

228
1/2011

*Revista
Española
de Estudios
Agrosociales y
Pesqueros*

Número Monográfico

**«PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES
Y DESARROLLO ECONÓMICO:
PERSPECTIVAS Y RETOS»**

*(Payments for Environmental Services and Economic
Development: Perspectives and Challenges)*



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO

228
1/2011

*Revista Española
de Estudios
Agrosociales y
Pesqueros*

Tercera etapa de la Revista de Estudios Agrosociales

EDITA



MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO

Formerly until n.º 169 3/1994 Revista de Estudios Agrosociales

until n.º 183 2/1998 Revista Española de Economía Agraria

Redacción: Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros

C/ Alfonso, XII, n.º 56 - 28071 Madrid. España

Tfno.: 91 347 55 48; Fax: 91 347 57 22

E-mail: jpalcacio@mapa.es y smorales@marm.es

ISSN: 1575-1198

NIPO: 770-11-050-0

DEPÓSITO LEGAL: M-850-1958

Diseño: Foro Creativo, S.L.

Imprime: V.A. Impresores, S.A.



Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros

El Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, a través de la Secretaría General Técnica, viene desarrollando desde hace muchos años, al principio como pionero, una cuidada política editorial en el ámbito de las ciencias sociales agrarias. Crea en 1952 la **Revista de Estudios Agrosociales**, que en 1994 entra en una segunda época bajo el nombre **Revista Española de Economía Agraria (REEA)**. Pero en 1976 había ya fundado la revista **Agricultura y Sociedad (AyS)** para dedicar mayor espacio a los aspectos sociológicos e históricos de la realidad agraria. A partir de 1998 se refunden ambas publicaciones bajo la actual cabecera editorial, **Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros (REEAP)**.

La Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros es una publicación periódica y especializada en temas relativos al medio rural, con referencia especial a los sectores agrario, pesquero y forestal, al sistema agroalimentario, a los recursos naturales, al medio ambiente y al desarrollo rural, desde el objeto y método de las distintas ciencias sociales agrarias.

Para garantizar la calidad de la Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros se sigue un riguroso proceso de selección y revisión de los originales recibidos. Éstos deben ser admitidos por el Comité de Redacción y posteriormente revisados de forma anónima por dos evaluadores de acreditada solvencia científica. La aceptación de los originales depende en última instancia del Comité de Redacción de la Revista.

La responsabilidad por las opiniones emitidas en los artículos que publica la Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros corresponde exclusivamente a los autores.

CORRESPONDENCIA

Toda la correspondencia y originales remitidos a la revista deberán ser dirigidos a: Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alfonso XII, n.º 56, 28071 Madrid, España.

INTERCAMBIOS Y PUBLICIDAD

La Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros está interesada en establecer intercambios con otras revistas similares nacionales y extranjeras, así como en el de encartes publicitarios. La correspondencia sobre este tema deberá dirigirse a: Redacción de la Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alfonso XII, n.º 56, 28071 Madrid, España.

BASE DE DATOS Y REFERENCIAS

La Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros puede consultarse, a texto completo, en: <http://www.marm.es/publicaciones>

Pueden solicitarse alertas electrónicas sobre los artículos publicados a: DIALNET. Servicio de Alertas Informativas y de acceso a los contenidos de la literatura científica hispana (dialnet.unirioja.es/)

Los textos publicados son referenciados, entre otras, en las siguientes bases de datos on-line:

- ISOC, Índice de Ciencias Sociales y Humanas (CINDOC-CSIC)
- WAERSA, World Agricultural Economics and Rural Sociology Abstracts (CAB Internacional)
- AGECONCD, Agricultural Economics Database (CAB Internacional)
- AGRIS (FAO)

Esta revista se encuentra registrada en el catálogo de LATINDEX de acreditación y certificación de la literatura científica (www.latindex.unam.mx)

CONSEJO EDITORIAL

Presidenta:

ALICIA CAMACHO GARCÍA (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)

DIRECTOR DE LA REVISTA

ELADIO ARNALTE ALEGRE (Universidad Politécnica de Valencia)

DIRECTORA ADJUNTA

ISABEL BARDAJÍ AZCÁRATE (Universidad Politécnica de Madrid)

SECRETARIO DE REDACCIÓN

JUAN CARLOS PALACIOS LÓPEZ (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)

COMITÉ DE REDACCIÓN

JOSÉ ABELLÁN GÓMEZ (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)

JESÚS ARANGO FERNÁNDEZ (Universidad de Oviedo)

INMACULADA ASTORKIZA ICAZURIAGA (Universidad del País Vasco)

LUIS ALFONSO CAMARERO RIOJA (Universidad Nacional de Educación a Distancia)

JESÚS CONTRERAS HERNÁNDEZ (Universidad de Barcelona)

GERARDO GARCÍA FERNÁNDEZ (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)

RAMÓN GARRABOU SEGURA (Universidad Autónoma de Barcelona)

TOMÁS DE HARO GIMÉNEZ (Universidad de Córdoba)

BELÉN IRÁIZOZ APEZTEGUÍA (Universidad Pública de Navarra)

JUAN FRANCISCO JULIÁ IGUAL (Universidad Politécnica de Valencia)

MANUEL MARTÍN GARCÍA (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)

FERNANDO OLIVEIRA BAPTISTA (Universidad Técnica de Lisboa)

UNAI PASCUAL GARCÍA DE AZILU (Universidad de Cambridge)

FRANCISCO SINEIRO GARCÍA (Universidad de Santiago de Compostela)

CONSEJO ASESOR

La Revista cuenta con un Consejo Asesor, constituido por un conjunto de profesionales y académicos de las distintas ciencias sociales que han colaborado con la Revista en diversas etapas y son periódicamente consultados sobre las actividades, línea editorial y desarrollo de la misma. La relación de componentes del Consejo Asesor figura detallada en la página web de la Revista.

Normas para la presentación de originales

Los originales dirigidos a la Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros deberán ajustarse a las siguientes normas:

1. De cada trabajo se enviará una copia del documento completo en Word, a la Redacción de la Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, c/Alfonso XII, 56, 28071 Madrid, o a los correos electrónicos de jpalacio@mapa.es, o a smorales@marm.es.
2. La Secretaría de Redacción de la Revista acusará recibo de los originales, asignará un número de entrada, número que deberá indicarse en la correspondencia de los autores con la Secretaría de la Revista.
3. El autor o los autores acreditarán, mediante declaración formal, que los trabajos son inéditos y no están presentados o en fase de evaluación en otras publicaciones.
4. Los originales podrán presentarse en español o en inglés. En otro archivo se aportará un resumen de unas 150 palabras, aproximadamente, en ambos idiomas, en el que se incluirá el título, detalle de los objetivos perseguidos, método utilizado, las conclusiones obtenidas, las palabras clave y la clasificación JEL con dos dígitos.
5. La extensión total del texto, incluyendo gráficos y sus tablas, cuadros, notas y bibliografía, está limitada, aproximadamente, en los «Estudios» a 25 páginas y en las «Notas» a 10 páginas, mecanografiadas a doble espacio, con unas 300 palabras por página. El texto y símbolos que quieran incluir cursiva deberán ir en este tipo de letra o subrayados.
6. En archivo aparte, con la referencia del título del artículo, se consignará la siguiente documentación personal: nombre y apellidos, profesión, cargo y centro de trabajo del autor o autores, correo electrónico, dirección postal, teléfono y fax.
7. Las referencias bibliográficas se incluirán en el texto, indicando el nombre del autor o autores (en minúsculas), fecha de publicación (entre paréntesis) y haciendo una distinción con a, b, c, en el caso de que el mismo autor tenga más de una obra citada, en el mismo año. Dichas letras deberán guardar el orden correlativo desde la más antigua a la más reciente obra publicada; páginas; en el caso de libros, la editorial; título de la revista a la que pertenece el artículo (en cursiva o subrayado) y número de la revista. Al final del trabajo se incluirá una referencia bibliográfica que contendrá las obras citadas en el texto, según se indican en los siguientes ejemplos:

Libros: Jovellanos, G. M. de (1820): *Informe en el expediente de Ley Agraria*. Imprenta de I. Sancha. Madrid.
Contreras, J. (1977): «La explotación del Patrimonio del Duque de Osuna». En Miguel Artola (ed.): *El latifundio (propiedad y explotación S.*

XVIII-XX): 63-83. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Revistas: Massot Martí, A. (2003): «La reforma de la PAC 2003: hacia un nuevo modelo de apoyo para las explotaciones agrarias». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 199: 11-60.

8. Todos los gráficos y sus tablas, cuadros, diagramas u otras ilustraciones irán numerados en páginas separadas al final del artículo, indicando título y fuente. Citar, en cada caso, el lugar aproximado en que deban insertarse dentro del texto.
9. Admitido el trabajo por el Comité de Redacción, se someterá, de forma anónima, al juicio de, al menos, dos evaluadores externos, elegidos por el Comité en atención a su acreditada solvencia científica –proceso de evaluación doble ciego–. A la vista de sus informes, el Comité decidirá su aceptación o rechazo.
10. Aceptado el trabajo para su publicación, se pedirá a los autores que transfieran a la Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros los derechos de autor del artículo. Esta transferencia asegurará la protección mutua de autores y editor. A los autores se les enviarán las primeras pruebas, y el autor dispondrá de diez días para su corrección. Pasado este plazo, se procederá a la publicación del artículo incorporando aquellas otras correcciones editoriales que el Comité estime necesarias para la mejora de la presentación de los trabajos.
11. Una vez publicado el trabajo, el autor recibirá dos ejemplares de la Revista y un pdf de su artículo.

ÍNDICE

«Pagos por Servicios Ambientales y Desarrollo Económico: perspectivas y retos»

*(Payments for Environmental Services and Economic
Development: Perspectives and Challenges)*

INTRODUCCIÓN

Pagos por servicios ambientales: perspectivas y experiencias innovadoras para la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural, por Unai Pascual y Esteve Corbera	11
--	----

ESTUDIOS

Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación teórica a la implementación, por Erik Gómez-Baggethun	33
Pagos por servicios ambientales: ¿qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?, por Leslie Lipper y Bernardete Neves	55
Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México, por Carlos Muñoz-Piña, Marisol Rivera, Alfredo Cisneros y Helena García	87
Pagos por carbono en América Latina: de la experiencia de proyectos piloto a la implementación a gran escala, por Jan Börner, Sven Wunder y Ángel Armas	115
La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable, por Driss Ezzine de Blas, Luis Rico, Manuel Ruiz Pérez y Virginie Maris	139

INTRODUCCIÓN

Pagos por servicios ambientales: perspectivas y experiencias innovadoras para la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural

UNAI PASCUAL (*)

ESTEVE CORBERA (**)

1. INTRODUCCIÓN

El objetivo principal del presente monográfico es destacar los debates emergentes en el campo de la comercialización de los servicios ambientales como estrategia para la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad, y el desarrollo rural. A tal fin, se incluyen artículos escritos por autores internacionalmente reconocidos en el campo de la investigación, del diseño y de la implementación de Pagos por Servicios Ambientales (PSA). Sus aportaciones nos ofrecen una panorámica actual de los debates teóricos, los resultados y los retos de los PSA sobre todo en el contexto de los países en desarrollo (1).

En este monográfico explicamos y contextualizamos el concepto de PSA como parte de un nuevo paradigma de conservación que responde a un reconocimiento explícito sobre la necesidad de tender puentes entre los intereses de los usuarios de servicios ambientales socialmente valiosos, tales como la regulación hídrica, la fijación de carbono o la recreación paisajística por nombrar unos pocos, y los intereses de los propietarios y/o gestores de la tierra que pueden ofrecer estos servicios ambientales. ¿Por qué existe un énfasis sobre

(*) Profesor titular. Department of Land Economy, University of Cambridge (Reino Unido) y Profesor visitante Ikerbasque, Basque Centre for Climate Change, Bilbao.

(**) Investigador «Ramón y Cajal», Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales (ICTA), Universidad Autónoma de Barcelona. Investigador Asociado, School of International Development, University of East Anglia (Reino Unido).

(1) Agradecemos los comentarios y sugerencias realizadas por Adam Drucker, Peter May, Roldán Muradian, Stefano Pagliola, Leo Peskott, Ina Porras, Fabiano Toni, Luis Carlos Rodríguez, Tobias Wünscher y Christos Zografos.

la investigación y aplicación de esquemas de PSA como nuevo paradigma para la conservación, especialmente en zonas rurales de países con fuertes déficits de desarrollo económico?

El evidente y progresivo interés creado en la última década respecto a los PSA se refleja en el creciente número de experiencias a nivel local, regional, nacional e internacional, de exposiciones en congresos científicos de economía y ecología, de grupos internacionales de trabajo, y de publicaciones científicas en varias disciplinas sobre esta temática (por ejemplo, una búsqueda a 26/01/2011 en «Google Scholar» ofrece alrededor de dos mil documentos en línea sobre PSA). Existen a su vez varios monográficos recientemente publicados en revistas científicas internacionales que profundizan sobre el papel de los PSA en la conservación de la naturaleza. Wunder *et al.* (2008) ofrecen una perspectiva neoclásica sobre el potencial de los esquemas de PSA para la conservación y hacen un recorrido por experiencias innovadoras de PSA a nivel mundial, sobre todo en países en desarrollo. Bulte *et al.* (2008) ahondan en esta línea para ofrecer una perspectiva sobre el papel que pueden jugar los PSA en la reducción de la pobreza rural mientras que Pascual *et al.* (2010) ofrecen una visión más crítica de este instrumento haciendo hincapié en retos de diseño e implementación, entre otros.

