruiz Pérez, F. Reyes Escutia, S. Barrasa García y E. Contreras Mejía (2011), "Efficiency of Payments for Environmental Service: Equity and Additionality in a Case Study from a Biosphere Reserve in Chiapas, México", *Ecological Economics*, núm. 70, pp. 2361-2368.
- Shandra, J., E. Shircliff y B. London (2011), "The International Monetary Fund, World Bank, and Structural Adjustment: A Cross-National Analysis of Forest Loss", *Social Science Research*, pp. 210-225.
- Toledo, V. (2005), "Repensar la conservación. ¿Áreas naturales protegidas o estrategia bioregional?", *Gaceta Ecológica*, núm. 77, pp. 67-83.

- Trench, T. (2005), "Representaciones y sus impactos: el caso de los lacandones en la Selva Lacandona", *LIMINAR (Estudios Sociales y Humanísticos)*, vol. III, núm. 2, pp. 48-69.
- Valle García, S.E. (2013), *¿Hacia efectos cruzados en pobreza y ambiente? Análisis de las políticas públicas. El caso de Lacanjá, Chiapas*, tesis de maestría, México, CIIEMAD-IPN.
- Van Den Berghe, P.L. (1995), "Marketing Mayas. Ethnic Tourism Promotion in Mexico", *Annals of Tourism Research*, vol. 22, núm. 3, pp. 568-588.
- Wolf, F. y N. Schönherr (2011), "The Impact Evaluation of Sustainable Consumption Policy Instruments", *Consum Policy*, núm. 34, pp. 43-66.

ACTORES, RELACIONES DE PODER E IMPLICACIONES PARA LAS POLÍTICAS AMBIENTALES EN EL SUELO DE CONSERVACIÓN DEL DISTRITO FEDERAL

*Enrique Pérez Campuzano**

INTRODUCCIÓN

La evaluación de las políticas públicas es un factor central en el conocimiento de los efectos que ciertas acciones de gobierno tienen en la sociedad. En términos generales, la política pública (con sus instrumentos) se ha concebido como lineal y en ella a una acción le corresponde un efecto positivo o negativo en términos sociales o económicos (Aguilar, 2010). Sobre esta base se construyen los indicadores de evaluación de implementación, efectividad, costo-beneficio, impacto u otros. Aunque se admite que la política pública puede tener efectos colaterales, éstos difícilmente se han medido (Pérez y Valle, 2013). Aún más, la política pública y su evaluación suelen dar por sentado que los efectos que se miden son el resultado únicamente de sus acciones y no de una combinación de factores externos (sociales, económicos y de otras políticas).

Además de lo anterior, poca atención se pone en el papel de los actores en la construcción, implementación y evaluación de las políticas. Desde un punto de vista sociológico este aspecto es central no únicamente porque permite “aislar” a los principales actores de la construcción de políticas sino, sobre todo, establecer que no existe una relación *vis à vis* entre políticas y efectos de las mismas. Las

* Investigador, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: enriperang@gmail.com.

transformaciones en el territorio son el resultado de muchos procesos y actores que establecen estrategias de cooperación/competencia donde el poder es un elemento central. En términos prácticos para la política pública, lo anterior significa que debe tomar en cuenta a los actores si realmente desea incidir en el territorio.

Este trabajo pretende abonar a la discusión sobre el manejo de recursos naturales y transformación del territorio. Este tema ha sido estudiado por el grupo de trabajo de Elinor Ostrom (Poteete *et al.*, 2012); sin embargo, su propuesta se basa en la búsqueda de cooperación, dejando de lado el poder y cómo su posesión da como resultado cierto tipo de *outputs*. De igual manera, se plantea que el gobierno es un actor más, es cierto que con mayor capacidad de movilización de recursos, pero no omnipotente (Aguilar, 2010; Poteete *et al.*, 2010).

En este capítulo se exponen tres casos que evidencian esta necesidad de ir más allá en la evaluación burocratizada de las políticas ambientales en el Suelo de Conservación del Distrito Federal. Si bien es cierto que cada uno de ellos no puede ser extrapolado, sí permite la reflexión sobre el proceso de transformación de este espacio desde un punto de vista de actores sociales y políticos. Una reflexión *a posteriori* podría dar elementos para la negociación entre tomadores de decisiones, líderes, propietarios del suelo y población. En el caso de programas como el de Pago por Servicios Ambientales, es muy importante tomar en cuenta este aspecto pues los acuerdos entre el gobierno y los dueños del suelo, por un lado, y en el interior de las comunidades, por el otro, determinarán cuál será el alcance real de las acciones. Así, más que una visión tecnocrática del hacer y evaluar políticas, se plantea la necesidad de ir más allá de los objetivos planteados en las reglas de operación para conocer cómo se puede realmente incidir en la construcción de una periferia urbana que le permita su reproducción así como la de la ciudad.

El capítulo forma parte de una investigación que versaba sobre los instrumentos de política ambiental en el Suelo de Conservación del Distrito Federal. Lo que en este momento se presenta es una serie de reflexiones resultado del análisis de las políticas y programas implementados en esta zona del Distrito Federal, así como del trabajo de campo que el autor y dos estudiantes realizaron duran-

te 2010-2012. Si bien ninguno de los tres estudios toca directamente al Programa de Servicios Ambientales, éste se encuentra en el trasfondo por dos aspectos. El primero tiene que ver con la intención declarada tanto del gobierno federal como del local de cambiar la manera de gestionar este espacio, misma que pasa por la promoción de actividades de aprovechamiento u obtención de recursos. En este sentido, el pago por servicios ambientales se ha convertido en un referente. El segundo, la asignación de recursos para el programa, pasa por múltiples facetas, donde la negociación entre propietarios del suelo, gobierno y otros actores es central. Por ello, este trabajo puede servir como guía metodológica para analizar *a posteriori* los resultados reales del programa.

POLÍTICAS AMBIENTALES: LA DISPUTA POR EL EJERCICIO

El ambiente como arena política

Lo que se ha denominado ciencias ambientales es la preocupación por entender la complejidad inherente a la relación entre sujetos-entorno. Sin embargo, desde el punto de vista del autor existe una falta de claridad en lo que se entiende por esta disciplina (Pérez, 2011). Por un lado, gran parte de los análisis ambientales han puesto atención en cómo los patrones socioeconómicos han degradado el entorno; por el otro, una serie de estudios deliberadamente ha intentado conocer cómo funcionan los sistemas de manera conjunta. Para el primer grupo, la intención es conocer cómo se produce la contaminación del suelo, agua, aire y su deterioro. Las investigaciones son puntuales y se enfocan en establecer criterios con los cuales se construyan alternativas a la situación imperante en términos de corto plazo. Basándose en ello se han construido gran parte de las medidas “correctivas”¹ en términos de políticas. Las técnicas de investigación giran en torno a las ciencias básicas: biología, ecología, física, química, ciencias de la salud, geología, entre otras.

¹ Por ejemplo, véase Beder (2006).

El segundo grupo ha estado más interesado en conocer cómo se relacionan los sujetos entre ellos, y a su vez cómo esas relaciones se enmarcan en contextos biofísicos que retroalimentan esas relaciones. Desde esta perspectiva, por un lado, no se trata de entes “externos” a cada sistema sino de agentes sociales con diversos poderes y posturas sobre cómo relacionarse con todo aquello externo a ellos y con lo que en primera instancia no parece social (el ambiente) y, por el otro lado un entorno/ambiente que afecta las relaciones sociales. Es por ello que se plantea el ambiente como arena.

¿Qué se define como agente? Retomando el planteamiento de Giddens (1995), agente es el actor que puede incidir en el comportamiento de otro. Sin embargo, esto sólo es posible bajo una serie de reglas específicas que moldean la acción y la capacidad organizativa. No hay sujetos sin poder, simplemente su capacidad de incidir es mayor o menor dependiendo de dónde se encuentren ubicados normativa, temporal y espacialmente. Es decir, a diferencia de otras posturas teóricas donde existe un actor sin poder, desde nuestro punto de vista, todos lo tienen, sin embargo, no está repartido equitativamente. En un caso, esta capacidad de movilización de poderes hace que se pueda establecer una relación entre sujetos en términos sociales.

En términos ambientales, lo que se conoce como “entorno”, juega un papel determinante en la construcción de cierto tipo de relaciones sociales y, por tanto, de poder. Si bien no es una relación *vis à vis*, sí interviene en la conformación de sociedades e incentiva la invención y utilización de ciertas técnicas, sean éstas sociales (patrones de organización jerárquica u horizontal) o tecnológicas (herramientas específicas para lidiar con el entorno). Es por ello que la organización social, por lo menos en etapas poco tecnologizadas, se rige por la forma en que se apropian de los recursos (incluida la mano de obra) los diferentes grupos.

Con ello se plantea una interiorización (¿endogeneización?) del ambiente en un doble sentido. En primer lugar, su aprovechamiento no está únicamente determinado por la abundancia o no de “recursos” sino por la capacidad sociotécnica de cada sociedad; en segundo lugar, por los patrones de concentración del poder en sus distintas acepciones (económico, político, social).

Como se planteó antes, no existen actores sin poder, sino más bien éste se distribuye de manera diferenciada. La posibilidad de acción de cada actor se convierte en un elemento central para determinar cómo se “gestiona” ese “entorno-interiorizado”. En otras palabras, sobre el poder o capacidad de movilización de recursos y de incidir en la conducta de otros, se construye la manera en que se utilizará el ambiente. Por ello se afirma que el ambiente siempre está en disputa. Lo que se transforma son tanto los actores como la capacidad de incidir de cada uno de ellos, a la par que se transforma el entorno-interiorizado.

La forma como se dirimen las “disputas” guarda estrecha relación con el poder, así como con los “instrumentos” que cada uno de los agentes posee. En este sentido, habrá que hacer una distinción entre “capacidad de incidir en los otros” y los mecanismos para hacerlo. Aunque si bien es cierto que van estrechamente vinculados, los instrumentos resultan centrales porque es lo observable en las relaciones entre agentes. Por ejemplo, el Estado, siguiendo la definición weberiana, tiene a su disposición la violencia legítima; pero no únicamente. Otros mecanismos son la disponibilidad de recursos humanos y financieros, así como de instrumentos de política (Aguilar, 2010). Por otro lado, la sociedad civil tiene capacidad organizativa y de reacción. Algunos actores, por ejemplo, los líderes sociales, tienen la legitimidad de hablar por otros.

La conclusión lógica de este argumento es que no existe una única forma de gestionar el ambiente sino múltiples intereses que se transforman en esa arena política. Aun el gobierno, como el agente con mayor poder, no puede imponer decisiones,² debe crear las condiciones para llegar a consensos. Otros actores, como son los empresarios, la sociedad civil, las organizaciones no gubernamentales, entre otros, también “negocian” tanto la manera de gestionar en papel como la gestión misma del ambiente.

En tiempos donde “lo ambiental” es central para la discusión del futuro de la sociedad, es más frecuente que se den conflictos por esta cuestión. El común denominador es la multiplicidad de actores que buscan hacer sentir su presencia y, con ello, ciertas formas de

² Recientemente, con el llamado a la democratización de la toma de decisiones, el gobierno, aunque continúa como el eje articulador de las políticas, permite cada vez más la participación de otros agentes.

mirar, nombrar y actuar sobre lo ambiental. Tomar en cuenta lo anterior lleva a la necesidad de cambiar la forma en que se elaboran, siguen y evalúan las políticas e instrumentos ambientales. Si se continúa por el camino de una evaluación tecnoburocrática será complicado establecer cuáles son los elementos centrales en la definición de política. Como se verá a continuación con tres casos, esos efectos “no esperados” en realidad hablan de una compleja trama de actores/ decisiones/ acciones que tienen resultados concretos.

SUELO DE CONSERVACIÓN DEL DISTRITO FEDERAL

El suelo en el Distrito Federal, según la Ley de Desarrollo Urbano del Distrito Federal, puede dividirse en dos grandes rubros: Suelo Urbano y Suelo de Conservación. El primero es aquel que el programa general clasifique como tal por contar con infraestructura, equipamiento y servicios (Art. 30, I). Por su parte, al Suelo de Conservación se le define como aquel que:

[...] amerite por su ubicación, extensión, vulnerabilidad y calidad; el que tenga impacto en el medio ambiente y en el ordenamiento territorial; los promontorios, los cerros, las zonas de recarga natural de acuífero; las colinas, elevaciones y depresiones orográficas que constituyan elementos naturales del territorio de la ciudad y aquel cuyo subsuelo se haya visto afectado por fenómenos naturales o por explotaciones o aprovechamientos de cualquier género, que representen peligros permanentes o accidentales para el establecimiento de los asentamientos humanos. Asimismo, comprende el suelo destinado a la producción agropecuaria, piscícola, forestal, agroindustrial y turística y los poblados rurales (Art. 30, II).

El Suelo de Conservación del Distrito Federal (SCDF) abarca más del 50% de su territorio. Esta categoría se encuentra en mayor medida en el sur y sur-poniente del DF y se pueden mencionar entre otras a la Sierra del Chichinautzin, la Sierra de las Cruces y la Sierra del Ajusco, así como a las planicies lacustres de Xochimilco, Tláhuac y Chalco. En total, abarca una superficie de 88 442 ha, que representan 59% de la superficie que abarca el Distrito Federal, distribuyéndose territorialmente en nueve delegaciones políticas,

de las cuales Tlalpan y Milpa Alta abarcan 29 y 32%, respectivamente (PAOT, 2005).

La importancia ecológica de estas áreas es considerable debido a que albergan el 11% de la riqueza biológica nacional, con 47 especies endémicas; aunado a ello desempeñan un papel fundamental en la regulación de los ciclos ecosistémicos indispensables para la salud ambiental de la ciudad. La regulación de los ciclos hidrológicos es muy importante para la nivelación del clima y, en particular, de las lluvias.

A pesar de que no existe un consenso de cual es la magnitud de la transformación de esta área, los estudios muestran (según cifras conservadoras) que hay una pérdida de 250 ha al año. Los cambios más importantes se deben a cuatro factores principales: incremento del área urbana construida, transformación del uso del suelo para actividades turísticas y recreativas, tala y aprovechamiento no sustentable, cambios del uso del suelo para actividades agrícolas y ganaderas.

El proceso de urbanización se da por dos vías: el propio desdoblamiento demográfico de la población de los pueblos originarios y la presión externa por urbanizar. En el primer caso, la población conforme crece va construyendo en áreas en donde está permitido pero también donde no lo está. Esta situación se da principalmente en las cabeceras de los asentamientos rurales. Sin embargo, el aspecto que más ha llamado la atención por la cantidad, así como por los fenómenos sociopolíticos y económicos, es aquel referido a los asentamientos irregulares. Aunque la literatura indica la existencia de una cantidad importante de población pobre asentada de manera irregular, también existen las de ingresos medios y altos. Según los datos presentados por Schteingart y Salazar (2006), los asentamientos irregulares rebasaban los 800 en 2006 en el Suelo de Conservación; mientras que la Dirección de Ordenamiento Ecológico del Territorio y Manejo Ambiental del Agua contabilizó 867 asentamientos en 2011.

El segundo aspecto a tomar en cuenta es la ampliación de las actividades turísticas y recreativas. Si bien es cierto, como veremos adelante, que la promoción de este tipo de actividades es una de las formas en que se ha intentado frenar el deterioro, también lo es el hecho de que la transformación de los usos del suelo para acti-

vidades recreativas es un aspecto dañino para la zona. Por ejemplo, la proliferación de *gotchas*, expendios de alimentos y actividades turísticas no reguladas tiene un impacto importante en términos de degradación del suelo.

Aunque el Suelo de Conservación es un espacio donde las actividades agrícolas y ganaderas son permitidas, éstas cuando son a gran escala se convierten en perjudiciales. El crecimiento de las actividades agrícolas, ganaderas y de explotación forestal, aunque no muy importante en términos de ingresos, sí lo es en el aspecto de la degradación del ambiente. Por ejemplo, el incremento del área cultivable y ganadera ha impactado en la pérdida de diversidad biótica y en la degradación del suelo de la zona.

Por último, la tala y el aprovechamiento forestal no sustentable es uno de los grandes problemas del Suelo de Conservación. Al ser un suelo con predominio de bosques, éstos se han convertido en el objetivo de talamontes y de habitantes que cortan los bosques con diversas finalidades, pero sin procurar su restitución. Cuando el bosque es talado y no existe un plan inmediato de restitución, se pierde la capacidad de recuperación prontamente.

ACTORES Y GESTIÓN TERRITORIAL EN SUELO DE CONSERVACIÓN DEL DISTRITO FEDERAL

Como se ha planteado a lo largo de este capítulo, el análisis de los actores es de vital importancia si se pretende conocer cómo se gestiona un espacio y por qué éste se constituye como lo hace. Siguiendo esta línea de argumentación, a continuación se presentan tres esferas donde se puede observar cómo se construyen poderes y acciones sobre el espacio.

Caso 1. Hacia la construcción de una gestión “compartida”³

Cuando se habla de ambiente en la Ciudad de México, rara vez suele asociarse con el Suelo de Conservación. A pesar de la impor-

³ Para una revisión un poco más exhaustiva tanto de la legislación como de los programas que inciden en el Suelo de Conservación, véase Pérez (2011).

tancia que cobra para la preservación de servicios ambientales (tal y como se planteó en el apartado anterior), difícilmente se reconoce el papel que juega dentro de la reproducción socioambiental de la ciudad. Dos elementos son centrales para la explicación de este fenómeno. El primero tiene que ver con el poco conocimiento de su importancia y, el segundo, con las disputas en términos de campos de acción.

En el discurso, la problemática ambiental se concentra en aspectos como la contaminación atmosférica, los residuos sólidos urbanos o el agua. Si bien es cierto que dos de ellos (contaminación atmosférica y agua) tienen estrecha vinculación con el espacio aquí analizado, más allá de círculos especializados, en muy pocas ocasiones se les toma en cuenta.⁴ Por ejemplo, poca población conoce que el Suelo de Conservación es el principal espacio para la recarga de acuíferos, de los cuales depende aproximadamente el 70% del total de la provisión de agua de la ciudad. Por otra parte, sin esa masa forestal que captura carbono y provisión de oxígeno, sería prácticamente imposible vivir dados los niveles de contaminación.

Por otro lado, el argumento gira alrededor de lo que es la construcción de un espacio de acción de gobierno altamente especializado. Generalmente se ha planteado que existe una desvinculación entre esferas de gobierno para manejar el Suelo de Conservación. Lo anterior es completamente cierto; sin embargo, no se trata únicamente de un juicio de valor. Desde este punto de vista, lo anterior esconde una cuestión de fondo: la capacidad que tienen los agentes para construir “cercos” de poder sobre los cuales fundamentan su actuación. La construcción del Estado moderno se basa en la diferenciación funcional de actividades de cada una de sus “entidades”. Con lo anterior, cada una de ellas reclama para sí el “legítimo” poder de actuar sobre una esfera. La gestión se vuelve más complicada cuando dos o más agencias tienen el mismo espacio de actuación, como veremos a continuación con el caso del SCDF.

Este espacio ha dado pie a una larga disputa entre los tres niveles de gobierno y las diferentes entidades en cada uno de ellos.

⁴ En su proyecto actual, el autor explora este aspecto.

Por un lado, a nivel federal, las secretarías de Desarrollo Social (Sedesol), Economía (SE), Agricultura y Recursos Agrícolas (Sagarpa) y Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) han implementado programas con características específicas de cada una de ellas. Semarnat cuenta con programas de atención social enfocados en la atención de problemas de pobreza y deterioro de las condiciones de vida de la población. Estos programas tienen como población objetivo a la de menos recursos, una parte importante de la residente en Suelo de Conservación. Éste es el caso del programa Piso Firme, el cual en años recientes ha ayudado a la consolidación de asentamientos humanos.

La Semarnat es la autoridad federal que más ha incidido en Suelo de Conservación. De los múltiples programas que diseña y ejecuta, están el Pago por Servicios Ambientales (PSA),⁵ y las Unidades de Conservación y Manejo Sustentable de la Vida Silvestre (UMA).

La Sagarpa por su parte ha apoyado la construcción de sistemas agrícolas y ganaderos en Suelo de Conservación a través de programas como Procede.

Los programas del Distrito Federal se pueden dividir en sociales, a través de la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol); económicos, por medio de la Secretaría de Desarrollo Económico (Sedeco) y del Trabajo y Fomento al Empleo (STYFE); urbanos, por vía de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Vivienda (Seduvi); y ambientales, con la Secretaría de Medio Ambiente (SMA). Así, se puede observar que el Suelo de Conservación es uno de los espacios con mayor complejidad en términos de acción de las diferentes instancias de gobierno.

Cada institución pone reglas específicas sobre las cuales se conformará su espacio.⁶ Por ejemplo, el Pago por Servicios Ambientales de Conafor y las retribuciones por la Conservación de Servicios Ambientales de la Coren, compiten en muchas ocasiones por la población objetivo sin la intención de trabajar de manera conjunta para al menos incrementar el monto de la retribución (esto se ob-

⁵ A través de la Comisión Nacional Forestal.

⁶ Desafortunadamente el espacio no es suficiente como para desglosar las reglas de operación de cada uno de los programas y mostrar las particularidades que entraña cada uno de ellos y cómo se concibe la acción conjunta entre entidades de gobierno.

serva en la misma forma como son concebidos los programas, en la población objetivo, así como en las reglas de operación de cada programa). Esta misma cuestión se puede trasladar a los incentivos agrícolas de Sagarpa y su contraparte a nivel local, la Secretaría de Desarrollo Rural y Equidad para las Comunidades (Sederec).

La segunda herramienta es el tiempo de ejecución de los programas. Las convocatorias tienen una periodicidad anual y son ejecutadas con los recursos financieros disponibles en los respectivos y determinados años. Así, la gestión ambiental se convierte en una cuestión de corto plazo ligada a la disponibilidad de eventuales recursos financieros y no a un programa de financiamiento sistémico a largo plazo, lo que indica la necesidad de una presencia constante de las agencias de gobierno encargadas de la procuración de incentivos monetarios.

La última herramienta importante es la referente a la supervisión y seguimiento de la implementación de los programas. Como gran parte de la construcción de ese espacio de poder se hace respecto a ciertas normas, el seguimiento de las mismas se debe hacer con personal calificado, el cual es el encargado de velar por los intereses del ente específico. Las agencias de gobierno, a través de su personal, son las que tienen la decisión de continuar o interrumpir las acciones seguidas de acuerdo con una serie de conocimientos y normas establecidas previamente.

Los asentamientos humanos irregulares han sido uno de los mecanismos para allegarse vivienda en las ciudades latinoamericanas. La Ciudad de México no podía ser la excepción. Los dos casos siguientes muestran la importancia de tomar en cuenta ese "ambiente en disputa".

Caso 2. La disputa por el espacio

Los asentamientos humanos irregulares conforman una parte importante del paisaje de las ciudades latinoamericanas. Sin embargo, cuando el proceso de consolidación avanza, las estrategias de esos primeros pobladores se modifican debido a la presencia de tres actores centrales: el gobierno, otros asentamientos humanos, sean regulares o no, y los residentes o antiguos dueños.

La estrategia que cada uno de ellos siga va a depender del lugar en la jerarquía de poder y de la posición en el espacio.⁷ En el caso de una comunidad en Tlalpan, ésta se instaló desde finales de los años sesenta como asentamiento irregular. Posteriormente, con el reconocimiento como asentamiento “regularizado” se plantearon dos interrogantes: qué hacer con el espacio ganado y cómo adaptarse al nuevo marco regulatorio del sur de la Ciudad de México, particularmente a la declaratoria de Suelo de Conservación.

En este sentido, el haber conquistado un espacio no significa que los conflictos terminen, sino simplemente que se transforman en otros. En el caso que nos ocupa en este momento, cuando el tema ambiental todavía no se instalaba en la agenda política, los principales intentos de desalojo se relacionaban con el incumplimiento de las normas urbanísticas. Las condiciones sobre las cuales se construye la colonia unen la necesidad de vivienda y la capacidad organizativa de la población, por un lado, y la necesidad de legitimación de las autoridades, por el otro. Cuando el tema ambiental se vuelve el centro de los discursos y las acciones, el conflicto aparece con una nueva cara.

La transformación del discurso gubernamental viene de la mano de una modificación de las estrategias y los grandes temas en la agenda política y, por lo tanto, del tema central de la disputa. Aunque ambas partes han logrado establecer como objetivo central el de conservar el área que rodea a la comunidad, no han logrado determinar cuáles son las acciones particulares. Por un lado, las autoridades continúan con una visión de comando y control y, por otro, la comunidad ha visto en la conservación del área el mantenimiento de una identidad perdida con la naturaleza. Así, se enfrentan dos visiones de la naturaleza, la primera tecnificada y con un fuerte discurso científico, y la segunda, cercana a las relaciones con lo natural basadas en un conocimiento tradicional.

Las autoridades acusan a la comunidad de “ensuciar” y promover la ocupación ilegal del suelo y ésta, a su vez, denuncia la incapacidad de las autoridades para mantener el espacio. Cada uno, desde su propia trinchera, genera discursos que pretenden

⁷ Por razones de anonimato solicitado por los entrevistados en los dos casos, se omite la mayor cantidad de datos que puedan comprometer ese acuerdo.

incidir en la actuación de los otros, procurando encarnar la legitimidad necesaria para hablar por el ambiente.

Conforme la colonia crece, llegan nuevos moradores y las relaciones con éstos y los agentes de gobierno se hacen más complejas. Los nuevos son vistos como extraños, aquellos que les quitarán ese contacto con la naturaleza que se ganaron por el hecho de ser los primeros moradores; mientras que el gobierno es rescatado en su papel de mediador o garante de la seguridad perdida.

Los nuevos moradores, por su parte, recién construyen su espacio. Si bien es cierto que éstos aprendieron de sus contrapartes ya instalados, no necesariamente siguen sus pasos. Ellos crearon sus propias estrategias para allegarse recursos, servicios e infraestructura. Con el gobierno establecen relaciones de cercanía-lejanía, a través de las peticiones explícitas de introducción de servicios (aun cuando esto no está permitido por la legislación actual) y las amenazas de desalojo.

Caso 3. El espacio como constructor de poderes y legitimidades⁸

La ocupación del espacio en periferias urbanas pasa por múltiples aspectos. Uno de los más importantes es la construcción de legitimidades en las comunidades ocupantes del suelo. La legitimidad, en este sentido, es una doble relación que se articula, una en el interior de las comunidades y la otra en el exterior. Es por demás plantear que ambas se encuentran estrechamente vinculadas y que, en muchas ocasiones, se retroalimentan.

Las relaciones dentro de la comunidad se basan en relaciones de liderazgo carismático, pero altamente autoritario. El carisma es central pues a partir de éste se establecen las relaciones de poder en el interior de la comunidad. El líder es legítimo porque tiene el poder que le permite tomar decisiones por los otros, mientras que la comunidad delega la responsabilidad de hablar por ellos.

Si bien es cierto que en un primer momento, en la mayoría de los casos, los líderes no son reconocidos como legítimos, la legiti-

⁸ Este apartado ha sido tomado del trabajo de tesis de Alicia Cruz García publicado recientemente en un capítulo en coautoría.

midad se construye por la vía de acciones específicas, en donde la movilización de recursos (sean éstos monetarios o humanos) es central. La puesta en la mesa de recursos hace que el líder se consolide. Éstos pueden ser resultado de conformaciones previas (por ejemplo, relaciones con otros actores) o generados durante la consolidación del grupo (discursos, movilizaciones, entre otras).

Por otro lado, el líder también es considerado como un interlocutor legítimo por las autoridades. Cuando éste se posiciona dentro de la comunidad, ésta le otorga la capacidad de hablar por ellos, misma que fue reconocida por la autoridad.⁹ Con este capital, el líder es capaz de establecer negociaciones en diversas esferas de la vida cotidiana de la comunidad: dotación de agua y electricidad, principalmente.

En este sentido, el líder encarna una doble relación: tanto en el interior como en el exterior de la comunidad. Por un lado, establece una relación de dominación al interior basada en dos aspectos centrales: *a)* las amenazas de pérdida del servicio, y *b)* la promesa de regularizar el asentamiento y la dotación de servicios para la comunidad. Como la comunidad es un asentamiento irregular, la dotación de servicios urbanos (agua, drenaje y electricidad, principalmente) se gestiona de manera cotidiana a través de mecanismos específicos: pipas, conexiones no estables al cableado eléctrico y descargas en lugares cercanos. Sin embargo, cada uno de estos servicios es manejado de manera “particular” por el líder. Es él quien recoge gran parte de las “cuotas” de conexión a la electricidad, y gestiona con la delegación y con particulares la dotación de agua vía camiones cisterna (pipas). Cuando alguien en la comunidad se atreve a contradecir o a ir en contra, simplemente es excluido. El uso de la violencia simbólica es precisamente uno de los mecanismos para la reproducción del liderazgo, pero también del asentamiento, pues si no existiesen esos mecanismos de presión en el interior la cohesión se perdería.

En el exterior, la amenaza de movilizaciones de población y alianzas con los actores políticos cierra el círculo de la reproducción cotidiana de la comunidad. En el caso analizado, el líder forma

⁹ En otros casos, en el mismo Suelo de Conservación, la autoridad es la que le confiere legitimidad al imponer o declarar legítimo al líder.

parte de la maquinaria política de una fracción de la élite que gobierna la delegación. Esto, en su momento, permitió una comunicación más o menos fluida, lo que en última instancia repercutió en la no desaparición del asentamiento. Las amenazas por parte de entidades específicas de la planeación urbana, por un lado, y ambiental, por el otro, de desalojar al asentamiento no fueron llevadas a cabo gracias a la movilización de los pobladores y el papel del líder en la negociación.

Tal y como se plantea en el caso anterior, conforme el discurso ambiental se hace cada vez más presente, el requisito para permanecer en el lugar se inclina hacia el cumplimiento de cierta normatividad. La consolidación y, reconocimiento del asentamiento se dio por la activa participación del líder y la realización de estudios de impacto ambiental. Éstos fueron llevados a cabo por una instancia externa, la cual aseguró su confiabilidad. Sin embargo, son solamente una parte del largo trayecto que significa el reconocimiento de una comunidad en el SCDF.

CONSIDERACIONES FINALES: IMPLICACIONES PARA LA GESTIÓN ESPACIAL Y LA EVALUACIÓN DEL PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

En años recientes el análisis de las políticas públicas ha cobrado relevancia. Éstas han pasado de ser concebidas como una acción de gobierno sin tener en cuenta los resultados, a analizarse como un proceso complejo en donde interviene desde la legitimidad del proceso de diseño hasta su constante evaluación (Aguilar, 2010). Sin embargo, en este proceso pocas veces se considera cuál es el papel de los diferentes actores en el resultado/eficacia de una acción de gobierno.

En este capítulo se plantearon tres casos y se muestra la complejidad que supone la gestión de un espacio con valor ambiental para una ciudad. Una perspectiva como ésta privilegia el análisis de los actores y permite entender por qué ciertas políticas, a pesar de un diseño coherente, no han tenido éxito en el SCDF. Las políticas ambientales pocas veces hacen un análisis de actores; ello incide en los efectos que éstas tendrán. Si no los toman en cuenta será

muy complicado que cumplan con los objetivos para los cuales fueron creadas.

En el caso de este libro, el Programa de Pago por Servicios Ambientales no escapa a esta lógica. La coordinación/cooperación entre entidades de gobierno-propietarios del suelo es un elemento central para la eficacia del programa. Sin embargo, estos acuerdos siempre estarán presionados por otros agentes que también buscan incidir en el territorio donde se ejerce el recurso del programa. Los cambios de uso de suelo o la no continuidad del programa deben ser evitados a como dé lugar mediante negociaciones entre los actores.

En términos políticos y de política pública, la situación de riesgo en la que se encuentra el SCDF es agravada por una serie de actores que ven en él un botín político. Como se planteó al inicio del capítulo, todos los actores se creen con la legitimidad para establecer cuáles deberían ser las directrices para seguir en el SCDF. El conflicto de intereses no es únicamente entre grupos sociales organizados y gobierno, sino también dentro de este último. La extrema fragmentación de acciones incentiva que se originen esos intereses políticos. Por ello es necesario establecer lazos de comunicación entre agencias y actores para llegar a acuerdos sobre la importancia del SCDF. En el caso del pago por servicios ambientales, siguiendo la lógica de este capítulo, debería existir una comunicación efectiva y que se traslade a acciones no competitivas en materia de servicios ambientales entre los gobiernos del Distrito Federal y el federal. Como se planteó en los casos 2 y 3, gran parte del cambio de usos del suelo se debe a la existencia de incentivos económicos o políticos que superan la ganancia por conservar. Si existiese una coordinación llevada a acciones concretas se podrían sumar esfuerzos para que las ganancias por conservar fueran mayores a las del cambio de usos. Un ejemplo, tomando como el centro a los servicios ambientales. Con un análisis de costos/ganancias marginales por conservar o por cambio de usos del suelo se podrían establecer retribuciones a los propietarios que superen los precios de mercado de suelo urbano. Esto podría ser posible con la participación del gobierno federal, del gobierno local y privados. Sin embargo, implicaría que cuatro agentes (gobierno federal, gobierno local, privados y propietarios) se sentaran a dialogar para establecer una estrategia de mediano y largo plazo para de-

terminar cuáles serían las áreas susceptibles de ser apoyadas, la duración del apoyo, el proceso de transición hacia mecanismos de no dependientes únicamente de transferencias monetarias (auto-generación de recursos), tipos y periodicidad de las evaluaciones y sanciones de no cumplimiento, entre otros aspectos. La efectividad de una política de este tipo, como ha intentado mostrarse a lo largo de este capítulo, no es lineal; es una concatenación de fenómenos que se relaciona con la capacidad de los actores para ponerse de acuerdo, respetar las decisiones y la existencia de marcos normativos que permitan que lo anterior suceda.

Agradecimientos

El trabajo aquí presentado es el resultado de varios proyectos de investigación. Por ello agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el financiamiento del proyecto 80848 “Instrumentos de Política Ambiental y Expansión Urbana. Los Casos de los PSA, las UMA y los FOCOMDES en el Contexto de la Expansión Urbana de la ZMCM”, y del 179301 “Valoración Económica Ambiental del Suelo de Conservación”. Asimismo agradecemos al Departamento de Sociología, particularmente de la Maestría en Planeación y Políticas Metropolitanas, de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, por las facilidades brindadas durante la estancia posdoctoral, a lo largo de la cual este capítulo fue elaborado.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, L.F. (2010), *Política pública*, México, Siglo XXI Editores/Gobierno del Distrito Federal/Escuela de Administración Pública del Distrito Federal.
- Beder, S. (2006), *Environmental Principles and Policies. An Interdisciplinary Approach*, Sydney, University of South Wales Press.
- Giddens, A. (1995), *La constitución de la sociedad: bases para la teoría de la estructuración*, Buenos Aires, Amorrortu.
- Mollá, M. (2006), “El crecimiento de los asentamientos humanos irregulares en áreas protegidas: la delegación Tlalpan”, *Investigaciones Geográficas*, núm. 60, pp. 83-109.