El presente monográfico contiene artículos de reconocidos expertos internacionales que han participado en los anteriormente citados estudios y ofrece al menos tres elementos innovadores y diferenciadores. En primer lugar, presenta un análisis actualizado de la teoría y práctica de los PSA respecto a su papel en la conservación y el desarrollo rural. Con este fin se ofrece una visión histórica del concepto de servicio ambiental y de PSA (Gómez-Baggethun 2011) y del potencial papel de estos últimos en el desarrollo agrícola sostenible (Lipper y Neves, 2011), la conservación de la biodiversidad (Driss *et al.*, 2011), el mantenimiento de los servicios hidrológicos (Muñoz-Piña *et al.*, 2011) y en los servicios de regulación climática por medio de la fijación de carbono en bosques (Borner *et al.*, 2011). Se ofrece una visión equilibrada sobre la validez de los esquemas PSA sin entrar en disquisiciones rígidas sobre planteamientos de total aceptación o rechazo de los PSA por lo que representan –esto es, la valoración y la comercialización de servicios de la naturaleza que antes se hallaban excluidos de un intercambio o posible mercadeo. El monográfico por tanto refleja diferentes opiniones sobre la utilidad de los PSA y será el lector quien dada la información ofrecida pueda formarse un juicio al respecto, tanto a nivel teórico como de aplicabilidad a problemas concretos.

En segundo lugar, siendo Latinoamérica pionera en la implantación de programas y proyectos de PSA y dado el rápido crecimiento experimentado en la región a lo largo de la última década, el monográfico le dedica a esta región la mayor parte de su atención. Las experiencias latinoamericanas están enriqueciendo los debates sobre el lugar que los PSA deben ocupar en la agenda de conservación ambiental tanto a nivel local y nacional como internacional. En este sentido, gobiernos y ONGs conservacionistas de todo el mundo están analizando y experimentando sobre el potencial de diferentes tipos de PSA para favorecer la conservación de la naturaleza en zonas vulnerables a la degradación ambiental y que desde un punto de vista social y económico se enfrentan al reto de la reducción de la pobreza rural.

Reconocemos, sin embargo, que los PSA no son un instrumento exclusivo de los países en desarrollo y que, con algunas variantes operacionales, han sido también aplicados en países como Estados Unidos o en países de la Unión Europea desde hace algunos años. En el Estado español, por ejemplo, durante la última década hemos asistido a la creación de un conjunto de Redes de Custodia del Territorio que a su vez articulan a un conjunto de entidades que vehiculan pagos desde empresas sociales y entidades públicas a propietarios rurales con el objetivo de que éstos garanticen la conservación y/o gestión sostenible de sus propiedades (Russi, 2010). De hecho los programas de ayudas para posibilitar la generación de una oferta de servicios agroambientales en Europa, a su vez circunscritos en el contexto del segundo pilar de la Política Agrícola Común (PAC), podrían ser entendidos como una versión de PSA.

Lo que ocurre, sin embargo, es que actualmente la PAC no está enfocada a la provisión de servicios ambientales, sino típicamente al cambio del manejo de la tierra agrícola. Este hecho implica, dada la dificultad de vincular claramente (desde un punto de vista científico) la provisión de servicios ambientales y los cambios de uso de la tierra, que la implementación de esquemas de PSA dentro de la PAC sea, lo menos, complicado. Por un lado, existen dificultades inherentes en la identificación de los servicios ambientales que podrían ser sujeto de pagos financiados por el contribuyente europeo y en fijar el precio que la sociedad debiera de pagar por éstos. Y, por otro, existen resistencias políticas a realizar pagos de forma automática a los agricultores por los servicios ambientales públicos que sus actividades favorezcan (Rollet *et al.*, 2008).

En tercer y último lugar, otro aspecto diferenciador de este monográfico es que está escrito en castellano y por lo tanto su objetivo es llegar a lectores de lengua castellana que pertenezcan a la comuni-

dad académica, la sociedad civil, y a la política, ampliando así las fronteras de los debates sobre PSA y facilitando su difusión a todos los públicos y foros castellanoparlantes. A continuación, situamos los artículos que lo conforman, ofreciendo un breve repaso conceptual a los servicios ambientales y a los principios operacionales de los PSA, que en cualquier caso se describen en más profundidad en cada una de las contribuciones al monográfico. En particular, ofrecemos una descripción de los principales supuestos que explican porqué los PSA se consideran un instrumento con potencial para promover la conservación y el desarrollo, y a la vez discutimos los retos para conseguir este doble objetivo.

2. LOS PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES: FUNDAMENTOS Y DEBATES

La Evaluación del Milenio publicó en 2005 la primera evaluación global sobre los efectos de las transformaciones y alteraciones de los ecosistemas sobre el bienestar humano (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). La Evaluación también alertó sobre los desafíos y los efectos negativos que comportan la actual degradación de los servicios de los ecosistemas durante la primera mitad del presente siglo, enfatizando cómo tales efectos serán un obstáculo para la consecución de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (*ibid.*).

La Evaluación del Milenio define los servicios ambientales como «los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas». A su vez, distingue cuatro grandes categorías de servicios ambientales: 1) los *servicios de aprovisionamiento* tales como los alimentos o el agua; 2) los *servicios de regulación* como el control de las inundaciones o la fijación de dióxido de carbono por parte de los organismos vegetales; 3) los *servicios culturales* como los beneficios espirituales o recreativos que ofrece la naturaleza; y 4) los *servicios de soporte o esenciales* como el ciclo de los nutrientes que garantiza las condiciones para permitir la existencia de formas de vida complejas en la Tierra (Montes y Sala, 2007). Esta concepción de los servicios ambientales se fundamenta en definiciones anteriores propuestas por Costanza *et al.* (1997) y Daily (1997) y, a pesar de sus limitaciones, ha sido ampliamente adoptada por la comunidad científica y política a nivel global.

El concepto de «servicio ambiental» no es nuevo para los economistas, que históricamente han reconocido el papel fundamental que diferentes aspectos de la naturaleza desempeñan en la economía. Sin embargo, lo que sí es relativamente nuevo es la creciente introducción de dichos servicios «en el mercado» y su vinculación a «sistemas de precios» y distintos «mecanismos financieros» (Gómez-Baggethun

et al., 2010; Gómez-Baggethun, 2011). En este sentido, lo que nos interesa destacar aquí es la relación entre dicha introducción y vinculación con la historia de los programas de conservación y desarrollo, pues creemos que ambos están estrechamente relacionados.

A finales de los años 80 y principios de los 90, los llamados Proyectos o Programas Integrados de Conservación y Desarrollo (PICD) y el manejo forestal sostenible se convirtieron en los instrumentos principales para tratar de conservar simultáneamente la naturaleza y mejorar los ingresos de los hogares que dependían de forma significativa del capital natural para su bienestar, sobre todo en los países entonces llamados «del Sur». Estos proyectos se vieron estratégicamente necesarios para substituir a los entonces vigentes instrumentos de conservación, primordialmente dirigidos a establecer y gestionar áreas de protección natural y que solían chocar frontalmente con los intereses y los modos de vida tradicionales locales, generando a su vez conflictos socio-ecológicos de difícil solución (Adams *et al.*, 2004). Los PICD pretendían encontrar una solución amigable al perenne conflicto entre desarrollo y conservación, que era particularmente agudo en los países en desarrollo por su situación histórica y ambiental (i.e. un elevado grado de crecimiento económico desigual y pobreza que generaban una altísima presión sobre los recursos naturales y los ecosistemas, por otro lado altamente diversos).

Tras múltiples experiencias –a principios de siglo habían más de 300 programas a nivel mundial (Hughes y Flintan, 2001)– con el apoyo de donantes internacionales como el Banco Mundial, el Fondo Global para el Medio Ambiente (GEF, por sus siglas en inglés) y multitud de ONGs, los PICD han recibido fuertes críticas debido a su relativamente baja efectividad en integrar conservación y desarrollo rural. Esto se debe a que los incentivos económicos provenientes de estos programas no han sido lo suficientemente importantes para lograr alterar el comportamiento de las comunidades rurales hacia usos más sostenible de los recursos naturales y sobre todo debido a que los programas no han sido lo suficientemente flexibles para adecuarse a la idiosincrasia cultural y económica de las comunidades en las que se han implantado (Worah, 2000).

Podríamos decir, por lo tanto, que muchos PICD están evolucionado hacia esquemas de PSA como instrumentos más directos y costo-efectivos (Ferraro y Kiss, 2002; Ferraro y Simpson, 2002). Esencialmente, los PSA tienen como objeto «comerciar» con servicios ambientales en el sentido más amplio del término. Dado que los hábitats naturales, la biodiversidad y los servicios ambientales son cada vez más escasos desde un prisma económico, éstos se vuelven sujetos potenciales

de comercialización. Es decir, tal percepción de escasez genera una oportunidad para tender puentes entre aquellos actores que demandan servicios ambientales derivados del capital natural y aquellos propietarios de la tierra que por su modo de vida generen riesgos importantes de degradación de tales servicios ambientales socialmente valiosos. La naturaleza de esta forma pasa a tener un valor de cambio convirtiéndose en mercancía y vinculando directamente mediante el mercado a los proveedores y usuarios del servicio ambiental, frecuentemente mediante agentes intermediarios, tales como agencias gubernamentales u ONGs (Muradian *et al.*, 2010).

La oferta y demanda de servicios ambientales se pueden articular a diferentes escalas. Por ejemplo, a escala local y regional se puede dar la situación bajo la cual los beneficiarios del flujo de agua en la parte baja de las cuencas estén dispuestos a compensar a aquellos propietarios de bosques «agua arriba» para que éstos garanticen la no tala de los bosques en aras a conservar la regulación hidrológica de la cuenca y de esta manera sigan beneficiándose de los flujos de agua y así mantener su bienestar. En caso que los propietarios de bosques «aguas arriba» estén dispuestos a ser compensados económicamente por un cambio de uso de la tierra asociado a la conservación de tales servicios hidrológicos, podrían articular una oferta de servicios ambientales. Los esquemas de PSA hidrológicos están recibiendo una gran atención a nivel nacional como es el caso de los programas nacionales de México, Costa Rica y Ecuador, analizados en uno de los artículos de este monográfico (Muñoz-Piña *et al.*, 2011).

El mercado de carbono ofrece un ejemplo nítido de la idea básica de los esquemas de PSA a nivel internacional. Recientemente, durante la Conferencia de las Partes (COP 13) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), llevada a cabo en Bali en el año 2007, se contempló incluir la conservación de bosques como parte de los esfuerzos de mitigación del cambio climático. Esta decisión fue aplaudida recientemente en la última cumbre de la CMNUCC (COP 16) celebrada en Cancún en 2010, y se está trabajando para establecer oficialmente y de forma paulatina un mecanismo de pago por reducciones de emisiones derivadas de la deforestación, la degradación forestal y el incremento de los reservorios de carbono mediante la conservación y el manejo sustentable de los bosques (mecanismo conocido como REDD+ por sus siglas en inglés). Este mecanismo pretende conectar la demanda internacional de servicios de regulación del clima mediante la fijación de carbono de los bosques y la oferta de conservación de sumideros de car-

bono como los bosques por parte de los países en desarrollo y los propietarios de la tierra, normalmente representados a nivel gubernamental (Borner *et al.*, 2011).

Finalmente, existen ejemplos de PSA para la protección de la biodiversidad a cualquier escala (local, nacional e internacional), enfocados generalmente a proteger especies carismáticas en riesgo de extinción o hábitats ecológicamente valiosos. En estos casos, normalmente se trata de grandes ONGs conservacionistas (o sus contrapartes locales) que ofrecen compensaciones a aquellos actores que o bien puedan ser causantes de impactos negativos (por lo tanto pagándoles por dejar de generar dichos impactos) o bien a aquéllos que puedan reforzar acciones o esquemas de conservación que ya estén llevando a cabo (Ezzine de Blas *et al.*, 2011). Es importante resaltar en el caso de la biodiversidad que, como tal, ésta no se considera un servicio ambiental en el marco conceptual de la Evaluación del Milenio. Sin embargo, como sí se considera el soporte fundamental de cualquiera de las cuatro categorías de servicios ambientales, los proyectos que vinculan unos pagos directos al mantenimiento de la diversidad biológica en cualquiera de sus formas (a nivel de especie o de ecosistema) se les considera genéricamente un PSA.