- Pérez, E. y S. Valle (2013), "Desarrollo y ambiente: una visión desde los efectos cruzados de las políticas social y ambiental en Ocosingo, Chiapas", en V.S. Foucat, *Medios de vida sustentables*, México, IIEC-UNAM.
- Pérez, E., M. Perevochtchikova y S. Ávila (2011), *Suelo de Conservación del Distrito Federal: ¿hacia una gestión y manejo sustentable?*, México, Miguel Ángel Porrúa.
- Poteete, A.M., M. Janseen y E. Ostrom (2012), *Trabajar juntos. Acción colectiva, bienes comunes y múltiples métodos en la práctica*, México, UNAM/IASC/CIDE/Conabio/CCMSS/Colegio de San Luis/FCE/UAM.
- Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento del Territorio (2005), *Elementos para una gestión adecuada del suelo de conservación del Distrito Federal*, documento de trabajo.
- Schteingart, M. y C. Salazar (2006), *Expansión urbana, sociedad y ambiente*, México, El Colegio de México.

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES HIDROLÓGICOS

ANÁLISIS DESDE UNA PERSPECTIVA SOCIOAMBIENTAL EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, MÉXICO, DISTRITO FEDERAL

*Ángela Piedad Caro Borrero**

*Alonso Aguilar Ibarra***

*Lucía Almeida Leñero****

INTRODUCCIÓN

A pesar del uso cotidiano del agua, la sociedad no reconoce los procesos hidrológicos relacionados con su abastecimiento. En el caso de la Ciudad de México, la escasez o estrés hídrico responden tanto a políticas de manejo inadecuadas, como a procesos sociales que ejercen una presión adicional en los acuíferos y en las fuentes superficiales de agua (Sánchez, 2007). La ciudad fue edificada hace más de 500 años sobre el lecho de una cuenca endorreica, la cual aún conserva vestigios en los lagos de Xochimilco, Chalco y Zumpango (Jujnovsky, 2006). El área enfrenta un proceso acelerado de crecimiento poblacional y una situación paradójica de desabastecimiento de agua, ya que durante tres siglos se extrajo de los acuí-

* Estudiante de Doctorado, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Adscrita al Laboratorio de Ecosistemas de Montaña, Facultad de Ciencias, UNAM. Correo electrónico: Angelacaro23@gmail.com.

** Investigador, Instituto de Investigaciones Económicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: aaguilar@iiec.unam.mx.

*** Profesora, Laboratorio de Ecosistemas de Montaña, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Correo electrónico: lal1@hp.ciencias.unam.mx.

feros internos y actualmente se pagan altos costos para importarla de cuencas aledañas en un 30% (Jujnovsky, 2006). En respuesta a esta situación, se han implementado diversos instrumentos de políticas públicas para la conservación de bosques, como es el Programa Federal de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH); asimismo se han incrementado los estudios de los Servicios Ecosistémicos (SE) que relacionan el bienestar del hombre con los ecosistemas.

El concepto de SE surge entre los años sesenta y setenta, y destaca la relación de las sociedades humanas con los ecosistemas y la importancia de éstos para sustentar nuestras vidas (Costanza *et al.*, 1997). El reporte del Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2003) los define como: “Los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas” y es la definición más usada en términos de políticas ambientales. A partir de que el concepto se posicionó en la agenda política, los estudios se han incrementado exponencialmente (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). Según el MA (2005), los SE se dividen en culturales, de provisión, regulación y soporte. Los servicios ecosistémicos hidrológicos (SEH), comprendidos entre los de provisión y los de regulación, son producto de la capacidad de los ecosistemas para captar agua y así mantener la oferta hídrica para el beneficio de las sociedades humanas (INE, 2006).

Aun cuando el concepto de SE relaciona los ecosistemas con el bienestar humano, éstos no han sido cuantificados adecuadamente, como es el caso de los bienes económicos, por lo que a menudo tienen muy poco peso en las decisiones políticas, aunque se comprometa su sustentabilidad (Costanza *et al.*, 1997). En virtud de lo anterior, ha surgido la *economía circular* (concepto propuesto por Pearce y Turner, 1990), que contempla en los mecanismos de producción a los recursos naturales y en el análisis económico a los bienes y SE (Barzev, 2002). Estas valoraciones permiten sustentar políticas públicas para frenar la pérdida de los ecosistemas (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). En el caso del agua, que es un bien público, se considera que su precio es cero, por lo que el mercado falla al tratar de asignarle un precio, resultando en un abuso del servicio (Barzev, 2002; Sundberg, 2004).

Los métodos de valoración económica se dividen en los que se usan para estimar la demanda y los que no la estiman. El mé-

todo de costo/reemplazo, que es el utilizado en este estudio, corresponde a los que no la estiman y asume que es posible encontrar sustitutos perfectos para los bienes y SE. El costo de reemplazar una función, de un sistema ecológico por un sistema tecnológico, se usa para medir el valor económico de la función del ecosistema en sí mismo; e intenta dar una aproximación correcta del valor, siempre y cuando se cumplan las condiciones siguientes: 1) que la tecnología proporcione funciones equivalentes en calidad y cantidad a los SE (*sustitutos perfectos*); 2) el o los sistemas tecnológicos elegidos son la alternativa menos costosa para reemplazar el SE en cuestión (*costo-efectividad*); 3) los individuos en conjunto pueden incurrir en estos costos, si el SE no se encuentra disponible (*disponibilidad a pagar*); y 4) que los costos de inversión y mantenimiento de la tecnología estén incluidos en el costo de reemplazo (Shabman y Batie, 1978).

El PSAH en México fue iniciado en 2003 para atender los problemas de escasez de agua y deforestación, así el gobierno compensa a los participantes con pagos directos para realizar prácticas de manejo que protejan las áreas de recarga de los acuíferos, manteniendo la cobertura vegetal. Se paga desde \$382/ha/año, hasta \$1 100/ha/año para el bosque de niebla, que se considera el de mayor importancia hidrológica (Semarnat, 2012). La determinación del monto se hizo mediante el costo de oportunidad por cultivos de maíz (Alix-García *et al.*, 2010). La elegibilidad se determina, mediante el análisis prioritario de los diferentes tipos de bosques, en función de la importancia en la recarga del acuífero y de la cuenca hidrográfica; además, toma en cuenta la distribución social de los beneficios, tratando de favorecer más a los pobres que a la adicionalidad ambiental (Kosoy *et al.*, 2007; Pascual *et al.*, 2010). Los pagos son anuales, con posibilidad de renovarse cada cinco años, si después de verificar con imágenes de satélite se ve que no ha ocurrido ningún cambio en el uso de suelo; en pocos casos se realiza la verificación en campo (Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Kosoy *et al.*, 2008; Rolón-Sánchez *et al.*, 2011).

El agua como SEH es un bien económico con disponibilidad limitada e irregular, por lo que se considera un bien escaso; debe estar sujeto a regulaciones que garanticen su suministro e impidan su desperdicio (Montecillo y Puchet, 2000). La Ciudad de México

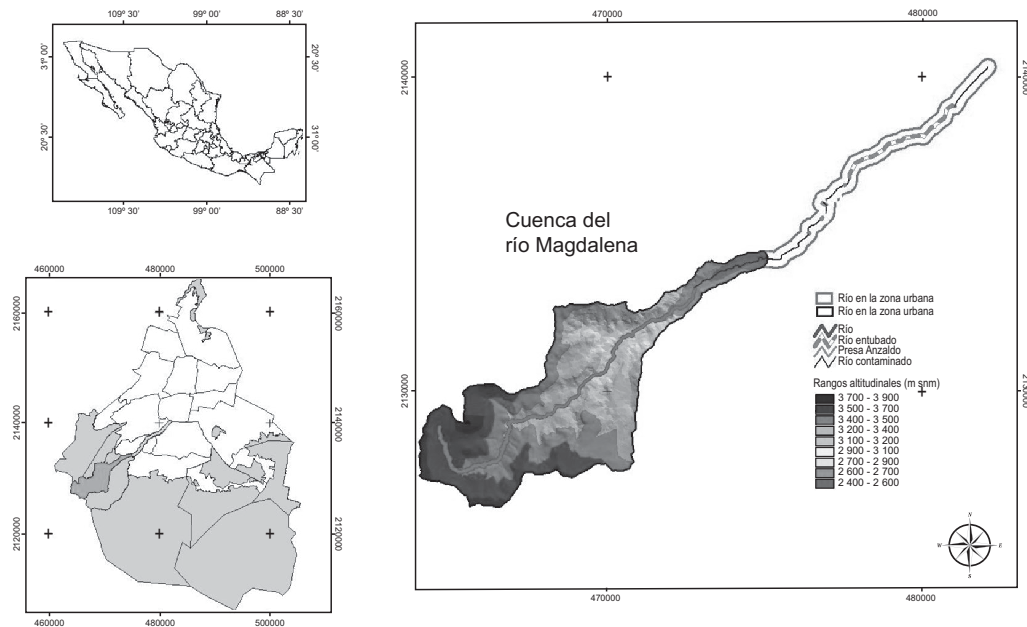
cuenta con abastecimientos de agua superficial que deben ser conservados, un ejemplo es el de la cuenca del río Magdalena (CRM), que provee 21 millones de m³ de agua dulce al año, contribuyendo con un 50% al abasto superficial de la ciudad (Almeida-Leñero *et al.*, 2007; Jujnovsky *et al.*, 2007), beneficiando a 21 colonias de la delegación Magdalena Contreras (González-Martínez, 2008). Por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar el funcionamiento del PSAH en la CRM en función de sus características socioambientales.

ÁREA DE ESTUDIO

La CRM, con 30 km² de área de captación, se encuentra en su mayor parte en la delegación Magdalena Contreras, al suroeste del DF, en el margen inferior del Cerro de las Cruces (delegación Magdalena Contreras, 2010), a los 19°15'00" N y 99°17'30" O. El total de la extensión de la cuenca forma parte de los bosques protegidos al sur de la Ciudad de México, conocidos administrativamente como el Suelo de Conservación del Distrito Federal (Jujnovsky, 2006). El río Magdalena nace en la Sierra de las Cruces, en la delegación Cuajimalpa, a 3 600 msnm. Es perenne, ya que es alimentado por numerosos manantiales dentro del Suelo de Conservación del DF; recorre 14.8 km, y en la zona urbana 8.8 km a cielo abierto y 4.6 km entubado (figura 1). Una porción del agua es captada en la parte baja de la cuenca por la planta de tratamiento del primer Dinamo y la otra parte es entubada y dirigida al río Churubusco; continúa por el canal de desagüe y sale de la cuenca de México por el tajo de Nochistongo, Estado de México, para incorporarse al río Tula en el estado de Hidalgo.

La comunidad Magdalena Atlitica participa desde 2008 en el PSAH con 1 450.49 ha de bosque (Jujnovsky, 2006; PMRRM, 2008; Delegación Magdalena Contreras, DF, 2010).

FIGURA 1
Ubicación de la cuenca del río Magdalena, DF.



FUENTE: Elaborado por Aguilar Zamora.

METODOLOGÍA

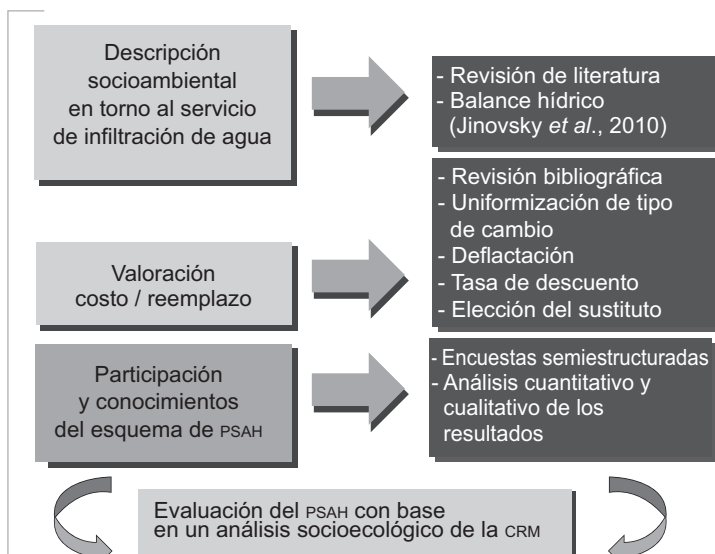
Las etapas de la investigación se señalan en la figura 2, donde también se muestran los diferentes métodos y técnicas empleadas.

1. Para la descripción socioambiental de la CRM se integró la información relevante en cuanto a la tenencia de la tierra y la vida comunitaria.

2. La valoración costo /reemplazo del SE de provisión de agua se realizó dentro de la cuenca tomando los flujos de agua subsuperficial, ya que la infiltración profunda es despreciable, menos del 1% por la geología de la cuenca, y toda el agua que se infiltra en la superficie del suelo es parte del escurrimiento base (Jujnovsky *et al.*, 2012) que se tomará como el componente del ciclo hidrológico que corresponde al flujo subsuperficial. Se incluyeron datos biofísicos del balance hídrico calculado a través del método Soil Water Assessment Tools (SWAT) que divide a la cuenca en subcuencas (*unidades de escurrimiento*), con información hidrológica, y éstas a su vez en *unidades de respuesta hidrológica* con información de suelo y vegetación (Jujnovsky, 2012).

Para obtener las características, los costos de las tecnologías y, por lo tanto, encontrar el sustituto que reemplazaría el servicio, se consultó la literatura especializada; sin embargo, en muy pocos casos se encontró información de los sustitutos que incluyera los costos (Caro-Borrero, 2012). Para tener un valor uniforme de todas las tecnologías en pesos mexicanos, se realizaron las conversiones respectivas para cada tipo de moneda; los precios de las tecnologías se actualizaron del año de su publicación a la fecha en que se realizó el estudio; para la deflactación se utilizó el Índice Nacional de Precios al Consumidor <www.banxico.org.mx>. El precio a futuro de las tecnologías encontradas se ajustó con el valor obtenido de la deflactación (Caro-Borrero, 2012). Una vez que se eligió la tecnología que reemplaza el servicio de flujos subsuperficiales de agua, se estimó monetariamente el costo indirecto del servicio (Sundberg, 2004), a partir de un análisis de factibilidad técnica realizado por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 2010), que incluye estudios especializados. El valor del sustituto tecnológico fue cotizado por la empresa Servicios Hidráulicos del Bajío S.A. de C.V.

FIGURA 2
Etapas del estudio en la cuenca del río Magdalena, DF



FUENTE: Caro-Borrero, 2012: 25.

3. Para conocer el grado de participación y conocimiento del PSAH, se realizaron 41 encuestas semiestructuradas a los comuneros (>10% de la población activa, que actualmente son 250 comuneros), probadas en una prueba piloto. De los 1 779 comuneros de la Magdalena Atlitico reconocidos por el registro agrario, el número máximo de participación ha sido de 800 a 900, sin embargo, sólo asisten regularmente 250 y 800 para las votaciones (Ramos, 2008).

El diseño de la encuesta se basó en el método Sustainable Livelihood Approach (SLA) (Chambers y Conway, 1991; DFID, 1999), que ayuda a entender, en un periodo muy corto, la complejidad de las interrelaciones de la comunidad y además facilita las respuestas de los entrevistados. Para valorar la participación y el reconocimiento tanto de la institución como del programa, se realizó un análisis econométrico; se estudiaron las 41 encuestas de campo mediante un

modelo logístico con el paquete econométrico Stata 10. Para responder a la pregunta ¿usted participa actualmente en un esquema de PSA?, se escogió una variable dependiente binaria 1 (sí) y 0 (no); posteriormente, se identificaron las variables con un mayor potencial estadístico de interpretación tratando de perder la menor cantidad de información. Para lograr un análisis más completo, se recurrió a literatura sobre participación en el PSAH en casos similares (Tognetti *et al.*, 2004; Zbinden y Lee, 2005; Martínez, 2008; Asquith y Wunder, 2009; Echeverría, 2010). Las variables independientes elegidas para estimar el modelo econométrico y que influyen en el conocimiento de la comunidad Magdalena Atlitica en el esquema de PSAH se presentan en la cuadro 1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los comuneros de la Magdalena Atlitica poseen títulos de propiedad desde 1535, pero fue hasta 1975, con la resolución presidencial de Confirmación de Bienes Comunes, cuando se les restituyó a 1 779 comuneros, 2 393 ha, casi toda la extensión de la CRM (Ramos, 2008). La comunidad se organiza de forma autónoma en la asamblea general, máxima autoridad comunal que se reúne mensualmente y es donde se toman las decisiones.

La zona cuenta con una declaratoria de Zona Protectora Forestal los Bosques de la Cañada de Contreras, DF (27 de junio de 1932), con 3 100 hectáreas correspondientes a terrenos forestales de la Hacienda de la Cañada y del Pueblo de la Magdalena. Un decreto presidencial del 19 de mayo de 1947, a favor de la creación de la Unidad Industrial de Explotación Forestal, para la fábrica de papel Loreto y Peña Pobre, declaró la Zona de Protección Forestal del Río Magdalena, DF. Dicho decreto abarca una faja de 12 kilómetros de longitud, desde el nacimiento del río aguas abajo, con una anchura de 500 metros a cada lado del cauce (Fernández-Eguiarte *et al.*, 2000). Finalmente, el Programa General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal del año 2000 establece una superficie de 215 ha con categoría de zona protectora forestal.

El análisis de la cobertura vegetal clasifica a los bosques de la siguiente manera: conservados (1 997.6 ha, 66.7%) y deteriorados (426.7 ha, 14.3%); la superficie restante (19%) corresponde a las otras

CUADRO 1
Variables que explican el modelo econométrico utilizado en este estudio

<i>Variable independiente</i>	<i>Tipo de variable/descripción</i>
Número de veces que participa al año en las asambleas generales (Asamblea) (A.1)	Cuantitativa discreta. Hace referencia al número de veces que el comunero asistió en un periodo de un año a las asambleas; el número máximo posible era 12.
Confianza en la Conafor (Conafor) (E.3.5)	Dicotómica (transformada). Pedía identificar en un rango de 1 a 5 qué tanta confianza tenía el comunero en las actividades realizadas por esta institución.
Si piensa que la corrupción es un problema dentro de su vida (Corrupción) (H2.10)	Dicotómica. Pretendía dar a conocer si la persona pensaba que en las actividades de la vida diaria existía corrupción, como malos manejos de dinero o administrativa.
Nivel de ingreso (Ingreso) (H.3.4)	Cuantitativa discreta (intervalos de salario). Se midió teniendo como base el salario mínimo mensual vigente del DF. Se preguntó por un aproximado de ingreso mensual familiar dentro de los intervalos propuestos.
Edad (A.8)	Cuantitativa discreta. Tomaba el número de años cumplidos.
Educación (B.4)	Cuantitativa discreta (se agruparon por niveles de educación). El comunero decía su nivel máximo de estudios concluidos.
Trabaja o cultiva un predio o parcela dentro del polígono (Trabaja/Cultiva) (C.1)	Dicotómica. Podían tener una parcela cultivada, o trabajar dentro de la cuenca con un restaurante, criadero de truchas o alguna actividad lucrativa que realizara dentro del polígono comunal.
Si cree que el agua del río se puede acabar (Río) (C.12)	Dicotómica. El comunero respondía si pensaba o no que el agua del río algún día se podría acabar y daba una posible explicación.

FUENTE: Caro-Borrero, 2012: 31.

NOTA: las letras con número dentro del paréntesis corresponden a la sección de la encuesta semiestructurada que fue aplicada en la comunidad.

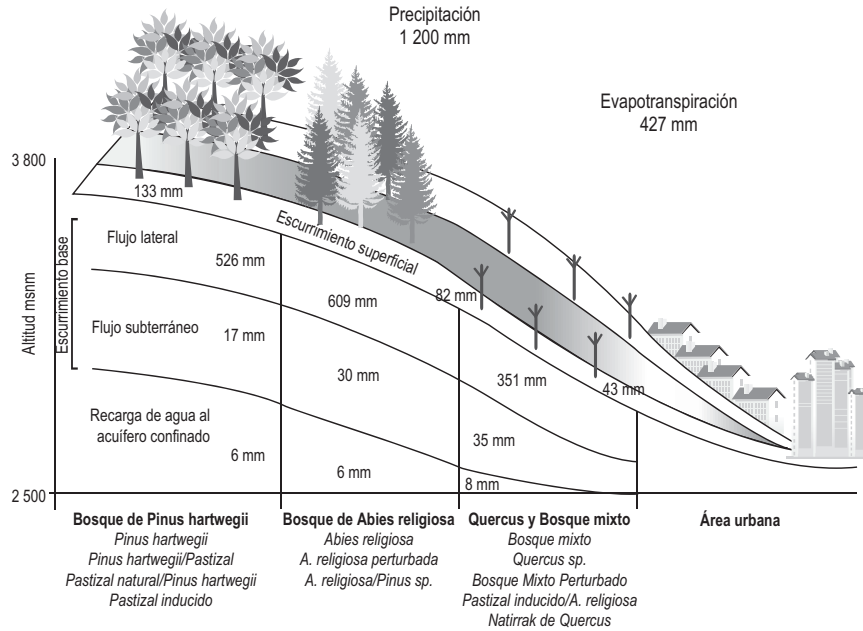
categorías de vegetación (PMRRM, 2008). Además, se reconocen tres tipos de comunidades vegetales (figura 3), la de *Pinus hartwegii* con 943 ha en la parte alta (3 500-3 870 msnm), con Andosoles húmicos y ócricos permeables y que contribuyen en gran medida a la infiltración es la comunidad más vulnerable por su alta erodabilidad (Jujnovsky, 2006), su producción de agua de acuerdo con el balance hídrico es de 6 878 000 m³. En la parte media de la cuenca (3 000-3 500 msnm) se presenta el bosque de *Abies religiosa*, con 1 469 ha; con Andosoles húmicos presenta un balance hídrico de 10 994 800 m³ al año, esta unidad es la que más servicios ecosistémicos genera: provisión de agua, aunque la precipitación es menor que en la parte alta, el escurrimiento es mayor por su gran extensión (Jujnovsky, 2006). La comunidad de bosque mixto y de *Quercus* se desarrolla en la parte baja de la cuenca (entre los 2 500 y 3 000 msnm), con 482 ha y un balance hídrico de 3 217 500 m³ al año este bosque corresponde a la zona de influencia humana de la cuenca (Jujnovsky *et al.*, 2010).

La relación directa entre la cobertura forestal y la cantidad y calidad del agua está probada sólo para algunos bosques de niebla en zonas tropicales (Kosoy *et al.*, 2007; Farley y Costanza, 2010; Muñoz-Piña *et al.*, 2008), por lo que se desconoce la adicionalidad en la provisión de los servicios (Wunder, 2008; Pattanayak *et al.*, 2010; Pascual *et al.*, 2010).

El balance hídrico de la cuenca es de un total de 21 millones de m³ al año, aproximadamente el 50% de la demanda de agua superficial de la Ciudad de México (Jujnovsky *et al.*, 2012). La precipitación es de 1 109 mm anuales, el residual de la precipitación que fluye por gravedad corresponde al escurrimiento total de 640 mm; no se infiltra de manera profunda y es la que no se evapotranspira (la infiltración coincide con la provisión) (Jujnovsky *et al.*, 2012). Los datos del balance hídrico permitieron valorar la cuenca en términos hidrológicos y establecer una línea base para comparar en el tiempo la cantidad de agua, elemento poco considerado por la dificultad para su medición en comparación con el de la calidad de este líquido (Kosoy *et al.*, 2007). Es fundamental que los esquemas de PSAH se basen en datos de las características propias de las cuencas y no en supuestos (Mayrand y Paquín, 2004; Muradian *et al.*, 2010).

Las tecnologías propuestas para reemplazar el SE de flujos de agua subsuperficial se describen en el cuadro 2, de donde se esco-

FIGURA 3
 Datos del balance hídrico según el tipo de bosque en la CRM, DF



FUENTE: Jujnovsky *et al.*, 2012.

CUADRO 2
Tecnologías propuestas para la valoración del SE de provisión de agua en la CRM, DF

<i>Tecnología</i>	<i>Tiempo de vida</i>	<i>Capacidad</i>	<i>Costo</i> <i>(1 dólar y 2 pesos mexicanos)</i>	<i>Referencia</i>
Depósitos y canales de infiltración	>100 años	Recargan 1 000.000 m ³ 1 000-20 000 m ³ / ha-día	Inversión inicial de \$31 300 dólares \$247 770.8 pesos	Freshwater Augmentation, 1997 Fox, 1999
Trampas de agua	Entre 20 y 25 años	Almacenan entre 250 y 400 m ³	133 a 167 dólares \$1 052.828 a \$1 321.972 pesos	Freshwater Augmentation, 1997 Fox, 1999
Pozos de inyección en la zona vadosa	5 a 20 años	1 000-3 000 m ³ /pozo/ día	Costo capital 100 000- 150 000 dólares por pozo \$955 300 a \$1 432 950 pesos	Fox, 1999
Pozos de inyección directos	25-50 años	2000-6000 m ³ /pozo/ día 665 l/seg	Costo capital \$100 000-1 500 000 dólares por pozo/\$955 300 a \$ 14 329 500 pesos 1 300 000 pesos/pozo	Fox, 1999 Servicios Hidráulicos del Bajío S.A. de C.V, 2011
Tanque de percolación	25 años	Recarga adicional de agua de 298.4 mil m ³	El costo de construcción es 3 468. 926 dólares/\$ 32 804. 939 pesos. La inversión anual para la construcción es 138 756 dólares/\$1 312 195.48 pesos La inversión anual total es 15 263 174.73 dólares/\$144 331 632.8 pesos	CGWBMWR 2000

Tapones de cemento	12 años	La recarga adicional de agua es de 58.70 mil m ³	El costo de construcción es 41 997 038.4 dólares/\$397 132 394.5 pesos. La inversión anual para la construcción es 3 499 858.34 dólares/\$33 095 360.46 pesos. La inversión anual total es 3 849 803.62 dólares/\$36 404 513.01 pesos	CGWBMWR, 2000
Estructuras de gavión	No disponible		El costo es de 450.61-6 391 615.79 dólares / \$4 261.058-\$60 440 397.25 pesos	CGWBMWR, 2000

FUENTE: Caro-Borrero, 2012: 43.

CUADRO 3

Datos del costo unitario de los pozos de inyección directa, sustituto escogido como reemplazo del SE

Costo unitario de los pozos	\$ 1 300 000.00
Costo de los 10 pozos	\$13 000 000.00
Costo estandarizado (CE)	CE = \$13 000 000.00 pesos/ 3 000 ha
(costo del total de pozos/no ha)	CE = \$ 4 333.00 pesos/ ha

FUENTE: Caro-Borrero, 2012: 45.

gió el sustituto para posteriormente efectuar la valoración costo/reemplazo.

Para cada una de las tecnologías se realizó el proceso de deflactación y tasa de descuento (Caro-Borrero, 2012). La tecnología escogida para reemplazar el servicio ecosistémico de escurrimiento subsuperficial de agua es la de los pozos de inyección directa y se requieren 10 pozos de este tipo para infiltrar 21 mm³/año, que equivalen a 665 l/s, estimado del escurrimiento base (Jujnovsky *et al.*, 2012). Esta tecnología consiste en inyectar agua tanto en acuíferos confinados como en no confinados, siendo capaces de inyectar agua directa y simultáneamente a varios acuíferos. Sin embargo, es costosa, requiere tecnología avanzada de pretratamiento y mantenimiento (Fox, 1999).

Se utilizó la tasa de descuento más baja porque permite valorar el servicio diez veces más que con la tasa más alta (cuadro 3), permitiendo una equidad intergeneracional (Carpenter *et al.*, 2009). De lo contrario, las personas preferirían agotar rápidamente el recurso sin importar el futuro, condicionando los principios del desarrollo sustentable (Lyon, 1996).

El método de costo de reemplazo permitió basar la valoración en datos físicos de la provisión y en las preferencias sociales. Los supuestos no se cumplieron en su totalidad y aunque la información del balance hídrico permitió que esta elección fuera lo más cercana a la realidad, la condición de sustituto perfecto no se cumple totalmente, puesto que no existe una tecnología que reemplace la complejidad del sistema ecológico (Sundberg, 2004). La condición de costo-efectividad se cumplió comparando las tecnologías propues-

tas, por lo que se escogieron los pozos de inyección, a pesar de que funcionarían con dificultades por las características geológicas de la cuenca (IMTA, 2010). La condición de la disponibilidad a pagar por el agua no fue medida en este estudio y se asume que en caso de que faltara el agua la sociedad estaría dispuesta a incurrir en costos para seguir contando con el SE. Las implicaciones sociales de perder el río junto con la cultura y el patrimonio que para la comunidad representa, deberían contemplarse en este método, que es una aproximación, puesto que los ecosistemas presentan interconexiones complejas a diferentes escalas de tiempo y espacio que no son posibles de incluir (Cheen, 2004). Por lo tanto, deben usarse como herramientas que tratan de evitar la sobreexplotación del SE (Xue y Tisdell, 2001) y para determinar los impactos (Costanza *et al.*, 1997).

Este tipo de valoración podría ser un método alternativo o complementario al de la Conafor, que basa sus pagos en el costo de oportunidad por cultivos de maíz (Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Alix-García *et al.*, 2010), situación que ha sido cuestionada por Kosoy *et al.* (2007) ya que, como en el caso de la CRM, esta actividad no es factible y la ganancia económica para los beneficiarios es limitada y poco congruente con su verdadero costo de oportunidad, como ocurre en otras comunidades (Corbera *et al.*, 2007).

El valor económico para el servicio de escurrimiento de agua subsuperficial es de \$4 333 ha/año, tomando solamente el valor de uso activo rebasando el pago actual aproximadamente 10 veces.

Los resultados sobre la participación, el conocimiento y la apropiación del esquema de PSAH por parte de la comunidad Atlitic (Caro-Borrero, 2012) confirman que la comunidad está liderada por hombres y que las mujeres participan muy poco debido a su organización social, como ocurre en otras comunidades del país (Alix-García *et al.*, 2010; Rico *et al.*, 2011). La familia está enterada del pago, ya que muchos comuneros por su edad avanzada delegan funciones en sus hijos y esposas, o por la sucesión de derechos. Las actividades exigidas de patrullaje y reforestación se pagan con parte de los ingresos del pago, pero generan desconfianza ya que las autoridades comunales escogen a las personas que las llevan a cabo, como sucede en otros núcleos agrarios del país (Corbera *et al.*, 2009).

Existen debates académicos sobre si de los PSAH se les deben asignar recursos a zonas ya protegidas (Corbera *et al.*, 2007; Engel *et al.*, 2008; Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Chen *et al.*, 2009; Pattanayak *et al.*, 2010). Éste es el caso del Suelo de Conservación del DF, que opera como un instrumento de comando y control. En el caso de la zona de estudio este esquema refuerza la conservación ya que existen presiones inmobiliarias muy fuertes. A pesar de que la zona forma parte de este suelo y de que se participa tanto en el PSAH como en programas de reforestación de la Corena, existe la percepción generalizada de que ésta se realiza con especies exóticas y que los núcleos agrarios vecinos realizan tala clandestina.

La incertidumbre sobre la tenencia de la tierra hace que la participación en el pago sea limitada (Pagiola *et al.*, 2005; Muradian *et al.*, 2010); en esta comunidad ésta se relaciona principalmente con los comuneros intestados (Jujnovsky, 2006; Ramos, 2008). De resolverse estos litigios la comunidad podría incorporar más hectáreas al programa para la conservación y aumentarían sus recursos económicos.

Los resultados del modelo econométrico se muestran en el cuadro 4, donde por variable se obtuvieron datos del peso y el signo de cada una con respecto a la variable dependiente, la cual puede ir hasta 1, así como la significancia de las variables con una p de 0.05 y un intervalo de confianza del 95%. El modelo en general tiene un coeficiente de determinación múltiple (R^2) de 0.4816, lo que significa que este conjunto de variables independientes explican en aproximadamente 50% el comportamiento de la variable dependiente. Ocho de las nueve variables independientes del modelo econométrico fueron significativas al 10% (corrupción, ingreso, asamblea, Conafor, edad, trabaja/cultiva, educación y pestes/plagas) y de éstas, cinco fueron significativas al 5% (corrupción, ingreso, Conafor, educación y pestes/plagas); sólo una variable fue significativa al 30% (río). Esta última no fue retirada del modelo a pesar de su baja significancia porque el pago se hace por conservar el agua del río y se relaciona directamente con la variable dependiente.

La variable confianza en la Conafor tiene el mayor peso (-65%), y se relaciona negativamente con la variable dependiente. El nivel de participación está determinado por el nivel de confianza de la

CUADRO 4
Resultados del modelo econométrico en la CRM, DF

<i>Variable</i>	<i>Coefficiente</i>	<i>Probabilidad $P > z$</i>	<i>Intervalo de confianza [95%] C.I.</i>	
Corrupción	-0.287420	0.046	-	-0.56947
			-0.00536	
Ingreso	0.380022	0.004	0.12216	0.63788
Asamblea	0.053293	0.108	-	0.11828
			-0.01169	
Conafor	-0.653098	0.001		-0.28093
			-1.02526	
Edad	0.017714	0.073	-	0.03709
			-0.00166	
Trabaja/ cultiva	-0.367429	0.133	-	0.11161
			-0.84647	
Educación	0.240183	0.017	0.04303	0.43733
Río	0.301267	0.298		0.86912
			-0.26659	
Pestes/ plagas	0.392673	0.010	0.09479	0.69055
Número de observaciones: 41. Pseudo R2: 0.4816				

FUENTE: Caro-Borrero, 2012: 60.

comunidad hacia las instituciones; para la comunidad no es claro el nombre de la institución, a pesar de que es la que ejecuta y monitorea dicho programa, lo mismo se ha reportado en otros puntos del país (Corbera *et al.*, 2009). En esquemas que requieren prácticas colectivas, la confianza es un factor que contribuye a su éxito (Muradian *et al.*, 2010). Así, una mayor presencia de la institución podría contribuir a aumentar el nivel de confianza y el conocimiento de las reglas de operación, generando los resultados esperados en materia ambiental y social.

Los entrevistados tienen hasta 38% de probabilidad de conocer el programa, de acuerdo con su nivel de ingreso, siendo el promedio mensual de \$3 500. A pesar de que los ingresos por el PSAH, son un subsidio que complementa el gasto familiar, esto no siempre se traduce en un mejor bienestar (Pascual *et al.*, 2010). Los subsidios gubernamentales constituyen una alternativa de sustento por la pérdida de usos tradicionales, lo que es un fuerte incentivo de participación, como lo han reportado Kosoy *et al.* (2008) y Pattanayak *et al.* (2010). Muchas comunidades en el país están en la misma situación y por ello su participación en el PSA es deseable (Rico *et al.*, 2011).

Para los comuneros el apoyo económico es insuficiente y como la distribución del dinero se realiza sólo entre los participantes a la asamblea general y no entre toda la comunidad, se confunden los montos, ya que no se especifica de qué programa provienen. Sin embargo, aunque estén inconformes con el programa, no lo conozcan y no sepan qué actividades se deben llevar a cabo, renovarían su participación; esto demuestra que usar sólo el dinero como incentivo de conservación puede traer problemas futuros en lugares donde el costo de oportunidad no se mide de manera adecuada, como en el caso de la CRM (Kosoy y Corbera, 2010).