El concepto de PSA evoca el teorema de Coase (1960) quien planteó que en situaciones de bajos costos de transacción y una asignación clara de derechos de propiedad, la negociación entre potenciales compradores y vendedores de un bien o servicio genera soluciones económicamente eficientes. La definición más extendida de un sistema de PSA observa cinco condiciones necesarias: «PSA es (1) una transacción voluntaria, donde (2) un servicio ambiental bien definido (o un uso de la tierra que asegure dicho servicio) es (3) «comprado» por al menos un comprador a (4) por lo menos un proveedor, y (5) solo si el proveedor asegura la provisión del servicio ambiental transado. Esta definición se recoge en el monográfico sobre PSA de la revista *Ecological Economics* en 2008 (Engel *et al.*, 2008) de la que se hacen eco la mayoría de trabajos teóricos sobre PSA, especialmente respecto a la condición de adicionalidad (1) y condicionalidad (5). Pero a la hora de implementar esquemas de PSA, es notorio observar que solo en una minoría de casos se cumplen los cinco criterios (Sommerville *et al.*, 2009). Esto ha generado posiciones críticas respecto a esta definición normativa. Por ejemplo Swallow *et al.* (2007) señalan que aún siendo conceptualmente válida, esta definición no permite describir y analizar adecuadamente la gran variedad de mecanismos de negociación a la hora de gestionar la interacción entre actores con diversos intereses en el manejo de

los servicios ambientales. Por este motivo, Muradian *et al.* (2010) han propuesto una concepción más amplia de los PSA al definirlos como «una transferencia de recursos entre actores sociales con el objetivo de crear incentivos para la alineación entre las decisiones individuales o colectivas sobre el uso de la tierra con los intereses sociales sobre el manejo de recursos naturales» (*ibid.*: 1205).

Sin embargo, cualquiera que sea la perspectiva adoptada, la idea de comerciar con servicios ambientales ha generado controversia sobre su idoneidad para promover de modo efectivo y socialmente justo la conservación y el desarrollo. En un extremo del debate están los que defienden los PSA desde un prisma de maximización de la eficiencia económica (dando así valor de cambio a la naturaleza) y de pragmatismo político, dada la urgente necesidad de proteger la naturaleza (Engel *et al.*, 2008). Otros critican el prisma economicista de los PSA tanto desde un punto de vista ético (por ejemplo organizaciones indígenas en Latinoamérica opositoras a mercantilizar su capital natural), como desde un punto de vista de eficacia a largo plazo bajo el argumento que los PSA pueden truncar motivaciones ulteriores no economicistas de conservación, derivadas de normas sociales que a su vez se basan en procesos culturales complejos sobre la inter-relación entre sociedad y naturaleza (Kosoy y Corbera, 2010; Vatn, 2010). Además existe un amplio debate sobre las condiciones necesarias para lograr conservar el capital natural de un modo eficiente y equitativo bajo esquemas de PSA (Pascual *et al.*, 2010). Esto nos lleva a tratar a continuación y de forma breve la relación entre conservación y desarrollo en el marco de los PSA.

3. CONSERVACIÓN Y EFECTOS SOBRE LA POBREZA RURAL

Normalmente la literatura sobre PSA ha diferenciado consideraciones de eficiencia y equidad económica, explícitamente sugiriendo que los esquemas PSA deben ser considerados instrumentos para aumentar la eficiencia en el manejo de los recursos naturales y no para paliar la pobreza (Pagiola *et al.*, 2005). Esta perspectiva supone que los efectos positivos de los PSA sobre la pobreza son efectos colaterales. En este sentido, el papel de los PSA para combatir la pobreza se acepta si éste no conlleva una pérdida de la eficiencia económica (es decir se paga por cada unidad de servicio ambiental el costo de proveer el mismo, normalmente vinculado al costo de oportunidad), y si se dan al menos tres condiciones: 1) que los más pobres sean elegibles porque habitan en las áreas seleccionadas por el PSA; 2) que quieran participar voluntariamente porque los pagos potenciales exceden sus costos de oportunidad y transacción y 3)

que dispongan de derechos de tenencia de la tierra (Pagiola *et al.*, 2005).

Por lo que concierne al monto del pago, los PSA financiados por parte de la administración pública suelen estar asociados con pagos más altos cuando se comparan con pagos ofrecidos por actores privados, y suelen tener poco en cuenta los costos de oportunidad reales (Muñoz *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2011). A su vez, cuando el pago está asociado a varios servicios de forma conjunta (el proceso conocido como «bundling», en inglés), que por ejemplo incluye pagos por la fijación de carbono y la protección de la biodiversidad, éstos suelen también ser mayores sin esto mermar el cálculo de costo-efectividad por parte de los donantes de los pagos. Se debe tener en cuenta también la correlación existente entre niveles de pobreza y potencial de provisión de servicios ambientales, debido a que un bajo nivel de correlación haría que el esquema de PSA fuera ineficiente e ineficaz para reducir la pobreza rural.

Que los beneficios sean menores o mayores para los participantes y en especial para los más pobres, dependerá también de otros factores de índole diversa, tales como la disponibilidad de tierra, su capacidad de influir en el diseño y el desarrollo del esquema PSA y de los cambios que puedan ocurrir en los mercados vinculados a la tierra –por ejemplo en los mercados de la tierra o los cultivos, que alterarían las ganancias potenciales y/o los costos relativos de haber destinado cierta cantidad de tierra al esquema PSA (Corbera *et al.*, 2007; Zilberman *et al.*, 2008; Van Hecken y Bastiansen, 2010). Por ejemplo, en un estudio de caso en México, Corbera *et al.* (2007) señalan la importancia de conocer en detalle la organización de los sistemas de tenencia y los patrones de gestión de la tierra, pues éstos determinan en gran medida la participación de los «sin-tierra» o de aquéllos hogares con pocas hectáreas disponibles y con solo una mujer al frente o poca capacidad de acceder a familiares o personas que puedan trabajar la tierra. Desde otra perspectiva, van Hecken y Bastiansen (2010) demuestran que un esquema de PSA en Nicaragua resulta satisfactorio en lo referente a la inclusión de campesinos pobres porque los incentivos por los servicios ambientales actúan sinérgicamente con un proceso institucional y de mercado más amplio que ocurre en la región y que está vinculado a la adopción e intensificación de prácticas silvo-pastoriles (veáse también Pagiola, 2008).

Si bien se puede afirmar entonces que existen algunos casos documentados dónde los PSA, directa o indirectamente, parecen contribuir a reducir la pobreza, la evidencia sobre tal impacto positivo no es concluyente (Pattanayak *et al.*, 2010). En el esquema de PSA para

la conservación del bosque en Costa Rica, posiblemente el caso más conocido a nivel internacional, la mayoría de los proveedores de servicios ambientales no son pobres desde un punto relativo a la realidad socio-económica del país (Kosoy *et al.*, 2007). En una revisión de otros ocho esquemas de PSA en Latinoamérica, Grieg-Gran *et al.* (2005) sugieren que algunos de estos esquemas han perjudicado a productores más pobres debido a la inexistencia de derechos sobre la tierra (Wunder, 2006). Todo parece indicar pues que las complejidades vinculadas al diseño y la implementación de PSA no son distintas a las existentes en otras iniciativas de conservación o desarrollo y que, por lo tanto, los PSA no deberían considerarse una panacea sino más bien una opción adicional y potencialmente complementaria a los programas de desarrollo rural y otros instrumentos normativos para la protección de la naturaleza ya existentes (Muradian *et al.*, 2010).

4. APORTACIONES DEL MONOGRÁFICO

Los artículos de este monográfico profundizan en cada una de las cuestiones descritas hasta ahora, con enfoques distintos y primordialmente sustentados en revisiones bibliográficas. En el primer artículo, Erik Gómez-Baggethun (2011) ofrece una perspectiva histórica de la conceptualización de los servicios ambientales (o ecosistémicos) por parte de la ciencia económica, desde la economía clásica que los consideraba claves en la formulación del valor de uso de la tierra, a la economía neoclásica y la sub-disciplina de la economía ambiental, que los han transformado en procesos «susceptibles de ser comprados y vendidos en el mercado». Esta mirada hacia el pasado nos permite entender que los debates sobre el papel de los servicios de los ecosistemas en la formulación de los valores de uso o de cambio no son, en absoluto, nada nuevo. Lo que sí es novedoso, sin embargo, es la creación de mercados o sistemas de pagos para los servicios ecosistémicos de regulación y de soporte, con el fin de complementar el principio de «quien contamina paga» con el de «quien conserva cobra», ejemplificados a su vez por los emergentes mercados de derechos por contaminar y las tasas de carácter ambiental, y los PSA dirigidos a promover la conservación o la gestión de determinadas prácticas forestales y/o agrícolas. Erik Gómez-Baggethun reflexiona acerca de la contribución de los PSA a la progresiva mercantilización de la naturaleza y a su potencial para contribuir a promover la justicia ambiental, en consonancia con otros autores (Martínez Alier 2005; Kosoy y Corbera, 2010).

El artículo de Leslie Lipper y Bernadete Neves (2011), investigadores de la FAO, analiza el potencial de los PSA en la promoción de prácticas ecológicas y sostenibles en la agricultura y la actividad pecuaria. Inicialmente, hacen hincapié en el papel de la agricultura en el desarrollo, pero también en sus impactos sobre el medio ambiente y enumeran las posibles prácticas agro-ecológicas y de manejo sustentable susceptibles de ser adoptadas por los productores mediante PSA, tales como el manejo integrado de plagas o la reducción en el uso de fertilizantes inorgánicos. En este sentido, se argumenta que los PSA podrían ser un instrumento eficaz para solventar barreras financieras en la adopción de dichas prácticas, así como para facilitar el acceso a servicios de extensión técnica o seguros agrícolas. Sin embargo, también reconocen la existencia de un conjunto de retos tales como: asegurar la provisión de los servicios ambientales al tiempo que se respeta la flexibilidad de los productores en las opciones de gestión; garantizar prácticas sustentables verdaderamente adicionales, al tiempo que se involucra a productores socialmente marginados –cuyas prácticas pueden ser en algunos casos ya sostenibles–; identificar fuentes de financiación privadas y sostenibles; y desarrollar sistemas fiscales específicos que aseguran la continuidad en el tiempo de estos instrumentos.

Los pagos por la provisión de servicios de regulación hídrica a escala de cuenca hidrográfica, por ejemplo mediante el desarrollo de actividades agropecuarias que favorezcan la conservación de la cobertura forestal y/o la reducción de cargas de sedimentos y trazas de agroquímicos en los cursos de agua subterránea y superficial, son esquemas de PSA con gran potencial para vincular a los usuarios del agua y a los proveedores potenciales de los servicios de regulación hídricos (Pagiola *et al.*, 2007). El caso más conocido en Europa en este sentido es el de la empresa embotelladora de agua *Vittel* que, a finales de los años 90, decidió incentivar económicamente a los propietarios de parcelas agrícolas situadas en las cuencas donde la empresa extrae el agua a cambio de que dichos propietarios adoptaran prácticas agro-ecológicas (Perrot-Maitre, 2006). Experiencias pioneras a escala nacional o local en América Latina y Asia ofrecen resultados mixtos desde el punto de vista de la eficiencia, su efectividad en la provisión de los servicios esperados y desde el punto de vista social –esto es, el grado de conflicto o cooperación entre proveedores, intermediarios y usuarios, así como su impacto en la reducción de la pobreza (Huang *et al.*, 2009; Southgate y Wunder, 2009). Todo indica pues, que los PSA hídricos, pueden llegar a ser tan complejos en cuanto a diseño e implementación como cualquier otro

PSA. El caso de Vittel, por ejemplo, tardó más de diez años en ponerse en marcha y algunos esquemas han resultado inviables por la imposibilidad de establecer un marco de confianza entre los proveedores y los usuarios del servicio y de estos últimos con el agente intermediario (Van Hecken *et al.*, 2010).

En este marco, Carlos Muñoz y sus colaboradores del Instituto Nacional de Ecología (INE) de México analizan el programa mexicano nacional de Pago por Servicios Hidrológicos, comparándolo con los programas diseñados por Costa Rica y Ecuador. De modo innovador, analizan los programas desde el punto de vista de la focalización y la costo-efectividad, es decir, «cómo seleccionar los participantes y cuánto pagar para ser lo más eficientes posibles en la provisión de los servicios». Su trabajo ofrece datos muy relevantes sobre cómo estos tres programas, y en particular el mexicano, han ido cambiando los criterios de selección y pago a medida que pasaban los años y no siempre con el fin de asegurar mejores resultados desde un punto de vista ambiental. En algunos años, los criterios de selección de predios han cambiado para satisfacer intereses de actores particulares y fortalecer ciertas redes de clientelismo político (ver también la aproximación histórica al programa que han desarrollado McKafee y Shapiro, 2010). La evaluación de Muñoz *et al.* (2011) demuestra, en cualquier caso, progresos evidentes en el uso de PSA a nivel nacional para frenar la deforestación, si bien el impacto hubiera sido aún mayor si se hubieran tenido en cuenta de modo más efectivo el riesgo de deforestación y los costos de oportunidad, lo que a su vez se hubiera traducido en una mayor participación de predios con mayor riesgo de cambio de uso del suelo y con alto valor ambiental.