La percepción de que las pestes y las plagas afectan el bosque es de 39%; esto se puede explicar, ya que se confunden las actividades de saneamiento al bosque de parte de Corena con las del pago de Conafor. Por otra parte, las personas que realizan actividades agrícolas sólo conocen en 36% el programa; al limitarse las actividades productivas, su deseo de participación en el PSAH disminuye (Pagiola *et al.*, 2005). En estos casos la participación puede ser forzada, ya que las decisiones son colectivas (Muradian

et al., 2010). Muy probablemente cuando finalice el programa estas personas expandan sus cultivos, como se ha documentado en otros casos (Chen *et al.*, 2009).

A mayor conciencia de los beneficios directos de mantener el río limpio, hay 30% de probabilidad de que se conozca el programa; esto se explica ya que es fundamental para sus actividades lucrativas en los puestos de comida, crianza de animales y cultivos agrícolas y por ser la fuente de agua de los que viven dentro de la cuenca. Los factores que afectan la salud y la economía son importantes para decidir participar en programas de conservación.

El nivel de participación está determinado por el grado de confianza de la comunidad hacia las instituciones. La percepción de que la corrupción afecta sus actividades diarias reducirá en 28% la probabilidad de que participen en el programa. Esto corrobora lo encontrado por Ramos (2008), quien afirma que la comunidad desconfía de las autoridades y está mal organizada.

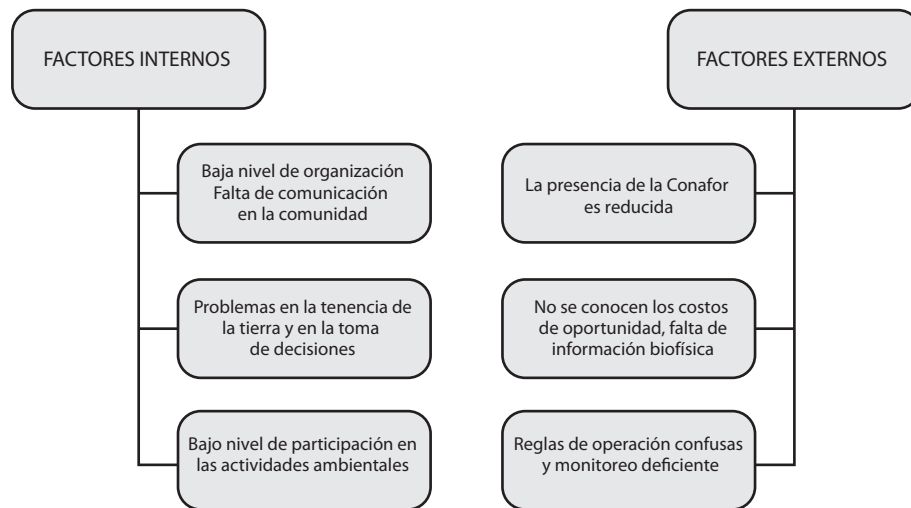
La probabilidad de que conozcan el programa es de 24%, según el nivel de educación; para lograr mejores prácticas de manejo, Conafor debe capacitar y formar a la comunidad en los conceptos básicos del programa y cómo monitorearlo. Además, la Conafor únicamente transmite los objetivos, metas y alcances de los programas a la comisaría y no a la comunidad, lo que dificulta que se genere un vínculo entre las instituciones. Esta falta de comunicación contribuye a que el programa no se desarrolle en los términos en los que fue concebido (Corbera *et al.*, 2007 y 2009).

La participación en las asambleas es positiva (5%); una tendencia esperada, ya que en las asambleas se tratan los asuntos económicos, sociales y culturales y la mayor asistencia se registra en las asambleas en que se reparten los recursos (A. Juárez, comunicación personal).

Los comuneros de mayor edad aprecian los SE y tienen disposición a conservar su patrimonio natural y cultural. Como su capacidad de trabajar la tierra es limitada, el interés en estos programas que funcionan como subsidio aumenta y consideran que el bosque se puede mantener aun en ausencia del pago (Rico *et al.*, 2011).

Tomando en cuenta los resultados del análisis completo del programa, incluidos los factores socioeconómicos, se muestra en la figura 5 un resumen de los factores internos y externos que de-

FIGURA 5
Principales factores relacionados con el funcionamiento del PSAH dentro de la cuenca del río Magdalena, DF



FUENTE: Caro-Borrero, 2012: 68.

terminan el funcionamiento del PSAH en condiciones como las evaluadas en este trabajo.

CONCLUSIONES

El funcionamiento del PSAH debe considerar como eje rector a los ecosistemas, sus funciones traducidas en servicios, la importancia de su conservación y su impacto económico y social en las comunidades. Para monitorear este servicio, se recomienda la generación de una línea base y el desarrollo de un sistema de indicadores para mejorar la implementación del PSAH.

Los pozos de inyección directa son el sustituto seleccionado para reemplazar el servicio ecosistémico de escurrimiento subsuperficial de agua, y se requieren 10 pozos de este tipo para infiltrar $21 \text{ mm}^3/\text{año}$. El valor económico para el servicio de escurrimiento de agua subsuperficial es de \$4 333 ha/año, rebasando el pago actual aproximadamente 10 veces. Esta valoración económica bajo el marco conceptual de los SE debe ser una referencia para su conservación y no un intento de monetarización.

Las principales variables que determinan el nivel de conocimiento del PSAH son la confianza en la institución, la presencia de corrupción en sus actividades diarias, el nivel de educación, la edad y la actitud hacia la conservación.

La comunidad Atlitlic es consciente del capital natural que posee, aunque participa poco a causa de la desconfianza. Estos esquemas deben generarse desde el conocimiento del manejo tradicional de los recursos con la participación de la comunidad y las autoridades gubernamentales.

La concepción del agua como un SE es importante, ha permitido la implementación de programas como el PSAH en la CRM, aunque éste no garantiza su conservación, ya que falta coordinación institucional a diferentes escalas. Los PSAH no son la panacea para resolver la escasez de agua y la deforestación; sin embargo, son una herramienta novedosa que se puede adicionar a otras políticas ambientales como las regulaciones del Suelo de Conservación y de la zona protectora forestal.

Agradecimientos

Los autores agradecen a todos los miembros de la comunidad Magdalena Atlitic, quienes permitieron que este trabajo se desarrollara. Al presidente de la comunidad, Ángel Juárez, por presentarnos y permitirnos la realización del trabajo de campo. Este trabajo fue apoyado económicamente por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), a través de la beca de maestría de Ángela Caro-Borrero. Asimismo queremos agradecer el apoyo académico y financiero del Instituto de Investigaciones Económicas y del Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, de la UNAM; igualmente a la Facultad de Economía y a la de Ciencias. En especial agradecemos al Dr. Daniel Revollo y al Dr. Christoph Neizel, por su apoyo invaluable durante el desarrollo de esta investigación y a Verónica Aguilar, por su apoyo con la cartografía. Por último, agradecemos a todas las personas que nos ayudaron a recolectar los datos de campo: Alya Ramos, Pablo Brauer, Juan Carlos Alemán, Edgar Caro Borrero, Mónica Jaimes, Yougha V. Laer y Alejandro Martínez.

BIBLIOGRAFÍA

- Alix-Garcia, J.M., E.N. Shapiro y K.R.E. Sims (2010), *The Environmental Effectiveness of Payments for Ecosystem Services in Mexico: Preliminary Lessons for REDD*, Madison, Draft Paper, Department of Agriculture and Applied Economic, University of Wisconsin.
- Almeida-Leñero, L., M. Nava, A. Ramos, M. Espinosa, M.J. Ordóñez y J. Jujnovsky (2007), "Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México", *Gaceta Ecológica*, núm. 84-85: pp. 53-64.
- Asquith, N. y S. Wunder (eds.) (2009), *Pagos por servicios hídricos. Las conversaciones de Bellagio*, La Paz, Bolivia, Fundación Natura.
- Barzev, R. (ed.) (2002), *Guía metodológica de valoración económica de bienes, servicios e impactos ambientales. Un aporte para la gestión de ecosistemas y recursos naturales en el Corredor Biológico Mesoamericano (CBM)*, Managua, Serie técnica 04.
- Caro-Borrero, A.P. (2012), *Evaluación del pago por servicios ambientales hidrológicos: una perspectiva socioambiental en la cuenca del río Magdalena, México, DF*, tesis de maestría, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, México, UNAM.

- Carpenter, S.R., H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R.S. Defnes, S. Díaz, Dietz T., A.K. Duraipappah, A. Oteny-Yeboah, H.M. Pereira, C. Perrings, W.V. Ried, J. Sarukhan, R.J. Scholes y A. Whyte (2009), "Science for Managing Ecosystem Services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment", *PNAS*, vol. 106, núm. 5, pp. 1305-1312.
- Chambers, R, y G.R. Conway (1991), "Sustainable Rural Livelihoods: Practical Concepts for the 21st century", *IDS Discussion paper* 296, Institute of Development Studies, 21 de mayo de 2010, <<http://opendocs.ids.ac.uk/opendocs/bitstream/handle/123456789/775/Dp296.pdf>>.
- Cheen, Y.E. (2004), "An Ecological Perspective on the Valuation of Ecosystem Services", *Biological Conservation*, núm. 120, pp. 549-565.
- Chen, X., F. Lupi, G. He, Z. Ouyang y J. Liu (2009), "Factors Affecting Land Reconversion Plans Following a Payment for Ecosystem Service Program", *Biological Conservation*, núm. 142, pp. 1740-1747.
- Corbera, E., N. Kosoy y M. Martinez-Tuna. (2007), "Equity Implications of Marketing Ecosystem Services in Protected Areas and Rural Communities: Case studies from Meso-America", *Global Environmental Change*, núm. 17, pp. 365-380.
- Corbera, S., C. González-Soberanis y K. Brown (2009), "Institutional Dimensions of Payments for Ecosystem Services: An Analysis of Mexico's Carbon Forestry Programme", *Ecological Economics*, núm. 68, pp. 743-761.
- Costanza, R., R. D'Arge, R.S. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naem, R.V. O'Nelly, 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*, núm. 387, pp. 253-260.
- Delegación Magdalena Contreras, DF, 2010 <<http://www.mcontreras.df.gob.mx/geografia/geomorfo.html>>.
- DIFD (1999), "Sustainable Livelihoods Guidance Sheets", *Guidance Sheets* 1-7, Department for International Development (DFID), 21 de mayo de 2010. URL, <<http://www.enonline.net/resources/667>>.
- Echeverría, J. (2010), *Guía práctica para el establecimiento de esquemas de pagos por servicios ambientales y otros instrumentos económicos para la gestión del riesgo en las cuencas hidrográficas*, Prevda, EPYPSA.
- Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder (2008), "Designing Payments for Environmental Services in Theory and Practice: an Overview of the Issues", *Ecological Economics*, núm. 65, pp. 663-674.
- Farley, J. y R. Costanza (2010), "Payments for Ecosystem Services: From Local to Global", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1060-2068.
- Fernández-Eguiarte, F.A., C.F. Uribe, R.I. Ramírez, B. Apolinar y M.A. Vázquez (2000), *Evaluación del avance de la mancha urbana sobre el área*

- natural protegida de la Cañada de los Dinamos*, Instituto Nacional de Ecología, <www.inecologia.mx>.
- Fox, P. (1999), *Augmentation of Groundwater Resources Through Aquifer* <<http://www.unep.or.jp/ietc/publications/ReportSeries/IETC-Rep9/4.paper-D/4-D-fox1.asp>>.
- Gómez-Baggethun E., R. de Groot, P.L. Lomas y C. Montes (2010), "The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payments Schemes", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1209-1218.
- González-Martínez, T. (2008), *Modelación hidrológica como base para el pago por servicios ambientales en la microcuenca del río Magdalena, Distrito Federal*, tesis de maestría en gestión integrada de cuencas, Querétaro, Universidad Autónoma de Querétaro.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (2010), *Proyecto piloto de recarga controlada al acuífero zona metropolitana de la Ciudad de México*, IMTA <http://imtanet.imta.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=513%3Arecarga-controlada-al-acuifero-zona-metropolitana-del-df&catid=53%3Amar-nostrum&Itemid=1>.
- Instituto Nacional de Ecología (2006), "Economía y política ambiental, INE (2001-2006)", *La investigación ambiental para la toma de decisiones*, México, pp. 195-225.
- Jujnovsky, J. (2006), *Servicios ecosistémicos relacionados con el recurso agua en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México*, tesis de maestría en Biología Ambiental, México, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Jujnovsky, J., A. Ramos, M.J. Ordóñez, y L. Almeida-Leñero (2007), "La Cuenca del río Magdalena", *Ciencia y Desarrollo*, vol. 33, núm. 208, pp. 24-29.
- Jujnovsky, J., L. Almeida-Leñero, M. Bojorge-García, Y.L. Monges, E. Cantoral-Uriza y M. Mazari-Hiriart (2010), "Hydrologic Ecosystem Services: Water Quality and Quantity in the Magdalena River, Mexico City", *Hidrobiológica*, vol. 20, núm. 2, pp. 117-13.
- Jujnovsky, J., T. González-Martínez, E. Cantoral-Uriza y L. Almeida-Leñero (2012), "Assessment of Water Supply as Ecosystem Service in a Rural-Urban Watershed in Southwest Mexico City", *Environmental Management*, núm. 49, pp. 690-702.
- Kosoy, N., M. Martínez-Tuna, R. Muradian y J. Martínez-Alier (2007), "Payments for Environmental Services in Watersheds: Insights From a Comparative Study of Three Cases in Central America", *Ecological Economics*, núm. 61, pp. 446-455.
- Kosoy, N., E. Corbera y K. Brown (2008), "Participation in Payments for Ecosystem Services: Case Studies from the Lacandon Rainforest,

- Mexico", *Geoforum*, núm. 39, pp. 2073-2083.
- Kosoy, N. y E. Corbera (2010), "Payments for Ecosystem Services as Commodity Fetishism", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1228-1236.
- Lyon, K.S. (1996), "Why Economists Discount Future Benefits", *Ecological Modelling*, núm. 92, pp. 253-262.
- Martínez, R. (2008), *Guía conceptual y metodológica para el diseño de esquemas de pagos por servicios ambientales en Latinoamérica y el Caribe*, DDS/OEA.
- Maynard, K. y M. Paquin (2004), "Payments for Environmental Services: a Survey and Assessment of Current Schemes", Montreal, Unisfera International Centre, For the commission for the environmental cooperation of North America.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2003), "Ecosystems and Human Well-Being", *Ecosystem and their Services*, Millennium Ecosystem Assessment.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) "Ecosystems and Human Well-Being", Chap 2: *Ecosystem and their Services*, Millennium Ecosystem Assessment.
- Montecillo, J.L., y M. Puchet (2000), "El agua como bien económico y la necesidad de determinar su precio", *Comercio Exterior*, vol. 50, núm. 3.
- Muñoz-Piña, C.A., A. Guevara, J.M. Bulas, J.M. Torres y J. Braña (2005), "Paying for the Hydrological Services of Mexico's Forests: Analysis, Negotiations and Results", Working Paper, Instituto Nacional de Ecología, México. Presented at workshop on "Payments for Environmental Services: Methods and Design in Developing and Developed Countries", Titisee, Germany, June 15-18 2005, sponsored by CIFOR and ZEF, Bonn.
- Muñoz-Piña, C.A., J.M. Guevara, J.M. Torres y J. Braña (2008), "Paying for the Hydrological Services of Mexico's Forest: Analysis, Negotiations and Results", *Ecological Economics*, pp. 725-736.
- Muradian, R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy y P.H. May (2010), "Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework for Understanding Payments for Environmental Services", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1202-1208.
- Pagiola S., A. Arcenas y G. Platais (2005), "Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An exploration of the Issues and Evidence to date From Latin America", *World Development*, vol. 33, núm. 2, pp. 237-253.
- Pascual, U., R. Muradian, L.C. Rodríguez, A. Duraiappah (2010), "Exploring the Links Between Equity and Efficiency in Payments for Environmental Services: A Conceptual Approach", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 1237-1244.
- Pattayanka, S.K., S. Wunder y P.J. Ferraro (2010), "Show me the Money:

- Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?”, *Review of Environmental Economics and Policy*, núm. 4, pp. 254-274.
- Pearce D. y K. Turner (1990), *Economics of Natural Resources and the Environment*, Gran Bretaña, Harvester Wheatsheaf.
- PMRRM (2008), *Plan maestro de manejo integral y aprovechamiento sustentable de la cuenca del Río Magdalena, Distrito Federal*, Gobierno del Distrito Federal <www.sma.df.gob.mx>.
- Ramos, A. (2008), *Propuesta de reclasificación y zonificación participativa de la zona protectora forestal Cañada de Contreras, Distrito Federal, México*, tesis de maestría en Biología Ambiental, México, Facultad de Ciencias-UNAM.
- Rico García-Amado, L., M. Ruiz-Pérez, F. Reyes-Escutia, S. Barrasca-García, y E. Contreras-Mejía (2011), “Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and Additionality in a Case Study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico”, *Ecological Economics*.
- Rolón-Sánchez, J.E., I. Salas-Boucher e I. Islas-Cortés (2011), “The Mexican PES Programme: Targeting for Higher Efficiency in Environmental Protection and Poverty Alleviation”, en Rapidel *et al.* (eds.), *Ecosystem Services from Agriculture and Agroforestry: Measurement and Payment*, Londres, Earthscan, pp. 289-304.
- Sánchez, O. (2007), “Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación”, en Sánchez *et al.* (eds.), *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*, México, pp. 11-36.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2012), *Servicios ambientales y cambio climático*, México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Shabman, L.A. y S. Batie (1978), “Economic Value of Natural Coastal Wetlands: A Critique”, *Coastal Zone Management Journal*, núm. 4, pp. 231-247.
- Sundberg, S. (2004), “Replacement Costs as Economic Values of Environmental Change: A Review and an Application to Swedish Sea Trout Habitats”, *Swedish Environmental Protection Agency, Naturvardsverket* (Report 5360).
- Tognetti, S., G. Mendoza, B. Aylward, D. Southgate, y L. García (2004), *Guía para el desarrollo de opciones de pago por servicios ambientales (PSA) de las cuencas hidrológicas*, Washington, Departamento de Ambiente del Banco Mundial, Bank-Netherlands Watershed Partnership Program, <http://www.flowsonline.net/data/pes_assmt_guide_sp.pdf>.
- Wunder, S. (2008), *Necessary Conditions for Ecosystem Service Payments. Conference Paper for Economics and Conservation in the Tropics: A Strate-*

- gic Dialogue, January 31-February 1, 2008*", Center for International Forestry Research.
- Xue, D. y C. Tisdell (2001), "Valuing Ecological Functions of Biodiversity in Changbaishan Mountain Biosphere Reserve in Northeast China", *Biodiversity and Conservation*, núm. 10, pp. 467-481.
- Zbinden, S. y D.R. Lee (2005), "Paying for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program", *World Development*, vol. 33, núm. 2, pp. 255-272.