El siguiente artículo de Jan Börner, Sven Wunder y Ángel Armas, evalúa las oportunidades y los retos de programas y proyectos que fomentan la conservación y el incremento de los reservorios forestales de carbono en América Latina, y contribuye a los debates emergentes sobre la comercialización de la fijación de carbono mediante mecanismos de mercado en el contexto del Protocolo de Kyoto y de la CMNUCC, entre otros (Brown y Corbera, 2003; Angelsen, 2009). Su análisis es particularmente pertinente al tiempo que, como se ha comentado anteriormente, la CMNUCC ha reconocido la importancia de desarrollar políticas, programas y actividades, a escala nacional o sub-nacional, que reduzcan la deforestación e incrementen la biomasa, con el objetivo de recibir a futuro incentivos económicos por los logros conseguidos, debidamente cuantificados y verificados (Corbera *et al.*, 2011). Los autores evalúan, en primer término, el

impacto de los proyectos sobre la provisión del servicio de conservación o fijación de carbono, es decir su coste-efectividad, y tienen en cuenta el monto de los pagos, los costes de transacción, así como la adicionalidad de las actividades respecto a una línea base de emisiones o de recuperación «normal» de la biomasa. Los autores demuestran que los objetivos e impactos relacionados con la efectividad y los sesgos en el establecimiento de líneas base difieren sustancialmente entre los casos analizados, lo que a su vez implica que el nivel de coste-efectividad y adicionalidad deban ser interpretados con precaución. En Costa Rica, por ejemplo, el incremento de masa forestal no está ligado exclusivamente al programa nacional de PSA, sino que se explica también por otras iniciativas legislativas y de abandono de la actividad forestal tal y como también sugieren Pagiola (2008) y Corbera *et al.* (2010). En los proyectos a escala local, la adicionalidad resulta más evidente en todos los casos analizados pero también son superiores sus costes de transacción debido a su mayor inversión en monitoreo, actividades de fortalecimiento institucional local y un número superior de proveedores, que incluyen comunidades y productores rurales. En lo que concierne a los efectos de los PSA en los modos de vida, los autores distinguen entre: a) impactos positivos sobre los participantes tales como la provisión de empleo y el fortalecimiento institucional, e impactos negativos, que son generalmente nulos o solo derivados de la distribución desigual de los incentivos, y 2) impactos sobre los no-participantes, que pueden ser también positivos o negativos según cada caso; en este sentido, todos los casos analizados suponen impactos mayoritariamente positivos.

Finalmente, Driss Ezzine de Blas y sus colaboradores presentan un meta-análisis de once proyectos de PSA que promueven la conservación de la biodiversidad mediante pagos genéricos por el mantenimiento de un paisaje o bien mediante pagos para conservar la población de especies endémicas. Los autores discuten, en primer lugar, las implicaciones teóricas y prácticas de desarrollar proyectos que se concentran en biodiversidad funcional o específica. Por ejemplo, los primeros acostumbran a tener sistemas de monitoreo más flexibles, basados en el análisis de la cobertura forestal y el cambio de uso del suelo, mientras que los segundos se concentran en indicadores de presencia o frecuencia de las especies monitoreadas y, por lo tanto, los pagos suelen presentar un mayor grado de condicionalidad. En segundo lugar, los autores remarcan que ninguno de los proyectos fundamenta los pagos en un análisis del costo de oportunidad por conservar, sino en una negociación entre actores; los pagos son, por lo tanto, un reflejo de una compensación «social-

mente aceptable». En todos los casos parece que los pagos han contribuido a reforzar los mecanismos locales de gestión de los ecosistemas y protección de las especies, si bien la adicionalidad es en algunos casos discutible. Del mismo modo, todos los casos contribuyen a mejorar el nivel de ingresos de las familias y de las comunidades, que en algunos casos se ven acompañados por mejoras en el acceso a bienes colectivos, tales como la construcción de una escuela o ayudas para mejorar el estado de las viviendas. Según los autores por tanto, los PSA de biodiversidad han resultado un instrumento efectivo, al menos a corto plazo, para reforzar y/o promover la conservación de la biodiversidad a la vez que se fortalece y diversifica la economía local.

5. CONCLUSIONES

Durante la última década, los PSA se han ido consolidando como un instrumento con potencial para fomentar la conservación y el desarrollo, amparado en la «internalización de las externalidades negativas o positivas». La pregunta que subyace a este artículo introductorio y a los artículos que se han descrito brevemente y que se presentan a continuación es si en los próximos años los PSA se van a consolidar, de un modo parecido al que se han consolidado otros instrumentos de gestión ambiental eminentemente públicos, tales como la política de gestión de áreas protegidas o la promoción de planes de manejo forestal sustentable, o bien van a perecer por falta de financiamiento e interés de las propias organizaciones y gobiernos que hoy en día los están promoviendo. En este sentido, las contribuciones a este monográfico sobre PSA ponen de relieve un conjunto de lecciones compartidas, en particular la de garantizar la adicionalidad de los pagos para maximizar la eficiencia (sobre todo si los recursos son en parte públicos), minimizar los impactos negativos sobre actores sociales vulnerables y asegurar fuentes de financiación sustentables a medio plazo, con una participación directa de los usuarios de los servicios y del sector privado.

La agenda de investigación en el campo de los PSA sigue ampliándose y debe cubrir desde las iniciativas más locales, para entender qué factores contextuales y específicos de diseño han permitido su desarrollo, hasta las iniciativas más globales como los pagos por captura de carbono forestal y deforestación evitada, tanto en el marco de proyectos concretos como de programas y estrategias nacionales o sub-nacionales. En este sentido, Corbera y Schroeder (2011) han nombrado algunos aspectos que deberían ser investigados y analiza-

dos durante los próximos años, con el fin de asegurar que la gobernanza de REDD+ y sus resultados más inmediatos no perjudiquen a los habitantes rurales más pobres, que ya de por sí sufren condiciones de vida difíciles y complejas. Entre ellos, por ejemplo, los autores destacan la necesidad de entender cómo los esquemas PSA y los pagos en particular interactúan con otros programas de desarrollo que promueven otras concepciones y usos de la naturaleza. También en el contexto de los pagos por carbono, aún si bien extrapolable a otras tipologías de PSA, Caplow *et al.* (2011) han enfatizado la necesidad de que próximas investigaciones utilicen grupos control, con el fin de dilucidar el papel exacto que los incentivos económicos juegan en la transformación de los usos del suelo y la adopción de prácticas más sostenibles. Se ha señalado también la necesidad de analizar las experiencias existentes en el campo de los esquemas de transferencia de efectivo condicionada, normalmente vinculados a programas de desarrollo rural y reducción de la pobreza, con el fin de entender los retos a los que se enfrentan los gestores de PSA cuando se vinculan incentivos monetarios a resultados concretos en contextos de extrema pobreza (Rodríguez *et al.*, 2011). Nos queda pues un largo camino para recorrer en la implementación y el análisis de los PSA, y esperamos que este monográfico se convierta en un paso más para profundizar y extender el diálogo entre tomadores de decisiones a nivel gubernamental, técnicos, ONGs, científicos y la sociedad civil en general.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAMS, W. M.; AVELING, R. y BROCKINGTON, D. *et al.* (2004): «Biodiversity conservation and the eradication of poverty». *Science*, 306: 1146-1149.
- ANGELSEN, A. (2009): *Realising REDD+: National strategy and policy options*. Center for International Forestry Research: Bogor, Indonesia, 2009.
- BÖRNER, J.; WUNDER, S. y ARMAS, A. (2011): «Pagos por carbono en América Latina: de la experiencia de proyectos piloto a la implementación a gran escala». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 115-137.
- BROWN, K. y CORBERA, E. (2003): «Exploring equity and sustainable development in the new carbon economy». *Climate Policy*, 3 (S1): S41-S56.
- BULTE, E. H.; LIPPER, L.; STRINGER, R. y ZILBERMAN, D. (2008): «Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives». *Environment and Development Economics*, 13 (3): 245-254.
- CAPLOW, D.; JAGGER, P.; LAWLOR, K. y SILLS, E. (2011): «Evaluating land use and livelihood impacts of early forest carbon projects: Lessons for learning about REDD+». *Environmental Science and Policy* (en prensa).
- COASE, R. H. (1960): «The Problem of Social Cost». *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.

- CORBERA, E.; BROWN, K. y ADGER, W. N. (2007): «The equity and legitimacy of markets for ecosystem services». *Development and Change*, 38 (4): 587-613.
- CORBERA, E. y SCHROEDER, H. (2011): «Governing and implementing REDD+». *Environmental Science and Policy* (en prensa).
- CORBERA, E.; ESTRADA, M.; MAY, P.; NAVARRO, G. y PACHECO, P. (2011): «Rights to forests and carbon: Insights from Mexico, Brazil and Costa Rica». *Forests* (en prensa).
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P. y VAN DEN BELT, M. (1997): «The value of the world's ecosystem services and natural capital». *Nature*, 387: 253-261.
- DAILY, G. C. (1997): «Introduction: What are Ecosystem Services». *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S. y WUNDER, S. (2008): «Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues». *Ecological Economics*, 62: 663-674.
- EZZINE DE BLAS, D.; RICO, L.; RUIZ PÉREZ, M. y MARIS, V. (2011): «La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 139-163.
- FERRARO, P. y KISS, A. (2002): «Direct payments to conserve biodiversity». *Science*, 29 (November): 1718-1719.
- FERRARO, P. y SIMPSON, R. (2002): «The cost-effectiveness of conservation payments». *Land Economics*, 78 (3): 339-353.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. y MONTES, C. (2010): «The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes». *Ecological Economics*, 69: 1209-1218.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2011): «Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación en la teoría económica a la implementación en política ambiental». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 33-54.
- GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I. y MORENO, M. L. (2003): *The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica. A Quantitative Field Survey and Analysis of the Virilla Watershed*. International Institute for Environment and Development (IIED), Londres.
- HUANG, M.; UPADHYAYA, S. K.; JINDAL, R. y KERR, J. (2009): «Payments for watershed services in Asia: A review of current initiatives». *Journal of Sustainable Forestry*, 28 (3): 551-575.
- HUGGES, R. y FLINTAN, F. (2001): «Integrating Conservation and Development Experience: A Review and Bibliography of the ICDP Literature». London: International Institute for Environment and Development. *Biodiversity and Livelihoods Issues*, 3: 24 pp. International Institute for Environment and Development, IIED. Londres, Reino Unido.
- KOSOY, N. y CORBERA, E. (2010): «Payments for Ecosystem Services as Commodity Fetishism». *Ecological Economics*, 69: 1228-1236.

- KOSOY, N.; MARTÍNEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R. y MARTÍNEZ-ALIER, J. (2007): «Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America». *Ecological Economics*, 61: 446-455.
- LIPPER, L. y NEVES, B. (2011): «Pagos por servicios ambientales: ¿Qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 55-86.
- MARTÍNEZ ALIER, J. (2005): *El ecologismo de los pobres*. Editorial Icaria, Barcelona.
- McKAFEE, K. y SHAPIRO, E. (2010): «Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State». *Annals of the Association of American Geographers*, 100 (3): 579-599.
- MILLENNIUM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being. Synthesis*. Island Press. Washington.
- MONTES, C. y SALA, O. (2007): «La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano». *Ecosistemas*, 16 (3): 137-147.
- MUÑOZ-PIÑA, C.; RIVERA, M.; CISNEROS, A. y GARCÍA, H. (2011): «Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 87-113.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N. y MAY, P. (2010): «Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services». *Ecological Economics*, 69: 1202-1208.
- PAGIOLA, S. (2008): «Payments for environmental services in Costa Rica». *Ecological Economics*, 65(4): 712-724.
- PAGIOLA, S.; ARCENAS, A. y PLATAIS, G. (2005): «Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date». *World Development*, 33: 237-253.
- PAGIOLA, S.; RAMÍREZ, E.; GOBBI, J.; DE HAAN, C.; IBRAHIM, M.; MURGUEITIO, E. y RUÍZ, J. (2007): «Paying for the environmental services of silvo-pastoral practices in Nicaragua». *Ecological Economics*, 64(2): 374-385.
- PASCUAL, U.; CORBERA, E.; MURADIAN, R. y KOSOY, N. (2010): «Payments for Environmental Services: Reconciling Theory and Practice». *Ecological Economics*, 69(6): 1202-1302.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; RODRÍGUEZ, L. C. y DURALAPPAH, A. (2010): «Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: a conceptual approach». *Ecological Economics*, 69 (6): 1237-1244.
- PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S. y FERRARO, P. J. (2010): «Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?». *Review of Environmental Economics and Policy*, 4 (2): 254-274.
- PERROT-MAÎTRE, D. (2006): *The Vittel payments for ecosystem services: a 'perfect' PES case?* International Institute for Environment and Development (IIED) and Department for International Development (DfID).
- RODRÍGUEZ, L. C.; PASCUAL, U. y MURADIAN, R. (2011): «Are the amounts of Payments for Environmental Services enough to contribute to poverty

- alleviation efforts in developing countries?». Forthcoming. Ecosystem Services Economics (ESE) *Working Paper Series*. UNEP-PNUMA. Nairobi. Kenia.
- ROLLETT, A.; HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. y KUMAR, P. (2008): *Delivering environmental services through agri-environment programmes: a scoping study*. The Land Use Policy Group. University of Nottingham, Nottingham. Reino Unido.
- RUSSI, D. (2010): *El Pagament per serveis ambientals: una eina per a la conservació dels recursos naturals a Catalunya*. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible, Generalitat de Catalunya.
- SOMMERVILLE, M. M.; JONES, J. P. G. y MILNER-GULLAND, E. J. (2009): «A revised conceptual framework for payments for environmental services». *Ecology and Society*, 14 (2): 34.
- SOUTHGATE, D. y WUNDER, S. (2009): «Paying for watershed services in Latin America: A review of current initiatives». *Journal of Sustainable Forestry*, 28 (3): 497-524.
- SWALLOW, B.; KALLESOE, M.; IFTHIKHAR, U.; VAN NOORDWIJK, M.; BRACER, C.; SCHERR, S.; RAJU, K. V.; POATS, S.; DURAIAPPAH, A.; OCHIENG, B.; MALLE, H. y RUMLEY, R. (2007): «Compensation and rewards for environmental services in the developing world: framing pan-tropical analysis and comparison». International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF) *Working paper*, 32. World Agroforestry Center, Nairobi, Kenia.
- VAN HECKEN, G. y BASTIANSEN, J. (2010): «Payments for Ecosystem Services in Nicaragua: Do Market-based Approaches Work?». *Development and Change*, 41 (3): 421-444.
- VAN HECKEN, G.; BASTIANSEN, J. y VÁSQUEZ, W. F. (2010): *Institutional embeddedness of local willingness to pay for environmental services: Evidence from Matiguás, Nicaragua*. IDPM-UA Discussion Paper 2010-04, Institute of Development Policy and Management, University of Antwerp.
- VATN, A. (2010): «An Institutional Analysis of Payments for Environmental Services». *Ecological Economics*, 69: 1245-1252.
- WORAH, S. (2000): *International History of ICDPs*. En: UNDP (2000) *Proceedings of Integrated Conservation and Development Projects Lessons Learned Workshop*, June 12-13, 2000. Hanoi: UNDP/World Bank/WWF.
- WUNDER, S. (2006): «Pagos por servicios ambientales: Principios básicos esenciales». *CIFOR Occasional Paper*, 42(s). Centro Internacional de Investigación Forestal. Jakarta. Indonesia.
- WUNDER, S.; ENGEL, S. y PAGIOLA, S. (2008): «Payments for Environmental Services in Developing and Developed Countries». *Ecological Economics*, 65(4): 663-852.

RESUMEN

Pagos por servicios ambientales: perspectivas y experiencias innovadoras para la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural

Este artículo introduce el monográfico «*Pagos por Servicios Ambientales y Desarrollo Económico: perspectivas y retos*», una de las primeras iniciativas académicas en lengua castellana destinadas a revisar los retos de diseño e implementación de los proyectos y programas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA). El artículo introduce brevemente algunos de los motivos de la actual expansión de los PSA como instrumentos para promover la conservación y el desarrollo rural, especialmente en los países en desarrollo. Los PSA emergen en parte como evolución a las iniciativas de conservación y desarrollo integrados, pero además surgen para mejorar la eficiencia y eficacia en el uso de los recursos destinados a la conservación de la biodiversidad y otros servicios ambientales clave. El artículo resume los mensajes clave de cada una de las contribuciones al monográfico que representan la diversidad de tipologías de PSA existentes. El artículo concluye enfatizando algunas posibles líneas de investigación para futuros estudios sobre PSA.

PALABRAS CLAVE: Pagos por Servicios Ambientales, conservación, desarrollo, pobreza, biodiversidad.

SUMMARY

Payments for Environmental Services: Perspectives and innovative experiences for nature conservation and rural development

This paper introduces the special issue on «*Payments for Environmental Services and Economic Development: Perspectives and Challenges*», one of the first academic initiatives on this topic written in Spanish and dedicated to review the current design and implementation challenges of Payments for Environmental Services (PES) projects and programmes. The article briefly introduces some of the reasons behind the current expansion of PES initiatives as a means to achieve both conservation and rural development outcomes, particularly in developing countries. PES emerge partly as a logical departure from the previous Integrated Conservation and Development initiatives and partly as a need to use any available resources for the conservation of biodiversity and of other key ecosystem services more efficiently and effectively. The article summarises the key messages from each contribution to this special issue, which represent the diversity of existing PES schemes. The article concludes emphasising some possible research questions for future PES studies.

KEYWORDS: Payments for Environmental Services, conservation, development, poverty, biodiversity.

ESTUDIOS

Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación teórica a la implementación (*)

ERIK GÓMEZ-BAGGETHUN (**)

1. INTRODUCCIÓN

En 1829 el economista francés Jean Baptiste Say escribió, «el viento que mueve los molinos, y aún el calor del sol, trabajan para nosotros; pero, felizmente nadie ha podido decir todavía: *el viento y el sol son míos, y los servicios que ellos rinden deben pagármelos*» (Say 1829, p. 250). Desde entonces, la concepción económica de los ecosistemas y de los servicios que estos generan a la sociedad ha experimentado cambios fundamentales. Los servicios de los ecosistemas han dejado de ser percibidos como dones gratuitos de carácter público, y en la actualidad asistimos a su creciente incorporación en el mercado mediante diversos mecanismos financieros. De entre estos mecanismos, los denominados sistemas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) se basan precisamente en el principio descartado casi dos siglos antes por Say, a saber, la apropiación de los servicios generados por los ecosistemas y el posterior cobro por su uso o disfrute. ¿Cuáles son los sucesos que han conducido a un cambio de tal envergadura en la concepción económica de la naturaleza? ¿Qué ha empujado a los economistas a caracterizar un número creciente de funciones ecológicas como sujetos susceptibles de apropiación y compraventa? En el análisis que expongo a continuación trato de ofrecer respuestas a

(*) *Agradezco a Unai Pascual y a dos revisores anónimos sus comentarios y críticas a un borrador previo de este artículo. Agradezco a José Manuel Naredo las conversaciones que mantuvimos sobre la temática del artículo.*

(**) *Instituto de Ciencia y Tecnología Ambiental. Universidad Autónoma de Barcelona. Investigador asociado del Laboratorio de Socio-Ecosistemas. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.*

estas preguntas con el objeto de situar los PSA en el contexto histórico e ideológico que sirvió de sustrato para su gestación y desarrollo. El artículo se estructura en tres partes. Primero reviso el tratamiento analítico de la naturaleza en la Economía Clásica y Neoclásica, poniendo de relieve cómo los cambios acontecidos en el pensamiento económico durante el siglo XIX allanaron el terreno para la actual concepción de las funciones ecológicas como servicios monetizables y potencialmente mercantilizables. A continuación analizo cómo la conversión de funciones ecológicas en mercancías (o *mercancías ficticias* según la expresión de Karl Polanyi) se ha materializado con la implementación de los PSA y el comercio de derechos de contaminación. Finalmente analizo implicaciones sociales que surgen a la luz de esta nueva forma de gestionar los ecosistemas, abogando por el rediseño de los PSA desde una perspectiva de compensaciones distributivas.

2. EVOLUCIÓN DE LA CONCEPCIÓN ECONÓMICA DE LA NATURALEZA: DE LOS VALORES DE USO A LOS VALORES DE CAMBIO

Desde una perspectiva económica, los ecosistemas pueden ser conceptuados como stocks de capital natural que generan diversos servicios para el bienestar humano (MA 2003; Daily *et al.*, 2009). Dichos servicios, referidos como servicios ambientales o servicios de los ecosistemas, abarcan desde bienes mercantiles como la madera y el alimento hasta servicios no mercantiles como la depuración del agua y el aire (Westman 1977; Odum 1989; de Groot *et al.*, 2002). Los servicios de los ecosistemas es uno de los temas que mayor atención ha acaparado en las dos últimas décadas dentro de la Economía Ambiental y la Economía Ecológica (Costanza y Daly 1992). No obstante, el análisis de los vínculos entre los ecosistemas y el bienestar humano no es originario de estas disciplinas. Las consecuencias sociales negativas del deterioro ecológico fueron percibidas ya en las antiguas civilizaciones, tal y como sugieren las descripciones de Platón sobre los efectos de la deforestación en la erosión de los suelos (Daily 1997, pp. 5-6), o las observaciones de Plinio el Viejo en el siglo I A.C. sobre la relación entre la deforestación, y la formación de riadas (Andréassian, 2004). También las primeras escuelas unificadas de pensamiento económico enfatizaron el papel de la naturaleza en el sustento humano, como pone de relieve la máxima fisiocrática según la cual «la tierra es la fuente de toda riqueza» (Quesnay [1767] 1963, p. 232; véase también Turgot [1770] 1898, p. 46). No obstante, tras el declive de la escuela fisiocrática, la concepción económica de la naturaleza y sus servicios se ha transformado profundamente. En

las secciones que siguen analizo la progresiva abstracción del análisis económico de la naturaleza en la esfera del valor de cambio para examinar a continuación sus implicaciones para la arquitectura de los modernos esquemas de PSA.

2.1. Economía Clásica: los servicios de los ecosistemas como valores de uso

La economía clásica consideraba tres factores productivos: tierra, trabajo y capital.

La moderna noción de capital natural tiene un claro antecedente en el factor de producción tierra, que para Thomas Malthus englobaba «el suelo, las minas y las pesquerías del mundo habitable» (Malthus 1853, p. 9). Los economistas clásicos consideraban que el factor *tierra* requería un tratamiento analítico particular al entender que los servicios que generaba escapaban a los tradicionales procesos de apropiación, monetización y compraventa (Crocker 1999). La consideración del factor tierra como un insumo productivo no sustituible por factores de origen humano (trabajo y capital) explica el énfasis de los economistas clásicos sobre los limitantes físicos al crecimiento económico. Así lo ponen de relieve escritos económicos de la época, como las elaboraciones de Thomas Malthus (1798) sobre la problemática del sustento alimenticio de una población en crecimiento exponencial, la Ley de los rendimientos decrecientes sobre la tierra planteada por David Ricardo (1818), o los augurios de John Stuart Mill (1848) sobre la inevitabilidad (y deseabilidad) de una tendencia de la economía hacia el estado estacionario.

Bajo la acepción de factor tierra, el capital natural mantenía por tanto una posición central en la Economía Clásica temprana. No obstante, la medida en la que los economistas clásicos incorporaban en su análisis los servicios ambientales generados por el capital natural resulta menos evidente. Crocker (1999, p. 33) plantea que «más allá de las breves observaciones de Mill [...], ningún economista de peso deliberó sobre los servicios ambientales y otros beneficios generados por la naturaleza». La revisión que aporto a continuación desafía esta afirmación. Por el hecho de que la ecología no estaba por aquel entonces desarrollada como disciplina (el término *ecología* fue acuñado en 1866 por el biólogo alemán Ernest Haeckel), los servicios de los ecosistemas no podían ser concebidos bajo su acepción actual. Sin embargo, varios de los grandes economistas clásicos razonaron sobre los «servicios» generados por los «agentes naturales» o «fuerzas productivas de la naturaleza». No obstante, siempre tendieron a hacerlo en términos de valores de uso, negando por lo general que

dichos servicios pudieran jugar papel alguno en la conformación del valor de cambio (1), por entender que se trataba de dones gratuitos de la naturaleza ajenos al trabajo humano.

El pasaje de Say que abre este artículo pone de relieve lo lejos que estaban los economistas clásicos de concebir los servicios ecosistémicos como sujetos susceptibles de apropiación y compraventa, y su postura no constituye un planteamiento aislado en el pensamiento de la época. Por ejemplo, David Ricardo desautorizaba la contribución de los servicios de los ecosistemas a la conformación del valor de cambio cuando señalaba que «los agentes naturales nos benefician [...] mediante su contribución al valor de uso, pero al actuar de forma gratuita, al no ser necesario tener que pagar por el uso del aire, el calor del sol o el agua, la ayuda que nos prestan no aporta nada al valor de cambio» (Ricardo [1817] 2001, p. 208). Al igual que William Petty, quien señalaba que «la tierra es la madre del valor y el trabajo es el padre» (Petty [1667] 1769, p. 57), Karl Marx consideraba que el valor era fruto de la acción conjunta ser humano-naturaleza. Un pasaje explícito lo encontramos en la *Crítica al programa de Gotha*, donde señala, «El trabajo *no es la fuente* de toda riqueza. La *naturaleza es la fuente* de los valores de uso (¡que son los que verdaderamente integran la riqueza material!), ni más ni menos que el trabajo» (Marx [1891] 1969, p. 336), ratificando así una idea que ya había planteado en anteriores escritos (véase Marx [1867] 1965, p. 11; Marx [1859] 1989, pp. 22-23). Sin embargo, en consonancia esta vez con Say y Ricardo, Marx criticaba en *El Capital* a los fisiócratas por su «aburrida y necia discusión acerca del papel de la naturaleza en la formación del valor de cambio. El valor de cambio no es más que una determinada manera social de expresar el trabajo invertido en un objeto y no puede, por tanto, contener materia natural alguna» (Marx [1867] 1965, p. 49). Para Marx, la identificación fisiocrática de una proporcionalidad entre los productos físicos de la naturaleza y el valor de cambio suponía «una confusión del valor con su sustancia material» (Marx [1863] 1963, p. 60).