LA PERCEPCIÓN DE LOS EFECTOS DEL PROGRAMA DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

CASO DE ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE SAN MIGUEL Y SANTO TOMÁS AJUSCO, DISTRITO FEDERAL

*Iskra A. Rojo Negrete**
*María Perevochtchikova***

INTRODUCCIÓN

Hoy en día es evidente que la explotación inadecuada de los recursos naturales debida a las actividades humanas ha deteriorado los ecosistemas a nivel mundial, lo que por su parte ha provocado el empeoramiento en la calidad de vida de las personas y ha puesto en duda su persistencia a largo plazo. Este proceso, conocido como degradación ambiental, ha sido detonado por la contaminación, la sobreexplotación y la alteración de los ciclos bio-geofísicos de los ecosistemas (Toledo, 2003; Porto-Gonçalves, 2006). El reconocimiento de los límites y potencialidades de la naturaleza, así como la complejidad de la problemática ambiental como un sistema socioambiental, sirvieron para comprender de una nueva manera al mundo, a través de concepto del Desarrollo Sustentable (DS), que busca satisfacer las necesidades de las gene-

* Estudiante de Doctorado, Posgrado en Geografía, UNAM. Correo electrónico: iskra90@hotmail.com.

** Profesora-Investigadora, Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales, El Colegio de México, A.C. Correo electrónico: mperevochtchikova@colmex.com.

raciones actuales sin comprometer las de las generaciones futuras (Brandon y Lombardi, 2011).

La aceptación del concepto de DS a finales del siglo pasado generó el cambio en el paradigma de la gestión ambiental, desencadenando el diseño y la ejecución de una “nueva” Política Pública Ambiental (PPA), con una serie de principios y criterios, dirigidos a orientar las acciones de los gobiernos, las instituciones y la ciudadanía (Perevochtchikova, 2011). Uno de los instrumentos de la PPA desarrollado en el sentido de conservación ambiental ha sido el esquema de compensación o Pago por Servicios Ambientales (PSA), que se vincula con la idea de justicia socioeconómica y ambiental y consiste en una retribución por parte de los usuarios o consumidores de los Servicios Ambientales (SA), entendidos desde perspectiva política y de gestión como beneficios que producen los ecosistemas para la sociedad, a quienes poseen y/o manejan los recursos naturales (por ejemplo los bosques), o sean generadores de los SA (Rosa y Kandel, 2002).

Los bosques, en particular, cumplen funciones fundamentales de estabilización ecológica, y de esta forma proporcionan diferentes Servicios Ecosistémicos (SE), como el sostén de la diversidad biológica, el mantenimiento de la calidad del aire, del agua y del suelo y la regulación del clima del planeta. Los bosques tienen también una importancia económica y social por ofrecer las condiciones necesarias para la sobrevivencia e incluso medio de vida de la población. Es de suma importancia comentar que un 70% de los bosques en México se encuentran en propiedad social, es decir, en los ejidos y comunidades agrarias que tienen la tenencia de la tierra compartida y, por lo tanto, son usuarios colectivos de los recursos naturales (Merino, 2004).

Bajo este panorama, de aún extensas y diversas zonas boscosas en el país y una creciente pobreza y desigualdad social, especialmente en comunidades rurales, se ha implementado desde 2003 el mecanismo de los PSA a nivel federal (Sandoval y Gutiérrez, 2011; Perevochtchikova, 2011). Su objetivo ha sido reconocer el derecho de la sociedad al uso de SA de su entorno, y a la vez a los dueños de los terrenos que poseen los recursos naturales a recibir una compensación por realizar prácticas que garanticen la funcionalidad ecosistémica, renunciando a otras formas de explotación de la tierra quizás económicamente más atractivas.

Al respecto, se observa que en años recientes se han realizado varias evaluaciones de los programas de PSA por parte de instituciones académicas, como la Universidad Autónoma Chapingo, el Colegio de Postgraduados, la Universidad Nacional Autónoma de México y el Instituto Tecnológico Autónomo de México; y otras de carácter operacional y de mejora de la transparencia por parte de instituciones públicas, como el Consejo Nacional para la Evaluación de la Política de Desarrollo Social y la Comisión Nacional Forestal. En éstas se han presentado algunos de los aspectos del programa, en forma parcial, y no se han estudiado los efectos integrales producidos en la población receptora ni en el ambiente.

Por ello, el objetivo de esta investigación se enfocó en identificar y analizar la percepción de los actores involucrados directamente en el esquema de PSA en México, con el caso de estudio aplicado en la Comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, ubicada en el Distrito Federal.

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES HIDROLÓGICOS

El concepto de Servicios Ecosistémicos (SE) aparece formalmente en 1992 en la Conferencia de Río de las Naciones Unidas y se fortalece con las publicaciones de Costanza *et al.* (1997) y Daily (1997), generando una discusión sobre el valor (económico) de los ecosistemas para los humanos. Los SE son entendidos como las condiciones y los procesos de los ecosistemas naturales que proveen directa o indirectamente de beneficios a la gente y a las comunidades completas, ya que proveen de bienes y servicios por su sola existencia, independientemente de la acción realizada por las personas (Greenwalt y McGarth, 2009; Garay, 2010). Por otra parte, los esquemas de compensación o Pago por Servicios Ambientales (PSA), cuyo inicio se dio a partir del Protocolo de Kyoto, resultan ser una de las herramientas de política pública ambiental contemporánea que sirve para prevenir la degradación de los ecosistemas y mejorar el bienestar humano, a través de la compensación económica por la conservación o el manejo de los recursos naturales (Rosa y Kandel, 2002; Martínez *et al.*, 2006).

El sentido del Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) se resume en la atribución económica a los dueños de los terrenos forestales, ubicados en las partes altas de las cuencas, que decidan conservar y manejar sus áreas forestales con el fin de proporcionar diversos Servicios Ambientales (SA) hidrológicos a la sociedad (Greenwalt y McGarth, 2009). En relación con esto, en México, la Comisión Nacional Forestal (Conafor) implementó el programa federal de PSA en 2003, exactamente en la modalidad de Hidrológicos, sustentado en la experiencia previa de Costa Rica y bajo el supuesto de incentivar la conservación ambiental, para garantizar la recarga de agua subterránea y, al mismo tiempo, contribuir a la reducción de la pobreza. Desde su creación, el programa ha cambiado sus modalidades, reglas de operación y criterios de elegibilidad, pero logró incorporar, en 2010, 767 millones de hectáreas, 5 400 propietarios y administrar 5 289 millones de pesos <www.conafor.gob.mx>.

Al respecto es muy importante comentar que existe una serie de actores involucrados directamente en este tipo de mecanismos que son: *i*) los proveedores de los SA (quienes se benefician del pago recibido por la realización de diversas actividades dirigidas a la conservación del bosque), y *ii*) los usuarios de los servicios (donde el gobierno toma el papel central cuando el usuario directo no está bien definido), o incluso, *iii*) algunos intermediarios encargados de la administración del recurso financiero (que pueden incluir los organismos no gubernamentales u otros actores de la sociedad civil, sobre todo en las situaciones de la creación de esquemas a escala local con intereses mixtos vinculados) (Villavicencio, 2009).

De las evaluaciones realizadas en los últimos años se han identificado diversas problemáticas alrededor de los esquemas de PSA, como los pagos mínimos, que se consideran como subsidios, una falta de evaluaciones integrales, cuantificación y monitoreo de los SA y sus beneficios, e igualmente capacitación profesional y fortalecimiento institucional e incluso investigación científica (Perevochtchikova, 2011). Por esta razón ha sido fundamental emprender un análisis integral de los efectos de esta herramienta de conservación, con caso de estudio local, enfocado en la percepción de los actores que participan directamente en el programa federal de PSA (administrando el programa o recibiendo el pago).

METODOLOGÍA

El proceso de la implementación de PSA se ha estudiado desde los enfoques de las ciencias naturales (Costanza *et al.*, 1997), las sociales (Chomitz *et al.*, 1998) e incluso desde la interdisciplina (Tianhong *et al.*, 2010). En particular, la problemática de los actores implicados en el PSA se ha investigado por diversos autores con base en la aplicación de técnicas, como las encuestas y entrevistas, a los proveedores de los SA (Silvano *et al.*, 2005; Martínez y Kosoy, 2007; Kosoy *et al.*, 2008; Daniels *et al.*, 2010) u otros actores (Dubroff; 2010; Cordero, 2008; Martínez, 2008; Brunett *et al.*, 2011), o uso de metodologías más específicas para el análisis de proveedores de SA (Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Myers, 2009; Villavicencio, 2009; Ríos y Pagiola, 2009).

En el presente trabajo se ha decidido analizar la percepción de los efectos que deja el programa de PSA (sociales, económicos y ambientales) por parte de los principales actores involucrados en el programa federal mexicano, a partir del diseño *ad hoc* y la aplicación de encuestas y entrevistas, además de la investigación documental sobre el tema, con un caso de estudio de la comunidad forestal de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, ubicada en el DF.

De este modo se han adoptado cuatro criterios por analizar: operativos, sociales, económicos y ambientales, en virtud de la experiencia mostrada en los trabajos de Ávila-Focaut (2009) y Perevochtchikova y Vázquez (2012). Por su parte los actores se subdividieron en dos grupos: *i*) la comunidad, en este caso los comuneros, como tomadores de decisiones sobre las acciones por realizar en su tierra y los participantes en labores de conservación (donde se aplicaron las encuestas cerradas), y *ii*) los funcionarios públicos de la Conafor (con base en las entrevistas semiestructuradas), que son quienes diseñan, operan y evalúan el programa de PSA nacional.

Los criterios de evaluación se basaron en: la *operación del programa* (participación, actividades, objetivos, responsabilidades, difusión, cambios, población atendida, mecanismos, plazos, sinergias, corresponsabilidad, servicios e infraestructura, calidad, costo-beneficio, marco jurídico, recursos, cumplimiento de objetivos, metas e indicadores y sistema de monitoreo); los *efectos ambientales*

(importancia del bosque, problemática ambiental, aprovechamiento del bosque, capacitación, ecosistema, promoción de prácticas de manejo, conciencia ambiental, conocimiento científico); los *efectos sociales* (efectos positivos y negativos en la comunidad, educación ambiental, participación, vínculo con otros actores, logros, fallas, fortalecimiento de capacidades internas, cohesión social, vínculos entre actores); y los *efectos económicos* (ingresos por PSA, contribución al ingreso total, ingreso deseable, apoyos adicionales, condiciones, beneficios, promoción del mercado, mercados locales y certificación).

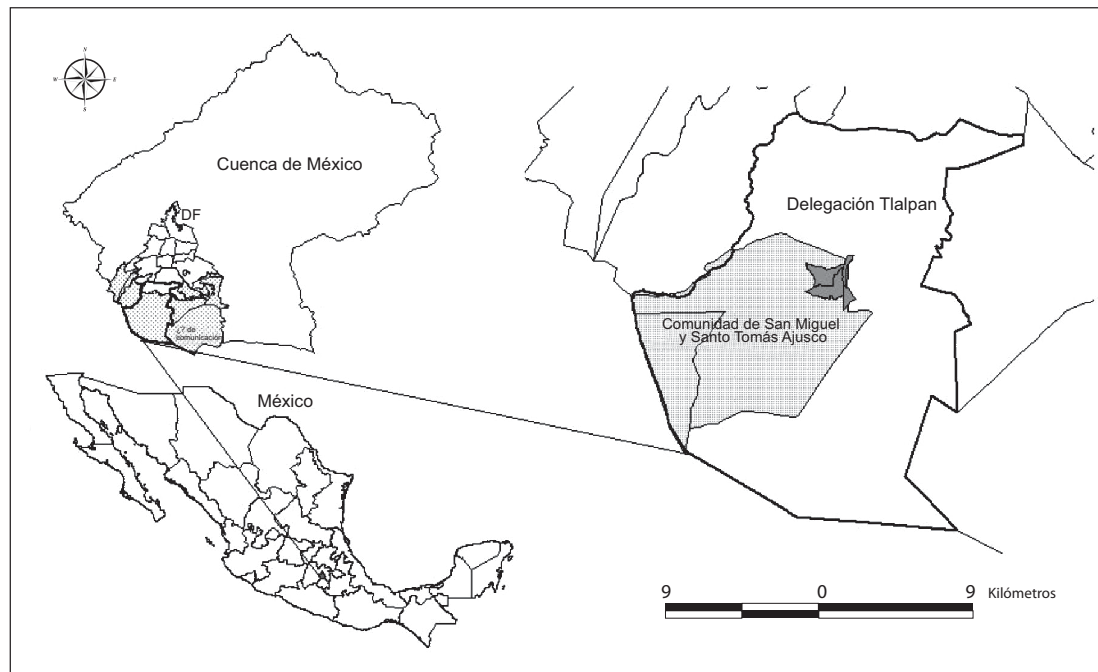
ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio forma parte del Distrito Federal (DF) y de esa forma de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, que tiene una superficie de 4 902 km² (0.3% del territorio nacional) y cuenta con 20 millones de habitantes. El territorio del DF está subdividido en el Suelo Urbano (SU) de 61 082 ha (41% de su superficie) y el Suelo de Conservación (SC) de 88 442 ha (59%), que contiene un 12% de la biodiversidad del país y 2% de la global. Un 43% del territorio del SC está cubierto por bosque y proporciona aporte físico a todo el sistema lacustre del Valle de México, además de que 90% se encuentra en la propiedad ejidal y comunal.

En particular los Bienes Comunes (la Comunidad), de San Miguel y Santo Tomás Ajusco está ubicada en la parte suroeste del SC y cuenta con 604 comuneros (122 mujeres) con título de la propiedad de la tierra, con un total de 54 000 habitantes en el pueblo, entre familiares, avecindados, etc. (véase figura 1). Su superficie es de 9 120 ha (7 000 ha reconocidas por la reforma agraria), con un 45% del territorio ocupado por bosques (pino, encino, oyamel). Las condiciones geográficas están relacionadas con la altitud, de 2 850-3 940 msnm, la temperatura promedio, de 5-12°C, y la precipitación promedio anual de 1 086 mm.

La comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco (SMYSTA) participa en el programa federal de PSAH desde 2005 (Sandoval y Gutiérrez, 2012) y tienen registradas ahora cerca de 5000 ha. Por otra parte la comunidad ha abierto el camino para la implementación de primeros esquemas de Fondos Concurrentes en el DF, bajo

FIGURA 1.
Ubicación de la zona de estudio



FUENTE: Elaboración propia.

el contrato firmado en 2012 con Ingenieros Civiles Asociados (ICA) y la Conafor.

RESULTADOS

Análisis de la percepción de los proveedores de SA

Se aplicaron encuestas cerradas a dos subgrupos de la población dentro de la comunidad de SMYSTA, con el propósito de identificar la percepción que ellos tienen sobre los efectos económicos, sociales, ambientales y de operatividad del programa de PSA.

En el grupo 1 (llamado G1) fueron encuestadas 108 personas de la comunidad (de 120 en total) que participaban directamente en las labores “de conservación ambiental” llevadas a cabo dentro de su territorio (como cajeteo, chaponeo, preparación de tinas ciegas, elaboración de brechas cortafuego y recolección de basura), por las cuales obtienen ingresos económicos (hasta 120 pesos por día por 4-5 horas de trabajo) provenientes de los recursos que otorgan diversos programas gubernamentales y locales, incluyendo el de PSA. En el grupo 2 (G2) se encuestó, durante una de las asambleas comunitarias, a 131 comuneros que poseen títulos de propiedad de la tierra y forman parte de la Asamblea General (de 604 en total), que es el órgano de máxima autoridad comunitaria, en que se toman las decisiones acerca de todos los asuntos y las actividades por desarrollarse en los bienes comunales.

Como datos generales de los dos subgrupos, se encontró que en el G1 un 63% son hombres y un 37% mujeres, en un rango amplio de 14-69 años (pero con mayoría entre 18 y 35 años), con familias de 3 a 5 miembros y con un grado de escolaridad mayoritariamente de secundaria. Un 61% de ellos resultaron ser familiares de los comuneros (los que poseen el título de propiedad); 19 personas llevaban menos de un año en la actividad productiva a la que se dedican actualmente; el 70% tiene algún otro familiar que trabaja; el 71% considera que la producción no cubre las necesidades familiares; y el 61% afirma que no es suficiente para la venta. De este modo se puede decir que son en su mayoría jóvenes, tienen un alto porcentaje de participación de mujeres, son de familias pequeñas,

con baja escolaridad, con otros familiares trabajando, y tienen contacto directo con los programas de conservación y el de PSA (a través de la recepción del pago por sus labores), pero prácticamente sin posibilidad de participar en la toma de decisiones al respecto.