Dos aspectos fundamentales deben ser destacados para entender la concepción económica de la naturaleza por los economistas clásicos. Primero, que lo que hoy se denomina capital natural (entonces *tierra*) era concebido como un factor de producción no sustituible por

(1) La distinción entre valor de uso y valor de cambio fue introducida por Aristóteles y desarrollada por Marx. En economía, el valor de uso es la aptitud que posee un objeto para satisfacer una necesidad o deseo, mientras que el valor de cambio es la proporción en que se intercambian diferentes valores de uso en el mercado. Todo bien económico posee un valor de uso, pero únicamente las mercancías poseen además valor de cambio.

ninguna forma de capital de origen humano (Costanza y Daly 1992). Segundo, que los servicios ecosistémicos eran concebidos como valores de uso, no monetizables ni incorporables a los procesos de apropiación y compraventa. Este planteamiento cambió radicalmente en el siglo XIX, durante el cual procesos como la industrialización, la aceleración del desarrollo tecnológico y la acumulación de capital desencadenaron una serie de cambios en el pensamiento económico que llevaron a la naturaleza a perder el tratamiento analítico diferenciado que había obtenido en las épocas fisiocrática y clásica. El conjunto de cambios que dio lugar a esta *ruptura epistemológica postfisiocrática* (Naredo 2003, p. 149) comienza con los economistas clásicos y culmina con los neoclásicos, quienes desplazaron definitivamente el peso del razonamiento económico desde lo físico a lo monetario. Esta ruptura epistemológica, supuso según Naredo un cambio de paradigma en el pensamiento económico cuya estructura fundamental persiste hasta nuestros días (*ibíd.*). Una vez que el análisis económico quedaba liberado de las constricciones del mundo físico, la Economía Neoclásica encontró vía libre para desarrollar la teorización sobre la sustituibilidad de los recursos naturales por capital y tecnología que llevaría a los economistas del siglo XX a confiar en la posibilidad de un crecimiento económico ilimitado (Georgescu-Roegen 1979; Daly 1996). Como lo plantea el economista japonés Kozo Mayumi, con el ocaso de la Economía Clásica, el sistema económico comenzaba su «emancipación temporal de la tierra» (Mayumi 1991, p. 35).

2.2. Economía Neoclásica: la disolución de la naturaleza en los valores de cambio

Cuando el reinado de la Economía Clásica llegaba a su fin en torno a 1870, todavía algunos economistas continuaron prestando atención al análisis de los recursos naturales en términos físicos. Por ejemplo, la *paradoja de Jevons* (recientemente «redescubierta» como *efecto rebote*) llamó la atención sobre el agotamiento de las reservas de carbón en el Reino Unido, al poner de relieve que las mejoras en eficiencia energética por unidad de producción propiciaban bajadas de precios que estimulaban la demanda, teniendo como resultado un incremento del consumo neto de energía (Jevons 1865). No obstante, los resquicios de pensamiento que persistían analizando los recursos naturales en términos físicos acabarían por desvanecerse a medida que se completaba la denominada *revolución marginalista* (o revolución neoclásica) acometida por pensadores como Léon Walras, Alfred Marshall, Vilfredo Pareto y el propio Jevons, principales formalizadores del aparato analítico neoclásico (Schumpeter 1954).

Dos efectos fundamentales de la revolución neoclásica deben ser destacados por sus implicaciones ambientales de largo plazo. El primero consiste en un desplazamiento del peso del análisis económico desde el factor tierra hacia los factores trabajo y capital (Schumpeter 1954; Hubacek y van der Bergh 2006). Todavía entre 1910 y 1930, varios autores alertaron sobre los posibles efectos del agotamiento de los recursos naturales no renovables en las generaciones futuras (revisado en Martínez Alier y Schlüpmann 1992) y la escuela minoritaria del institucionalismo clásico aportó una notable literatura sobre la problemática ambiental (revisado en Vatn 2005). No obstante, una vez culminada la revolución neoclásica hacia finales de la década de 1930, la atención prestada por los economistas a la escasez física de recursos naturales destacó por su ausencia (Crocker 1999). En este período, los economistas neoclásicos comienzan a teorizar sobre la sustituibilidad del capital natural por medios artificiales gracias al progreso tecnológico, disipando la ya escasa preocupación de la época por el agotamiento de los recursos naturales (Georgescu-Roegen 1975; Naredo 2003, p. 133). En las contribuciones del premio Nóbel de economía Robert Solow a la teoría del crecimiento económico durante la década de 1950, la tierra es completamente eliminada de la función de producción (véase Solow 1956). En la década de 1970, con la publicación del informe del Club de Roma *Los límites del crecimiento* (Meadows *et al.*, 1971), y al calor de la crisis de petróleo, la preocupación por el agotamiento de los recursos naturales volvió a resurgir entre los economistas. No obstante, Solow contribuyó a disipar el desasosiego sobre la escasez física de recursos señalando que a medida que ciertos recursos naturales se tornan escasos, la subida de precios incentivaría a los consumidores a dirigirse hacia otros sustitutivos (Solow 1973). Poco después, Solow llegaría a señalar que, «Si es fácil sustituir los recursos naturales por otros factores, en principio no hay problema alguno. El mundo puede continuar, de hecho, en ausencia de recursos naturales, por lo que el agotamiento de estos constituye un acontecimiento y no una catástrofe» (Solow 1974, p. 11). El problema de la escasez física quedó así reducido a un problema de escasez de capital, entendida como «categoría abstracta expresable en unidades monetarias homogéneas» (Naredo 2003, p. 250).

El segundo efecto de la revolución neoclásica a destacar por sus implicaciones ecológicas es la mutación de los servicios de los ecosistemas desde su concepción como valores de uso no apropiables ni intercambiables, a su naciente concepción como valores de cambio susceptibles de ser libremente comprados y vendidos en el mercado (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). La obra de Arthur Pigou, uno de los

precursores de la moderna Economía Ambiental, ponía de relieve la acotación del análisis económico neoclásico a la esfera de los valores de cambio al señalar que «el ámbito de investigación de la economía debe circunscribirse a aquellos aspectos del bienestar que pueden ponerse, ya sea de forma directa o indirecta, en relación con la vara de medir del dinero» (Pigou [1920] 2006, p. 11). La Economía Neoclásica limitó en un principio su análisis al estudio del subconjunto de servicios de los ecosistemas que son intercambiados en el mercado y que por tanto están asociados a precios. No obstante, construyendo sobre los análisis de Alfred Marshall y Arthur Pigou en torno al concepto de «externalidad» (beneficio o coste no reflejado en el mercado y por tanto invisible a la contabilidad económica convencional) (2), el análisis monetario de la naturaleza por los economistas neoclásicos pronto trascendió el ámbito de los servicios ambientales mercantiles para abarcar también el de los no mercantiles.

La sub-disciplina neoclásica denominada Economía Ambiental adopta el concepto de externalidad como piedra angular de su aparato analítico, al razonar que dado que los impactos en el bienestar que carecen de mercados asociados son invisibles a la contabilidad económica, la solución del problema implica la valoración y posterior internalización de las externalidades en los sistemas de precios. Con el desarrollo de la Economía Ambiental en la década de 1960 tiene lugar una rápida expansión de los métodos para valorar externalidades (positivas o negativas) en términos monetarios de cara a su incorporación en la contabilidad económica. Trabajos pioneros en este ámbito fueron los aportados por Krutilla (1967), que en el marco del análisis coste-beneficio para la construcción de presas asignó valores económicos elevados a los servicios recreativos que se perderían en el caso de que la presa fuera construida. Posteriormente, la Economía Ambiental ha planteado la existencia de diversas formas de valor monetario que escapan a la contabilidad económica convencional. Dichos valores (valor de uso indirecto, valor de opción, valor de legado, valor de existencia, etc.), que los economistas ambientales agregan en el denominado Valor Económico Total, se obtienen generalmente a través de mediciones de mercado directas e indirectas, o en ausencia de las mismas, mediante la simulación de mercados hipotéticos contruidos a través de encuestas (revisado en Pascual *et al.*,

(2) Otros pensadores que razonaron sobre los costes ocultos de la economía evitaron el concepto de externalidad por considerar que los «fallos de mercado» no eran el marco de referencia adecuado para analizarlos, y por entender además que no eran costes commensurables en dinero. Es el caso de los pasivos ambientales de William Kapp (1965) y de los disvalores de Ivan Illich (1968), que el autor definía como la «pérdida [...] que no [podría] estimarse en términos económicos» (citado en Latouche 2009, p. 66).

2010). La economía ambiental complementa así el marco analítico neoclásico pero sin transgredir las fronteras de la crematística y la valoración monetaria. Llegada la segunda mitad del siglo XX el desplazamiento de las medidas físicas a unidades monetarias y más agregadas de capital había sido completado (Hubaceck y van der Bergh 2006). Una vez consolidada la concepción de los servicios de los ecosistemas como sujetos monetizables, solo una fase restaba para su transmutación en mercancías, a saber, la creación de estructuras que permitan su apropiación e intercambio. La implementación de los PSA y de los mercados de derechos de contaminación ha permitido culminar este proceso (Kosoy y Corbera 2010).

3. QUIEN CONTAMINA PAGA Y QUIEN CONSERVA COBRA: DE LOS MERCADOS Y ECOTASAS A LOS PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES

La mercadotecnia se ha erigido en uno de los mecanismos vertebradores de la nueva gobernanza ambiental. El desarrollo de herramientas financieras en política ambiental comienza a expandirse de forma notable desde finales de la década de 1980, coincidiendo con el declive del ciclo económico keynesiano y el ascenso de la confianza en la capacidad autoreguladora del mercado como principio rector de la política económica global. Desde que Ronald Coase (1960) publicara sus loas a los títulos de propiedad como forma de prevenir las externalidades ambientales y Garret Hardin (1968) reforzara esta línea argumental con su célebre *Tragedia de los comunes*, organizaciones internacionales como el Banco Mundial o World Wildlife Fund (WWF) han asimilado el discurso que concibe los bienes ecológicos públicos y comunales como externalidades del mercado, promoviendo los derechos de propiedad, la creación de esquemas de comercio de emisiones y los PSA como herramientas para facilitar la conservación de recursos naturales «escasos» (3) (Bromley y Cernea 1989; Lohman 2002; Pagiola y Platais 2007). Al calor de la coyuntura económica inflacionista que desde la década de 1970 facilitó el ascenso de la ideología económica ultraliberal de la Escuela de Chicago (Stiglitz 2002), el protagonismo adquirido por el mercado libre y la propiedad privada en la economía global ha permeado progresivamente hacia la gobernanza ambiental. Así, desde la década de 1980 ha crecido la importancia del denominado *conservacionismo de mercado* (Smith 1995), que conceptúa los servicios ambientales no mercantiles como externalidades positivas a ser valoradas e incorpo-

(3) Para una crítica del postulado de escasez del que parte el razonamiento económico neoclásico consúltense *El sustento de Hombre* de Karl Polanyi (1997) y *Economía de la edad de piedra* de Marshall Sahlins (1972).

radas en los sistemas de precios mediante mecanismos fiscales y financieros (Corbera *et al.*, 2007).

En 1987 el Informe Brundtland (WCED 1987), acuñó el concepto de desarrollo sostenible y estableció las directrices políticas para su articulación, que más tarde serían ratificadas en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) de 1992, también conocida como Conferencia de Río. Tanto el Informe Brundtland como la Conferencia de Río enfatizan el crecimiento económico como condición para avanzar hacia el desarrollo sostenible y ensalzan el ejercicio del libre comercio como forma de promover dicho crecimiento. Desde la Conferencia de Río, la Organización de las Naciones Unidas colabora con el Acuerdo General de Tarifas y Aduanas (GATT, desde 1995 Organización Mundial del Comercio) con el objetivo de armonizar los planteamientos macroeconómicos del desarrollo sostenible con la práctica del libre comercio (Londoño y Pimiento 1997). Favorecidos por su compatibilidad con los planteamientos de la ideología económica liberal, los instrumentos de gobernanza ambiental basados en las fuerzas de mercado se han erigido en herramienta clave de las nuevas políticas conservacionistas. El ascenso de la mercadotecnia en materia ambiental se ha materializado a través de dos grandes mecanismos: los Mercados de Servicios Ambientales (MSA) (Bayon 2004), y los PSA (Landell-Mills y Porras 2002; Engel *et al.*, 2008; Muradian *et al.*, 2010). El principio de «quien contamina paga», impulsado por los primeros se complementa con el de «quien conserva cobra», promovido por los segundos, asentando un modelo de gobernanza ambiental en el que el mercado pasa a ocupar una posición medular (Gómez-Baggethun 2010).

3.1. Mercados de Servicios Ambientales: quien contamina paga

Enraizado en los planteamientos sobre las externalidades ambientales ya descritos, el principio de quien contamina paga está fundamentado en una presunta ética de la responsabilidad, consistente en que cada agente económico se haga cargo de los costes (monetarios) asociados a las externalidades negativas que genere su actividad. Desde la década de 1980, el principio de quien contamina paga viene siendo incorporado en textos legales de la normativa ambiental de diversos países. En el ámbito europeo, fue incluido en el Acta Única Europea firmada en 1986 (artículo 174), en el Tratado de Maastricht (artículo 130.2), y en el actualmente estancado Tratado Constitucional para Europa (artículo III, 233.2). En el ámbito internacional, el principio fue adoptado por la OCDE

en 1972 y contemplado en el artículo 16 de la Declaración de Río de 1992.