En contraste, en el G2 un 79% son hombres y sólo un 21% mujeres, en un rango de edad de 24-92 años, con familias de entre 5 y 14 miembros, un grado de escolaridad principalmente de primaria, donde 79% son comuneros y sólo 16% familiares (representados con cartas poder); laboran un promedio de seis días a la semana en diferentes actividades productivas y sólo 29 personas tienen familiares que también trabajan. Son en general mayores de edad, con menor participación de mujeres, familias grandes, y el conocimiento del programa de PSA se da sólo por medio de las comunicaciones de las autoridades comunales que se hacen en las asambleas generales.

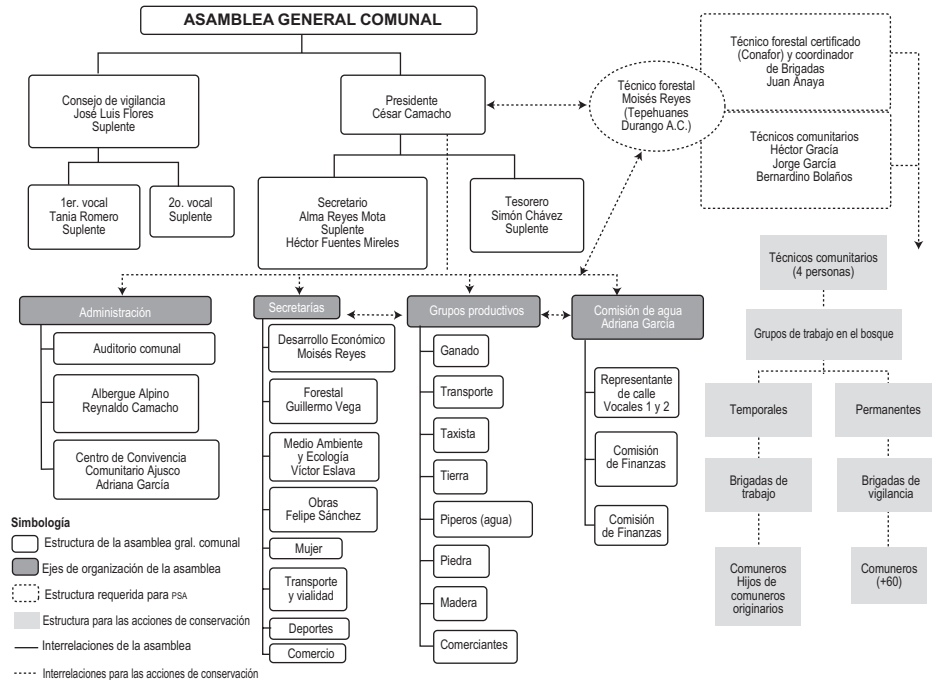
Ambos grupos viven en la comunidad, son originarios, con gran presencia de comuneros en el segundo grupo y en relación con ellos (familiares y avecindados); además, con participación de los administrativos comunitarios en ambos grupos. La mayoría de las personas se dedica adicionalmente a la agricultura, el comercio y la ganadería, incluso a una combinación de dichas actividades, para poder cubrir sus necesidades económicas.

Para visualizar la organización interna de la comunidad se presenta la figura 2, donde se puede observar el papel de la Asamblea General comunitaria, con sus respectivas estructuras en relación con las acciones de conservación y el programa de PSA.

De la figura 2 se destaca que la estructura comunitaria es compleja y se basa en diversas interrelaciones entre los actores y los vínculos establecidos en forma directa e indirecta con las actividades de conservación. Cabe resaltar que la participación de la comunidad en diferentes programas sociales y ambientales a nivel federal, estatal y delegacional, ha permitido la creación de una bolsa de capital que durante la administración 2010-2013 ha sido gestionada con una peculiaridad operativa de manera óptima. Donde la figura clave para la realización de las actividades de conservación ambiental resulta ser el técnico forestal que gestiona la obtención de los recursos de los programas gubernamentales, su distribución para la realización de las actividades requeridas por los mismos programas y administra las labores de la gente dentro de la comunidad.

FIGURA 2

Organigrama de la comunidad de SMYST Ajusco y sus interrelaciones con los programas de conservación, 2010-2013



FUENTE: Elaborado por Ma. Nely Almaraz con base en trabajo de campo, enero-febrero de 2013.

Los resultados de la evaluación de los efectos del programa de PSA (por cuatro grupos de criterios preestablecidos) por parte de los comuneros se presentan de manera resumida en el cuadro 1.

Las coincidencias visibles entre los grupos consisten en lo siguiente: ambos se benefician de alguna manera de los programas de conservación, con un claro interés en recibir financiamiento, acompañado de capacitación; se reconoce la importancia del bosque, sus problemáticas (como la tala clandestina), y se identifican los programas sociales (en menor medida de conservación), las actividades de aprovechamiento y los efectos positivos del programa para la comunidad. Además, se pronuncia una participación deseable de la academia y las autoridades comunales, mayores ingresos por sus actividades realizadas y un trabajo permanente con mejores condiciones laborales.

Las diferencias están relacionadas con el nivel de conocimiento de objetivos, beneficios, requisitos y difusión de los programas de conservación; hay confusión entre programas sociales y de conservación; desean mayor información, pero en distintos rubros (conservación o transparencia de la comisaría). Sólo el G1 ve la importancia del bosque para la comunidad, con efectos positivos en la conservación (90%), economía (88%) y participación (84%); conocen al menos 60 personas que participan en las actividades, tienen ingresos de esas actividades que contribuyen al ingreso familiar en un 40 a 50% y, por último, se refieren a las condiciones de trabajo deseables y a la mejora de la difusión del programa. En el G2 sobresale la falta de difusión de los programas, los privilegios de grupos en la comunidad y la falta de responsabilidad de la comisaría.

Análisis de los usuarios de SA (gobierno federal)

En este caso se realizaron entrevistas a profundidad en dos niveles administrativos de los funcionarios públicos de la Conafor, para poder conocer su opinión acerca de los efectos que produce el programa, el cual se encuentra a su cargo desde 2003.

Así, en primera instancia participó el personal de las oficinas centrales, correspondiente a los cargos de la Gerencia de Servicios

CUADRO 1
Evaluación de los efectos del programa de PSA por parte de la comunidad

<i>Criterios</i>	<i>Coincidencias</i>	<i>Diferencias</i>
<i>Operación del programa</i>	Se benefician de los programas de conservación. Identifican diversos programas sociales y de conservación, incluyendo el PSA, sobre todo el G1. Ambos conocen las actividades de conservación que se realizan dentro de los programas, pero consideran insuficiente la difusión.	G1 conoce los objetivos, beneficios, formas de difusión y condicionantes para la persistencia dentro de los programas de conservación, incluyendo el PSA, y tiene interés en seguir participando a futuro. G2 no puede describir los beneficios de la participación en programas de conservación y, generalmente, confunde los beneficios de los programas sociales con los de conservación.
<i>Efectos ambientales</i>	Más del 70% considera importante el bosque e identifica las razones de su importancia. Las problemáticas ambientales son claras en los dos grupos, destacando el agua, la invasión y cambio de uso de suelo. Ambos identifican las actividades de aprovechamiento de la comunidad, pero el G1 se refiere a una mayor diversidad de actividades. También reconocen la existencia de tala en al menos la última década; pero el G2 en un menor porcentaje (63%). Desean capacitación ambiental, aunque el porcentaje y la especificidad de la demanda son mayores en G1.	Ambos grupos desean tener mayor conocimiento, sin embargo, el G1 lo identifica para realizar mejor las actividades de conservación, y el G2 sobre la rendición de cuentas de la comisaría de los programas de conservación. El G1 visualiza mejor la importancia del bosque para la comunidad, además de que un 90% considera positivos los efectos ambientales del programa de conservación, y que son visibles por una mayor unidad, cultura y conciencia (en la comunidad y la gente externa) y por la disminución de la tala clandestina.

<i>Efectos sociales</i>	Identifican efectos positivos en la comunidad, aunque los enumeran en distinto orden jerárquico. Mencionan la actividad académica como deseable, aunque el primer grupo la enfoca en la mejora de las actividades de los programas de conservación, y el segundo en la mejora de las condiciones generales de la comunidad. Para la participación deseable de las autoridades, coinciden en que se debe tomar en cuenta a la comunidad, y que deben aumentar los apoyos de programas.	G1 habla de los efectos positivos visibles (88%) por el trabajo coordinado, el apoyo, la unión, la mejora del medio ambiente y de la distribución del agua, e incluso por efectos en otros actores. Además, mayormente el G1 piensa que aumenta o se genera cohesión social y efectos positivos; y el 90% considera que es importante la educación ambiental en las escuelas. Igualmente que los programas aumentan la participación en la conservación (84%), la mayoría conocen al menos 60 personas participantes y las dinámicas de participación involucradas. G2 habla de los problemas de los programas de conservación, como la falta de conocimiento (difusión), el privilegio para ciertos grupos, así como la falta de seriedad y de responsabilidad (refiriéndose a las autoridades comunales).
<i>Efectos económicos</i>	El rango de ingreso (por sus actividades) para ambos grupos está entre \$1 000 y \$8 000 pesos mensuales, aunque la mayoría del G2 no contestó, El ingreso deseable para realizar las actividades dentro de los programas de conservación, como el de PSA, para los dos grupos sería de \$10 000 a \$15 000 pesos mensuales; curiosamente quienes piden una menor cantidad son quienes realizan las actividades de los programas.	G1 recibe entre \$2 000 y \$2 500 mensuales, de los cuales el 56% proviene del PSA, que corresponde al 40-50% de los ingresos familiares. Las condiciones deseables de trabajo en los programas de conservación (según un 68%) serían: un trabajo mejor remunerado, horario específico, más jornadas, seguridad social, prestaciones, claridad en las instrucciones, capacitación, no nepotismo y privilegio de las autoridades para sus familias, e igualmente contar con el equipo adecuado. Para el G2 hay un ingreso por programas sociales en promedio de \$2 900 pesos mensuales, y de programas de conservación de \$1 167 pesos mensuales. Para G1 el ingreso de PSA es mayormente temporal, y consideran que la promoción de los programas es difícil (55%) porque la comunidad no coopera, la gente no está capacitada y le falta información, comunicación, recursos económicos, etcétera.

FUENTE: Elaboración propia.

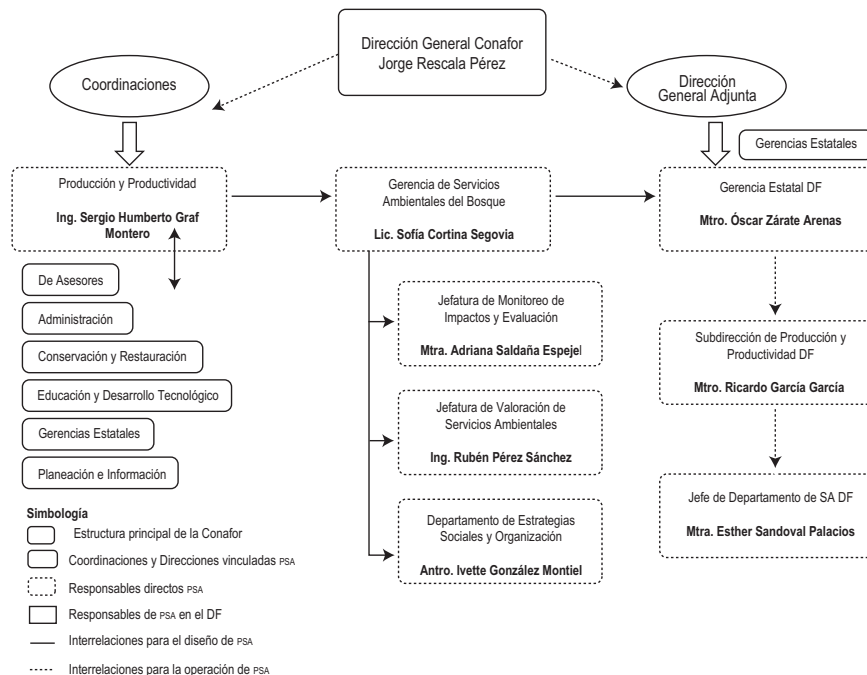
Ambientales del Bosque, la Jefatura de Monitoreo de Impactos y Evaluación y la Jefatura de Valoración de Servicios Ambientales, pertenecientes a la Coordinación de Producción y Productividad; otro fue del Departamento de Estrategias Sociales y Organización (cinco en total). En el segundo grupo se entrevistó a tres funcionarios de la Gerencia Estatal del Distrito Federal de la Conafor, en particular, vinculados con los cargos de la gerencia, la Subdirección de Producción y Productividad del DF y la Jefatura de Departamento de SA. Cabe resaltar que todos los funcionarios tienen un perfil profesional asociado con los estudios de bosque, la conservación, la gestión de recursos o las políticas públicas.

En la figura 3 se presenta el organigrama de la Conafor vinculado con la administración de la estrategia de SA, así como los responsables directos del programa federal de PSA.

La evaluación de la percepción de estos actores en virtud de los cuatro grupos de criterios planteados se encuentra resumida en el cuadro 2.

Las coincidencias de opinión entre los actores de este nivel participativo se dan en la identificación de los cambios positivos, el proceso de evolución y la aplicación del programa; también sobre los actores fundamentales, sus interacciones, las herramientas requeridas, los logros, las metas y los efectos ambientales. Además, se reconoce que la conciencia ambiental es restringida y que existen instrumentos para la incorporación del conocimiento científico y la participación social; se presume que se generan efectos positivos en la organización social, el fortalecimiento de capacidades, la cohesión social y los vínculos; aunque también se evidencia que hay efectos negativos, pues hace falta disparar los mercados locales autosuficientes. Las diferencias en este caso se dan al explorar personalmente los argumentos y especificidades de los efectos del programa, que no siempre se relacionan con el cargo ocupado; resalta que el personal de la gerencia estatal está más asociado con la problemática local del Suelo de Conservación del Distrito Federal y conoce a todos los participantes personalmente, lo que le permite llevar de mejor manera la gestión (administrativa) del programa. Sin embargo, no detecta los cambios, ni metas del instrumento, como lo hacen los participantes a nivel federal, que en virtud de su posición visualizan los problemas a escala nacional.

FIGURA 3
Organigrama de la Conafor asociado al programa de PSA



FUENTE: Elaboración propia para enero de 2013 con base en <<http://www.conafor.gob.mx/portal/> y <http://portaltransparencia.gob.mx/pot/directorio/consultarDirectorio>> y trabajo de campo.

CUADRO 2
Evaluación de los efectos del programa de PSA por parte de los funcionarios

<i>Criterio</i>	<i>Coincidencias</i>	<i>Diferencias</i>
<i>Operación del programa</i>	Modificaciones y logros han sido a partir de experimentos y corrección de errores; no es paliativo, corrección de criterios, priorización de regiones, manejo forestal y tendencia hacia Mecanismos Locales (ML).¹ Se han presentado cambios positivos por la retroalimentación. Falta el predominio de ML y la conciencia ambiental para la suma de actores. Los cambios se impulsan con los comités técnicos, las evaluaciones externas y los informes internos. La población objetivo es amplia y adecuada por focalización e inclusión de indígenas y mujeres. Los mecanismos de implementación son claros, pero mejorables. La participación social se presenta por la existencia de los comités técnicos. Existe sinergia con instituciones (federales, estatales y locales), aunque aún hay algo de aislamiento y competencia con otros programas. Es suficiente la infraestructura y los servicios son apropiados.	PSA es identificado como estrategia nacional más allá de un programa. No hay coincidencias en la enumeración de cambios sucedidos. Lo faltante en la difusión no tiene puntos concordantes. Las mejoras en los mecanismos de implementación son distintos para todos. Discrepancia mínima en los plazos óptimos del programa. La sinergia y la corresponsabilidad tienen puntos únicos individualmente. Minoritariamente discernen que la infraestructura y los servicios son adecuados. Las ideas de la buena difusión y fomento del instrumento son desiguales. Un poco de variados argumentos y ejemplos sobre la utilidad del marco legal y normativo. La medida del cumplimiento de objetivos varía. Las metas, aunque claras, son subjetivas y no necesariamente son indicadores como se menciona, ni hay una serie de indicadores cualitativos y cuantitativos amplia y definida como minoritariamente se cree.

	Es buena la difusión y el fomento del instrumento con las adecuaciones realizadas. Los canales de implementación son adecuados y mejorables. El marco legal y normativo es útil y suficiente, pues facilita la labor y no se necesita una ley de SA. Las metas son claras, los indicadores son de cobertura forestal y desempeño institucional; faltan de impacto (hidrológicos, biodiversidad y carbono). Hay monitoreo institucional (indicadores, informes, verificaciones y encuestas).	Hay diferencias en la identificación y descripción del sistema de monitoreo, aunque de nuevo minoritariamente aseguran su funcionamiento.
<i>Efectos ambientales</i>	Es una herramienta de conservación para todo tipo de ecosistema, pero el programa nacional es genérico; los ML atienden mejor las particularidades. No favorece a la conciencia ambiental de toda la sociedad, no obstante se requiere. Es un instrumento de conservación adecuado para Suelo de Conservación (SC) del DF y Áreas Naturales Protegidas (ANP), como alternativa económica a las restricciones al aprovechamiento forestal. Debe incorporarse el conocimiento científico, para unos siempre y para otros en etapas particulares; y falta cooperación y entendimiento al respecto.	La mitad opina que la promoción de prácticas contribuye a la conservación y el uso sustentable; la otra mitad que contribuyen incipientemente. Hay diferencias sobre la promoción de las prácticas de manejo que contribuyen a la conservación y uso sustentable. Identifican de distinta manera qué se necesita para la concientización ambiental de la sociedad. Son distintos los argumentos que explican por qué es un instrumento propicio para la conservación de SC y ANP.
<i>Efectos sociales</i>	Hay efectos positivos en la organización y cohesión social de las comunidades.	La percepción sobre la organización social es distinta a nivel individual.