Durante una primera etapa, la legislación y la fiscalidad ambiental fueron las principales vías usadas para implementar el principio de quien contamina paga, especialmente en Europa (Barker *et al.*, 2001). Un país pionero al respecto es Suecia, donde existen cargas fiscales sobre la energía nuclear (US\$ 0.003/KWh), el carbono (US\$ 150/tonelada de CO₂), los sulfuros (US\$ 3.3/kg de S) y los óxidos de nitrógeno (US\$ 4.4/kg de NO₂). Otros ejemplos de fiscalidad ambiental a través de impuestos y ecotasas son el *Gas Guzzler tax* establecido en 1978 en EE.UU. para vehículos de alto consumo energético y el *ICMS ecológico* de Brasil, que regula la carga fiscal de los municipios en función del nivel de protección ambiental (Grieg-Gran *et al.*, 2005). No obstante, ante la presión ejercida por determinados sectores industriales (en especial la industria petrolera), que perciben la fiscalidad ambiental como una amenaza a su competitividad en el mercado global, gobiernos neoliberales de derecha y de izquierda han redirigido progresivamente sus esfuerzos desde la regulación estatal hacia la creación de esquemas de comercio, una de cuyas variantes son los MSA (Lohman 2006; Spash 2010).

En 1983, el servicio de Pesca y Vida Silvestre de los EE.UU. apoyó la creación de los primeros sistemas de «banca de humedales» (*wetland banking*), diseñados como mecanismos para compensar daños causados por el desarrollo de infraestructuras en los ecosistemas acuáticos y sus servicios ambientales. Su puesta en práctica en EE.UU. se generaliza a partir de 1995, con la figura legal *Clean Water Act*, que permite a promotores desarrollistas emitir permisos para deteriorar humedales a cambio de su compromiso para restaurarlos, crearlos o conservarlos en otros lugares (Robertson 2004). Un segundo conjunto de MSA ha gravitado sobre los esquemas de cuota y comercio de emisiones (*cap and trade*). Pionero en este sentido es el mercado de emisiones de óxidos de sulfuro nacido en los EE.UU. a principios de la década de 1990. Mediante la reforma del *Clear Air Act* el Congreso de los EE.UU. impulsó mecanismos para el comercio de derechos de emisiones de dióxido de sulfuro y estableció límites a la emisión de dichos gases (Stavins 1998). Durante la década de 1990, nuevos mercados siguieron a esta experiencia, siendo los mercados de emisiones de invernadero los que han sido objeto de una mayor expansión. En el Reino Unido, un esquema de comercio de contaminación estableció límites de emisiones permitiendo a las empresas contrayentes comprar derechos de emisión para mantenerse por debajo de dichos límites (Bayon 2004). Otras experiencias pioneras

son el *Chicago Climate Exchange*, nacido en el 2003 en los EE.UU., y el *Greenhouse Gas Abatement Scheme* establecido en el mismo año en la región de New South Wales, en Australia (Capoor y Ambrosi 2009). El Protocolo de Kyoto, impulsado por la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático tras la cumbre de Río, generó un marco para la creación de esquemas de comercio de emisiones a escala internacional (Barker *et al.*, 2001). Con su entrada en vigor en el año 2005 se pone en funcionamiento el esquema de comercio de emisiones de la Unión Europea, mediante el cual se establecen mecanismos de compraventa para los seis principales gases de efecto invernadero, generando un mercado cuyo volumen alcanzaba 80 millones de US\$ en el año 2008 (Kanter 2008; Capoor y Ambrosi, 2009).

3.2. Pagos por Servicios Ambientales: quien conserva cobra

Si las externalidades ambientales negativas se han abordado por el principio de «quien contamina paga» promovido por la fiscalidad ambiental y los MSA, las externalidades ambientales positivas, se han abordado mediante el principio de «quien conserva cobra» que subyace a la lógica de los subsidios a conductas pro-ambientales y a los PSA. Los PSA han sido definidos como transacciones voluntarias y condicionadas de servicios ambientales entre al menos un proveedor y un usuario de dichos servicios (Wunder 2005). La lógica que subyace a estos mecanismos radica en que los beneficiarios de los servicios de los ecosistemas compensen a quienes velan por su protección o por el mantenimiento de los usos del suelo que favorecen su generación, siendo el secuestro de carbono, la protección de la biodiversidad, y las funciones de regulación hídrica los principales servicios ambientales incorporados en dichos mecanismos (Bishop 2003; Pagiola y Platais 2007; Jack *et al.*, 2008).

Como en el caso de los MSA, los sistemas de PSA vienen dándose, al menos bajo formas rudimentarias, desde hace décadas. Por ejemplo, en la década de 1930 el gobierno de los EE.UU. promovió sistemas de pagos a granjeros y terratenientes que tomaran medidas contra la erosión del suelo, y en la década de 1950 estableció mecanismos análogos para proteger tierras agrícolas frente a la expansión urbanística (Jacobs 2008). Otros ejemplos de experiencias tempranas son los sistemas de pagos para favorecer medidas agroambientales en Europa y EE.UU. (Claassen *et al.*, 2008; Dobbs y Pretty 2008). En cualquier caso, la conceptualización de estos esquemas como PSA y su promoción a gran escala en los denominados *esquemas integrados de conservación y desarrollo* es relativamente reciente y no se ha aplicado a gran escala hasta la década de 1990 (Wunder *et al.*, 2008).

En la actualidad se multiplican diversas variantes de sistemas de PSA a escala local, nacional e internacional. A escala local, uno de los esquemas más extendidos se establece entre usuarios situados a diferentes alturas de las cuencas hidrográficas. Los usuarios aguas abajo (generalmente poblaciones urbanas) realizan un pago a los usuarios aguas arriba (generalmente agricultores) para que éstos vean compensados los costes de oportunidad en los que incurren por no roturar sus tierras con fines agrícolas, favoreciendo así el mantenimiento de funciones de regulación ecológica que mejoran la calidad hídrica aguas abajo (véase Kosoy *et al.*, 2007; Corbera *et al.*, 2007). Costa Rica fue el primer país en implementar esquemas de PSA a escala nacional, al establecer a mediados de la década de 1990 un programa orientado a revertir las elevadas tasas de deforestación existentes en el país que ofrecía US\$ 45 por hectárea forestada y año a los terratenientes que se acogieran al programa (Pagiola 2008). Más recientemente se han impulsado diversas iniciativas orientadas al diseño de sistemas internacionales de PSA. Un importante esquema de PSA en sentido amplio surge de las Conferencias de las Partes (COP) 6 y 7 del Protocolo de Kyoto, en las que se impulsan dos los denominados mecanismos de flexibilización. Estos incluyen los denominados Mecanismos de Desarrollo Limpio, orientados a la inversión de empresas privadas en proyectos de reducción de emisiones o fijación de carbono, y los Mecanismos de Acción Conjunta, con los que se pretende promover dichas inversiones entre países (Capoor y Ambrosi, 2009). Otro mecanismo internacional de PSA en sentido amplio son los esquemas denominados REDD o *Reduced Emissions from Deforestation and Degradation*, a través de los cuales se pretende canalizar fondos de los países desarrollados a los países en desarrollo con el fin de reducir la deforestación e incentivar el mantenimiento de los servicios ambientales que los bosques generan a escala global (Sandker *et al.*, 2010).

4. DISCUSIÓN

4.1. Pagos por Servicios Ambientales y proceso de mercantilización

Los PSA han levantado fuertes expectativas como palancas para la transición hacia una economía menos depredadora de los recursos naturales que permita compatibilizar la conservación con la mejora del nivel de ingresos en comunidades indígenas y campesinas (Bulte *et al.*, 2008; Jacobs 2008). No obstante, bajo su acepción actual los PSA no solo ofrecen pocas posibilidades de actuar como mecanismos eficaces de redistribución de riqueza (cf. Corbera *et al.*, 2007), sino

que además pueden actuar como un potente vector de occidentalización de la conservación y de la mercantilización de ecosistemas.

En primer lugar, la lógica de los PSA responde más a la cosmovisión propia de la sociedad urbana occidental que a la mantenida tradicionalmente por las comunidades indígenas y campesinas a las que mayoritariamente se dirigen estos esquemas (Gómez-Baggethun 2010). La promoción de los MSA/PSA en el Sur desde los países desarrollados y desde las instituciones internacionales de crédito lleva incorporada la exportación de una lógica de conservación que es específica de la sociedad de mercado. Su aplicación puede ser especialmente disruptiva al aplicarse en comunidades rurales e indígenas situadas en la frontera de la globalización económica, donde la concepción utilitaria de la naturaleza, la propiedad privada de la tierra, y la lógica del beneficio con frecuencia colisionan con la no separación indígena ser humano-naturaleza, las formas de propiedad comunal y las lógicas económicas de reciprocidad que en mayor o menor medida persisten en dichas culturas.

Lohman (2002) señala que la promoción del Banco Mundial de mercados de tierras en regiones pobres de Asia ha llevado a la erosión de sistemas milenarios de propiedad comunal de la tierra. De forma similar, se ha señalado que la formalización de derechos de propiedad requerida para el buen funcionamiento de los PSA, puede promover la extensión de la propiedad privada a nuevos ecosistemas (Vatn 2010). En este sentido, las instituciones internacionales (incluidas las organizaciones ecologistas) que promueven los PSA en el Sur como mecanismos de conservación y desarrollo, actúan como un nuevo vector de occidentalización de culturas (*sensu* Latouche 1998) al potenciar la reproducción de estructuras ideológicas e institucionales específicas de la sociedad de mercado. Con su proceder, dichas entidades contribuyen de forma consciente o inconsciente a manufacturar el *homo economicus* en lugares donde dicha racionalidad está en gran medida ausente o está desincentivada por las normas y convenciones sociales existentes.

En segundo lugar, de la naturaleza debido a que la puesta en práctica de los MSA/PSA implica que las funciones ecológicas adopten la condición de mercancías que puedan ser compradas y vendidas en el mercado, actuando así como motores de una nueva fase expansiva en el proceso de mercantilización de la naturaleza (Kosoy y Corbera 2010; McCauley 2006; Foster *et al.*, 2010). Al calor de los MSA/PSA proliferan así nuevas *mercancías ficticias*, concepto acuñado por Karl Polanyi en referencia a la absorción por el mercado de bienes y servicios que, a diferencia de las mercancías tradicionales, no han sido

ni producidos por el ser humano ni concebidos para su compraventa en el mercado (Polanyi [1944] 1997, pp. 126-127). La conversión de la tierra en mercancía ficticia era interpretada por Polanyi como una adaptación de las relaciones ser humano-naturaleza a las estructuras institucionales de la sociedad de mercado. Su crítica de las mercancías ficticias gana una actualidad renovada en el marco de la proliferación de los MSA/PSA. En efecto dichos mecanismos actúan como un vector adicional en la expansión de la frontera de la mercancía hacia nuevas funciones ecológicas. Una vez transmutados en mercancías, dichas funciones son incorporadas a los procesos de acumulación de capital y puestas al servicio del crecimiento económico. Desde esta óptica, los PSA pueden ser entendidos como una nueva forma de *acumulación por desposesión* (Harvey 2004; Prudham 2007), mediante la apropiación mercantil de nuevos medios ecológicos de subsistencia.

4.2. Pagos por Servicios Ambientales y justicia ambiental

Los PSA están en plena expansión y las tendencias apuntan a que su importancia seguirá creciendo durante los próximos años, constituyendo una realidad con la que el mundo de la conservación tendrá que lidiar en la década entrante. Ante la formulación que la Economía Neoclásica ha hecho de los PSA (véase Engel *et al.*, 2008 para un ejemplo de manual), la Economía Ecológica está tratando de reconceptuar los PSA bajo planteamientos menos alineados con la ortodoxia económica y más adaptados a idiosincrasias culturales particulares (véanse las aportaciones de Corbera *et al.*, 2007; Muradian *et al.*, 2010; Vatn 2010). La Ecología Política puede llevar esta crítica un paso más allá para extraer los PSA de su actual racionalidad mercantil y redefinirlos bajo la perspectiva de la justicia ambiental (Pellow y Brulle 2005). Desde esta óptica, los PSA pueden ser conceptuados como mecanismos de compensación de deudas ecológicas. La deuda ecológica hace referencia a deudas contraídas mediante la adquisición de recursos, sumideros y servicios ecosistémicos a precios que no reflejan los costes ambientales y sociales presentes y futuros asociados a su explotación (Martínez Alier 2005). El concepto de deuda ecológica no es solo aplicable desde una perspectiva de equidad intrageneracional sino también desde la equidad intergeneracional, al estar dilapidando las generaciones presentes recursos y sumideros ecológicos que ya no estarán disponibles para las generaciones venideras.