(continúa)

CUADRO 2
(concluye)

<i>Criterio</i>	<i>Coincidencias</i>	<i>Diferencias</i>
<i>Efectos económicos</i>	Asimismo hay efectos negativos en la organización social, aunque en pocas comunidades, por el recurso económico que es punto de tensión y conflictos. Se da el fortalecimiento de las capacidades internas por parte de la Conafor. Hay mayor participación de indígenas, mujeres y jóvenes.	Hay desiguales visiones sobre los efectos negativos. Contrastan las ideas específicas sobre el fortalecimiento de capacidades internas de las comunidades. La mayor cultura y conciencia ambiental se conciben de manera distinta. Dentro de la generación de la participación de otros miembros de la comunidad, poco se mencionan niños y adultos mayores.
	Coincidencia minoritaria sobre la generación de mayores y más equitativos beneficios económicos. Lo ideal es la permanencia del ingreso, atribuible a ML. La mitad opina que sí se crea el aprovechamiento del bosque, con las reglas de operación del 2013. La promoción del mercado depende de la sensibilización de los actores. Mecanismos locales autosuficientes ya comienzan a funcionar, incluso en el DF.	El cómo se generan e identifican los beneficios económicos es muy diferente. La permanencia del ingreso se visualiza de forma distinta, y para algunos no necesariamente debe ser permanente. El aprovechamiento del bosque se concibe de diferentes maneras y algunos piensan que no se da en esquemas de PSA.
		La certificación se concibe importante por diferentes razones.
	La certificación es importante.	Los argumentos para la consideración del costo-beneficio positivo para el gobierno son heterogéneos. La relación costo-beneficio para los usuarios, es considerada como positiva y minoritariamente negativa, por distintas razones en ambos casos.
	El costo-beneficio para el gobierno es positivo, menormente medible en avances en la conservación y combate a la pobreza.	

FUENTE: elaboración propia.

CONSIDERACIONES FINALES

Los esquemas de compensación por los servicios ambientales tienen ya casi 15 años de existencia a nivel mundial y una década en México, lo que ha demostrado un gran interés por parte de los gobiernos y de la sociedad en general por este tipo de instrumentos de política pública ambiental que permiten obtener recursos económicos por realizar actividades de conservación. Con el tiempo, estos mecanismos se han estudiado desde diferentes enfoques, y se han presentado diversas evaluaciones académicas y de carácter operativo al respecto, donde se han reconocido sus avances y a la vez se han identificado múltiples limitantes. En particular, una de estas limitantes está vinculada con la falta de evaluación de los efectos sociales y ambientales producidos por los programas de PSA.

En este sentido el presente trabajo expone un panorama sobre la percepción de los actores involucrados directamente en el programa federal mexicano de PSA, aplicado a un caso de estudio de la Comunidad de San Miguel y Santo Tomás Ajusco, donde se identifican dos grupos principales: la comunidad (los proveedores de SA) y el gobierno (el usuario de SA). En específico, se detecta que existe una diversidad de opiniones de los actores, los cuales en ambos casos, entre más cercanos sean al programa, mayormente identifican los beneficios ambientales, económicos y sociales. Sin embargo, son los funcionarios de la Conafor, quienes perciben mejoras y otros detalles del programa mucho más puntuales, algunos desde la perspectiva del diseño y la estrategia nacional, y otros desde la perspectiva operativa (en virtud de su cargo), con una heterogeneidad de respuestas individuales. Para ellos es evidente la falta de datos duros para poder sustentar el conocimiento de los efectos concretos del programa y es necesaria la labor del monitoreo y la evaluación a futuro.

Ambos grupos coinciden en identificar con claridad los programas de conservación, su funcionamiento y los beneficios, especialmente económicos y ambientales, aunque en forma muy general. Las diferencias visualizan las especificidades del programa que no son identificadas, o son visualizadas de forma distinta, incluso para quienes trabajan dentro del programa; lo anterior deja ver principalmente la falta de estándares, criterios, indicadores, un

sistema de monitoreo que permita entender los alcances reales y cuantificables del programa. Todo esto sería de utilidad para la comunicación con los usuarios y permitiría un establecimiento de mercados de SA claramente identificados.

Agradecimientos

Agradecemos especialmente a los comuneros de San Miguel y Santo Tomás Ajusco que participaron en las encuestas, y al personal de la Conafor, por las entrevistas concedidas, su tiempo y atención; y al Conacyt por el financiamiento del proyecto 155039.

BIBLIOGRAFÍA

- Ávila-Foucat, V.S., F. Ramírez Ruiz de Velasco y A. Ortiz Monasterio (2009), "Indicadores para herramientas de conservación in situ", en I. Pisan-ty (coord.), *México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad*, México, Conabio / PNUD, pp. 95-116.
- Brandon, P. y P. Lombardi (2011), *Evaluating Sustainable Development in the Built Environment*, Londres, Wiley-Blackwell.
- Brunett, E., J.E. Baró, E. Cadena y M. V. Esteller (2011), "Pago por servicios ambientales hidrológicos: caso de estudio Parque Nacional del Nevado de Toluca, México", *CIENCIA ergo sum*, vol. 17, núm. 3, pp. 286-294.
- Chomitz, K.M., E. Brenes y L. Constantino (1998), *Financing Environmental Services: The Costa Rican Experience and its Implications*, Washington, The World Bank.
- Cordero, D. (2008), "Esquemas de pagos por servicios ambientales para la conservación de cuencas hidrográficas en el Ecuador", *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, vol. 17, núm. 1, pp. 54-66.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. Oneill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. Vanden Belt (1997), "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital", *Nature*, núm. 387, pp. 253-260.
- Daily, C.G. (1997), *Nature's Services: Social Dependence on Ecosystem Services*, Washington, Island Press.
- Daniels, A.E., K. Bagstad, V. Esposito, A. Moulaert y C.M. Rodríguez (2010), "Understanding the Impacts of Costa Rica's PES: Are we Asking the Right Questions?", *Ecological Economics*, núm. 69, pp. 2116-2126.

- DuBroff, N. (2010), *Curbing Informal Urban Growth With Ecosystem Services in Mexico City*, México, El Colegio de México-CEDUA.
- Garay, J. (2010), *Marco legal ambiental de los servicios ambientales en las áreas naturales protegidas*, Perú, Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado-Ministerio del Ambiente del Perú.
- Greenwalt, T. y D. McGrath (2009), "Protecting the City's Water: Designing a Payment for Ecosystem Services Program", *Natural Resources & Environment*, vol. 24, núm. 1, pp. 1-5.
- Kosoy N., E. Corbera y K. Brown (2008), "Participation in Payments for Ecosystem Services: Case Studies From the Lacandon Rainforest, Mexico", *Geoforum*, núm. 39, pp. 2073-2083.
- Martínez, P., S. Rivera, J. Benítez y F. Cruz (2006), "Establecimiento de un mecanismo de pago por servicios ambientales sobre un soporte GIS en la cuenca del río Calan, Honduras", *GeoFocus*, núm. 7, pp. 152-181.
- Martínez, M. y N. Kosoy (2007), "Compensaciones monetarias y conservación de bosques. Pagos por servicios ambientales y pobreza en una comunidad rural en Honduras", *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, núm. 6, pp. 40-51.
- Martínez, M. (2008), *¿Mercados de servicios ambientales? Análisis de tres experiencias latinoamericanas de pago por servicios ambientales*, tesis de doctorado, Programa de Ciencias Ambientales, Economía Ecológica y Gestión Ambiental, Instituto de Ciencia y Tecnología de la Universidad de Barcelona, España.
- Merino, L. (2004), *Conservación o deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y de los usos de bosques en México*, México, Semarnat, INE/Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J.M. Torres y J. Braña (2008), "Paying For the Hydrological Services of Mexico's Forests: Analysis, Negotiations and Results", *Ecological Economics*, núm. 65, pp. 725-736.
- Myers M. E. (2009), *REDD in Design Assessment of Planned First-Generation Activities in Indonesia*, Washington, Resources for the Future.
- Perevochtchikova, M. (2011), "El programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos en México", en E. Pérez Campuzano, M. Perevochtchikova y V.S. Ávila Foucat (coords.), *Suelo de Conservación del Distrito Federal: ¿hacia una gestión y manejo sustentable?*, México, IPN/Porrúa, pp. 175-202.
- Perevochtchikova M. y A. Vázquez (2012), "The Federal Program of Payment for Hydrological Environmental Services As An Alternative Instrument for Integrated Water Resources Management in Mexico City", *The Open Geography Journal*, núm. 5, pp. 35-46.

- Porto-Gonçalves, C. W. (2004), *El desafío ambiental, Pensamiento Ambiental Latinoamericano*, México, Red de Formación Ambiental, Oficina Regional para América Latina y el Caribe- PNUMA-ONU.
- Ríos, A.R. y S. Pagiola (2009), *Poor Household Participation in Payments for Environmental Services in Nicaragua and Colombia*, Munich Personal Repec Archive, World Bank. MPRA Paper No. 13727, posted 02, <<http://mpra.ub.uni-muenchen.de/13727/>>, 29 de septiembre de 2012.
- Rosa, H. y S. Kandel (coords.) (2002), *Pago por servicios ambientales y comunidades rurales: contexto, experiencias y lecciones de México*, informe elaborado en el marco del proyecto "Pago por Servicios Ambientales en las Américas", México, Prisma, Fundación Ford.
- Sandoval, E. y J. Gutiérrez (2012), "Servicios Ambientales, experiencia federal en el Distrito Federal", E. Campuzano et. al. (coords.), *Hacia un manejo sustentable del Suelo de Conservación del Distrito Federal*, México, IPN, Porrúa, pp. 74-79.
- Silvano, R., S. Udvardy, M. Cerony 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*, núm. 53, pp. 369-385.
- Tianhong, L., L. Wenkai y Q. Zhenghan (2010), "Variations in Ecosystem Service Value in Response to Land Use Changes in Shenzhan", *Ecological Economics*, vol. 69, núm. 7, pp. 1427-1435.
- Toledo, V. (2003), *Ecología, espiritualidad y conocimiento. De la sociedad del riesgo a la sociedad sustentable*, México, Red de Formación Ambiental, Oficina Regional para América Latina y el Caribe-PNUMAD-ONU y Universidad Iberoamericana, Colección Pensamiento Ambiental Latinoamericano núm. 7.
- Villavicencio, A. (2009), "Propuesta metodológica para un sistema de pago por servicios ambientales en el Estado de México", *Cuadernos Geográficos*, 44 (2009-1), pp. 29-49.

OBSERVACIONES FINALES

Como se puede observar, el tema de beneficios que ofrece la naturaleza a la humanidad ha cobrado un gran interés desde la Cumbre de la Tierra realizada en 1992, cuando fue presentado por primera vez el concepto de servicios ecosistémicos en el escenario político internacional. Lo que se vio reflejado en un impulso de un gran interés por parte de la academia, con una tendencia exponencial en las publicaciones surgidas alrededor del mundo, sobre todo en la última década. En este sentido es notorio el uso diferenciado de dos términos en los estudios, como servicios ambientales (SA), acuñado en el plano de la economía y política pública, y servicios ecosistémicos (SE) desde la perspectiva ecológica, aunque con un aumento de la utilización del término de SE en años recientes y no tanto de SA, relacionados más bien con el análisis del funcionamiento de los esquemas y programas de pago.

Cabe mencionar que los SA y los esquemas de compensación (que empezaron a implementarse a partir del Protocolo de Kyoto, 1997) se han investigado a nivel internacional desde diferentes enfoques (con predominio en los aspectos social y físico, seguidos por el económico e interdisciplinario); con apoyo en teorías provenientes de distintas ramas de la ciencia (sociología, economía, hidrología, biología, ecología, etc.), enfocándose mayoritariamente en estudios de biodiversidad, servicios hidrológicos y en menor cantidad en captura de carbono; y con base en la aplicación de metodologías y técnicas variadas (como el análisis de percepción de los actores involucrados, modelación de flujos de agua y análisis de metabolismo, entre otros). Más de la mitad de las investigaciones se centran en los estudios de caso, que finalmente resultan adecuados para entender las complejas dinámicas socioambientales que surgen a escala local a partir de la implementación de programas gubernamentales en territorios de propiedad comunal, como ha sido demostrado en los trabajos presentados en esta obra.

Lo que se resalta es que los esquemas de Pago por Servicios Ambientales forestales (PSA), dados sus objetivos, se proyectan como un instrumento de política pública ambiental potencialmente interesante e importante en términos de conservación y contribución al mejoramiento de la calidad de vida en áreas rurales. Sin embargo, como una herramienta que nace y se impone desde el ámbito político (dentro de una visión capitalista y alejada de las necesidades de la gente), y se aplica en el terreno de la propiedad comunal (en un 70%, como es el caso de México), requiere de estudios de los efectos producidos desde un enfoque integrador que incluya las cuestiones sociales, económicas y ambientales, e incorporen los esquemas de monitoreo y seguimiento.

En relación con esto, el programa federal mexicano de PSA del bosque, implementado desde 2003, ha demostrado ser un ejemplo de programas gubernamentales que inician por una experiencia externa y se modifican y adaptan de cierta manera a las condiciones políticas e institucionales del país, con base en la realización de constantes evaluaciones operativas (de ejercicio fiscal sobre todo), y en parte académicas (aun sin retomar sus sugerencias en términos de la integración de aspectos en la evaluación, la falta de cuantificación y monitoreo de los SA, y los efectos del programa). Sin embargo, se puede decir que el programa federal ha logrado atraer un gran interés de la sociedad por su recurso financiero (considerado como subsidio) y posicionarse en el discurso político nacional, con cifras que demuestran que las metas de 2012 se cumplieron en 2010 (en relación con el número de participantes, hectáreas incorporadas y apoyos otorgados), incluso rebasando en la actualidad la oferta de la Conafor. Por ello, se han creado otras formas de compensación (como fondos concurrentes, patrimonio de biodiversidad, entre otros) y en general, el programa se ha convertido en uno de los más relevantes a nivel internacional, aunque aún menos estudiado que el de Costa Rica y con muchas limitantes y retos a superar.

Con esta creación de diversos tipos de financiamiento (gubernamental, independiente y mixto), el futuro más prometedor para continuar con los mecanismos de pago por SA se ve en la implementación y el apoyo a la formación de fondos concurrentes y la participación de los actores locales por medio de fideicomisos

creados para este fin. Este tipo de esquemas incorporan a los proveedores y los usuarios de los SA cuando éstos son posibles de identificar, y además impulsan el involucramiento proactivo de la sociedad, sin el cual no es posible llegar a cambios en los modos de convivencia y uso de recursos naturales.

Es evidente que a los SA, SE y a los esquemas de compensación les hacen falta múltiples estudios desde la perspectiva multi e interdisciplinaria, que permitan identificar, y en lo posible cuantificar, los procesos ecosistémicos, las interrelaciones entre actores involucrados, los aspectos de gobernanza, el empoderamiento y los efectos socioambientales a largo plazo. Por otro lado, hay que considerar que este tipo de iniciativas no deberían ser tomadas como una panacea, sino sólo como uno de los instrumentos de la política pública (elaborado dentro de los principios económicos del desarrollo sustentable basados en “capital”), que necesitaría ser acompañado por una estrategia integral de planeación territorial, política social, y de desarrollo urbano sustentable, alineadas con otras acciones y programas intersectoriales e iniciativas interinstitucionales para evitar los desfases en su aplicación y malas interpretaciones; donde la sociedad esté involucrada directamente, con un interés y beneficios palpables que le permitan obtener una mejor calidad de vida dentro de un nuevo contexto dinámico de conservación. Sería entonces el momento preciso para poder hablar de un proceso de cambio de la política pública hacia una conservación ambiental flexible, equitativa y justa.

María Perevochtchikova

Pago por servicios ambientales.

Un acercamiento para su estudio

se terminó de imprimir en agosto de 2014

en los talleres de Reproducciones y Materiales, S.A. de C.V.
Monte Alegre 44 Bis, col. Portales Oriente, 03570 México, D.F.

Portada: Pablo Reyna.

Tipografía y formación: Manuel O. Brito Alviso.

Cuidó la edición la Dirección de Publicaciones de
El Colegio de México.

CENTRO DE ESTUDIOS DEMOGRÁFICOS URBANOS Y AMBIENTALES

Dado el reconocido deterioro ambiental del planeta, desde hace cuatro décadas se han desarrollado diversas iniciativas de política pública internacional orientadas hacia los principios del desarrollo sustentable. En particular, partiendo del reconocimiento del valor y la importancia de los múltiples bienes y servicios que la naturaleza ofrece a la humanidad, se ha impulsado el proceso de instrumentación de los primeros esquemas de pago por servicios ambientales (PSA), y ha surgido el interés académico en su estudio. En México, el programa federal de PSA empezó en 2003, basado en la experiencia de Costa Rica, y ha logrado significativos resultados en términos operativos y financieros; sin embargo, aún es necesario reflexionar sobre su análisis conceptual y metodológico, así como realizar investigaciones integrales sobre sus alcances socioambientales.

En el presente libro se hace un primer acercamiento sistémico al estudio de esquemas de PSA en México. Se trata de un esfuerzo colectivo multifacético e intersectorial de expertos en el tema, en el que se reúnen hallazgos teórico-conceptuales, experiencias de evaluación científica e institucional, y casos específicos de análisis con el objetivo de proporcionar pautas para una mejor comprensión de las circunstancias, las problemáticas y los retos de la aplicación del PSA y los efectos sociales y ambientales que produce.

ISBN: 978-607-462-657-5