Hay al menos dos ámbitos sobre los que potencialmente podrían aplicarse dichos mecanismos compensatorios. El primero se corresponde con el eje campo-ciudad, dado que las ciudades actúan como

principales receptores de los servicios ambientales provenientes del mundo rural (Gutnam 2007) y a la vez como principal fuente de contaminación y otros pasivos ambientales cuyos impactos se manifiestan fundamentalmente más allá de sus límites geográficos (Naredo 2006). El segundo se corresponde con el eje Norte-Sur, dadas las actuales relaciones de intercambio ecológico desigual (Martínez Alier y Oliveres 2010). En efecto el análisis de los flujos físicos del metabolismo global pone de relieve la creciente polarización entre *economías productivas* (países en desarrollo) basadas en la explotación de recursos naturales de bajo valor añadido y *economías adquisitivas* (países desarrollados) especializadas en servicios de alto valor añadido y donde se acapara el mayor consumo per cápita de materiales y energía de baja entropía (Carpintero 2005; Naredo 2006). La iniciativa conocida como proyecto ITT, firmada por el gobierno de Ecuador en agosto de 2010 podría ser analizada desde esta perspectiva. Partiendo de un principio de corresponsabilidad por los problemas ambientales globales, e impulsada en el marco de las políticas de lucha contra el cambio climático, el proyecto ITT (siglas tomadas del nombre de tres pozos de exploración perforados en la selva tropical: Ishpingo-Tambococha-Tiputini) consiste en no explotar unos 850 millones de barriles de petróleo situados en el Parque Nacional Yasuní a cambio de una contribución por parte de la comunidad internacional cercana al 50 por ciento de los ingresos que se podrían conseguir si dicho petróleo fuese explotado (ZIP-Ecosocial 2009).

5. CONCLUSIÓN

Los PSA empujan la frontera de la mercancía hacia nuevas funciones ecológicas favoreciendo una nueva fase expansiva en el proceso de mercantilización de la naturaleza que comenzó con los cercamientos de tierras comunales en la Inglaterra del siglo XVIII. La implementación de PSA/MSA conllevan la apropiación de servicios ecosistémicos de libre acceso (o regulados bajo sistemas de propiedad pública o comunal) para situarlos en la esfera del mercado a disposición del mejor postor. Una vez que las funciones ecológicas adoptan la condición de mercancías, el entramado de impactos ecológicos y sociales asociados al deterioro ambiental queda reducido a la lógica de una transacción comercial. En la Edad Media la compraventa de cartas de indulgencia permitía expiar pecados con pagos a las autoridades eclesiásticas. En la postmodernidad, los esquemas de comercio absuelven a la sociedad opulenta de sus impactos ecológicos mediante la compra de derechos de deterioro ambiental. Desde un marcado reduccionismo crematístico, el principio de «quien contamina paga» legiti-

ma a quienes cuentan con el poder adquisitivo necesario para pagar el precio con el que el mercado tase sus daños ecológicos y sociales. Frente a esta forma de apolitización de los conflictos ecológicos distributivos, he adoptado aquí la lectura de la Ecología Política que, fundamentada en el concepto de justicia ambiental, aboga por el mantenimiento de los medios ecológicos de subsistencia fuera de la racionalidad mercantil. Confío en haber aportado así algunos elementos para la crítica de los PSA de cara a su posible redefinición como mecanismos de compensación de deudas ecológicas.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDRÉASSIAN, V. (2004): «Waters and forests: from historical controversy to scientific debate». *Journal of Hydrology*, 291: 1-27.
- BARKER, T.; KRAM, T.; OBERTÜR, S. y VOOGT, M. (2001): «The role of EU internal policies in implementing greenhouse gas mitigation options to achieve Kyoto Targets». *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 1: 243-265.
- BAYON, R. (2004): «Making Environmental markets work: lessons from early experience with sulfur, carbon, wetlands, and other related markets». Forest Trends, Suiza, 2003.
- BROMLEY, W. B. y CERNEA, M. M. (1989): «The Management of Common Property Natural Resources: Some Conceptual and Operational Fallacies». *Discussion Paper*, 57. World Bank, Washington D.C.
- BULTE, E. H.; LIPPER, L.; STRINGER, R. y ZILBERMAN, D. (2008): «Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives». *Environment and Development Economics*, 13: 245-254.
- CAPOOR, K. y AMBROSI, P. (2009): *State and Trends of the Carbon Market 2009*. World Bank, Washington D.C.
- CARPINTERO, O. (2005): *El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1955-2000)*. Fundación César Manrique, Islas Canarias.
- CLAASSEN, R.; CATTANEO, A. y JOHANSSON, R. (2008): «Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice». *Ecological Economics*, 65: 737-752.
- COASE, R. H. (1960): «The Problem of Social Cost». *The Journal of Law and Economics*, 3: 144.
- CORBERA, E.; KOSOY, N. y MARTÍNEZ-TUNA, M. (2007): «The equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America». *Global Environmental Change*, 17: 365-380.
- COSTANZA, R. y DALY, H. (1992): «Natural Capital and Sustainable Development». *Conservation Biology*, 6: 37-46.
- CROCKER, T. D. (1999): «A short history of environmental and resource economics», en J. van der Bergh (ed.), *Handbook of environmental and resource economics*, Edward Elgar. Northampton, Massachusetts: 32-45.

- DAILY, G. C. (1997): *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- DAILY, G. C.; POLASKY, S.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; MOONEY, H. A.; PEJCHAR, L.; RICKETTS, T. H.; SALZMAN, J. y SHALLENBERGER, R. (2009): «Ecosystem services in decision making: time to deliver». *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 21-28.
- DALY, H. (1996): *Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development*. Beacon Press, Boston.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. y BOUMANS, R. (2002): «A typology for the description, classification and valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services». *Ecological Economics*, 41: 393-408.
- DOBBS, T. L. y PRETTY, J. (2008): «Case study of agri-environmental payments: The United Kingdom». *Ecological Economics*, 65: 765-775.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S. y WUNDER, S. (2008): «Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issue». *Ecological Economics*, 65: 663-674.
- FOSTER, J. B.; CLARK, B. y YORK, R. (2009): «The Midas Effect: A Critique to Climate Change Economics». *Development and Change*, 44: 1085-1097.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1975): «Energy and economic myths». *Southern Economic Journal*, 41: 347-381.
- (1979): «Comments on the papers by Daly and Stiglitz», en V. K. Smith (ed.), *Scarcity and growth reconsidered*, John Hopkins University Press, Baltimore: 95-105.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2010): *Ecologizar la economía o economizar la ecología. Controversias teóricas y desafíos prácticos en la valoración de los servicios de los ecosistemas*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. y MONTES, C. (2010): «The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes». *Ecological Economics*, 69: 1209-1218.
- GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I. y WUNDER, S. (2005): «How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America». *World Development*, 33: 1511-1527.
- GUTMAN, P. (2007): «Ecosystem services: Foundations for a new rural-urban compact». *Ecological Economics*, 62: 384-387.
- HARDIN, G. (1968): «The tragedy of the commons». *Science*, 162: 1243-1248.
- HARVEY, D. (2004): *El nuevo imperialismo: acumulación por desposesión*. Akal, Madrid.
- HUBACEK, K. y VAN DER BERGH, J. (2006): «Changing concepts of land in economic theory: From single to multi-disciplinary approaches». *Ecological Economics*, 56: 5-27.
- ILICH, I. (2004): «Dans le miroir du passé», en *Oeuvres complètes*, Fayard, Paris. (Obra original publicada en 1968).
- JACK, B. K.; KOUSKY, C. y SIMS, K. R. E. (2008): «Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentives-based mechanisms». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 9465-9470.

- JACOBS, H. M. (2008): «Designing pro-poor rewards for ecosystem services: lessons from the United States?». *United States Agency-International Development*, 8, marzo 2008.
- JEVONS, W. S. (1865): *The Coal Question: An Inquiry Concerning the Progress of the Nation and the Probable Exhaustion of Our Coal-mines*. McMillan and Co., Londres y Cambridge.
- KANTNER, J. (2008): «Clean Carbon Copy not Enough for US». *Australian Financial Review*, 12 de diciembre.
- KAPP, W. (1983): «Social costs in economic development», en J. E. Ullmann (ed.), *Social Costs, Economic development, and Environmental Disruption*, University Press of America, Lanham. (Obra original publicada en 1965).
- KOSOY, N. y CORBERA, E. (2010): «Payments for Ecosystem Services as Commodity Fetishism». *Ecological Economics*, 69: 1228-1236.
- KOSOY, N.; MARTÍNEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R. y MARTÍNEZ ALIER, J. (2007). «Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America». *Ecological Economics*, 61: 466-455.
- KRUTILLA, J. V. (1967). «Conservation Reconsidered». *American Economic Review*, 57: 777-786.
- LANDELL-MILLS, N. y PORRAS, I. T. (2002): *Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Environmental Services and their Impact on the Poor*. IIED, Londres.
- LATOUCHE, S. (1989): *L'Occidentalisation du monde: Essai sur la signification, la portée et les limites de l'uniformisation planétaire*. La Découverte, París.
- (2009): *La apuesta por el decrecimiento*. Icaria, Barcelona.
- LOHMANN, L. (2002): «Polanyi along the Mekong. New tensions and resolutions over the land». Sturminster Newton, Cornerhouse. URL: www.thecornerhouse.org.uk.
- (2006): «Made in the USA: A Short History of Carbon Trading». *Development Dialogue*, 48: 31-70.
- MA, Millennium Ecosystem Assessment (2003): *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. Island Press.
- MALTHUS, T. R. (1853): *Definitions in Political Economy*. Simpkin and Marshall, Londres.
- (1965): *Essay on Population*. A. M. Kelley Bookseller. (Obra original publicada en 1798).
- MARTÍNEZ ALIER, J. (2005): *El ecologismo de los pobres*. Icaria, Barcelona.
- MARTÍNEZ ALIER, J. y SCHLÜPMANN, K. (1992): *La ecología y la economía*. Fondo de Cultura Económica, Madrid.
- MARTÍNEZ ALIER, J. y OLIVERES, A. (2010): *¿Quién debe a quién? Deuda ecológica y deuda externa*. Público, Madrid.
- MARX, K. (1963): *Theories of surplus value (Pt. 1)*. Progress Publishers, Moscú. (Obra original publicada en 1863).
- (1969): *El Capital. Crítica de la economía política*. Ediciones Venceremos, La Habana. (Obra original publicada en 1867).

- (1970): «Crítica al programa de Gotha», en Marx/Engels: Obras escogidas. Editorial Progreso, Moscú: 336-353. (Obra original publicada en 1891).
- (1989): *Contribución a la crítica de la economía política*. Editorial Progreso, Moscú. (Obra original publicada en 1859).
- MAYUMI, K. (1991): «Temporary emancipation from land: from the industrial revolution to present time». *Ecological Economics*, 4: 35-56.
- McCAULEY, D. J. (2006). «Selling out on nature». *Nature*, 443: 27-28.
- MEADOWS, D. H.; MEADOWS, D. L.; RANDERS, J. y BEHERNS, W. W. (1972): *The Limits of Growth*. Universe Books, Nueva York.
- MILL, J. S. (1909): *Principles of Political Economy: With Some of Their Applications to Social Philosophy*. Longmans, Green and Co, Londres. (Obra original publicada en 1848).
- MURADIAN, R. y MARTÍNEZ-ALIER, J. (2001): «Trade and the environment from a «Southern» perspective». *Ecological Economics*, 36: 281-297.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N. y MAY, P. H. (2010): «Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework for Understanding Payments for Environmental Services». *Ecological Economics*, 69: 1202-1208.
- NAREDO, J. M. (2003): *La economía en evolución: Historia y perspectivas de las características básicas del pensamiento económico*. Siglo XXI, Madrid.
- (2006): *Raíces económicas del deterioro ecológico y social*. Siglo XXI, Madrid.
- ODUM, E. P. (1989): *Ecology and Our endangered Life Support System*. Sinauer Association, Sunderland.
- PAGIOLA, S. (2008): «Payments for environmental services in Costa Rica». *Ecological Economics*, 65: 712-724.
- PAGIOLA, S. y PALATAIS, G. (2007): *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. World Bank, Washington.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; BRANDER, L.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; MARTÍN-LÓPEZ, M.; VERMAN, M.; ARMSWORTH, P.; CHRISTIE, M.; CORNELISSEN, H.; EPPINK, F.; FARLEY, J.; LOOMIS, J.; PEARSON, L.; PERRINGS, C. y POLASKY, S. (2010): «The economics of valuing ecosystem services and biodiversity», en P. Kumar (ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London.
- PELLOW, D. N. y BRULLE, R. J. (2005): *Power, justice, and the environment: a critical appraisal of the environmental justice movement*. MIT Press, Cambridge.
- PETTY, W. A. (1769): «A Treatise of Taxes and Contributions», en *Tracts; Chiefly Relating to Ireland*, Boulter Grierson, Dublin. (Obra original publicada en 1667).
- PIGOU, A. C. (2006): *The Economics of Welfare*. Cossimo Classics, Nueva York. (Obra original publicada en 1920).
- POLANYI, K. (1997): *La gran transformación: crítica del liberalismo económico*. La piqueta, Madrid. (Obra original publicada en 1944).
- (1994): *El sustento del hombre*. Mondadori, Barcelona. (Obra original publicada en 1977).
- POSADA LODOÑO, G. y VARGAS PIMIENTO, E. (1997): *Desarrollo económico sostenible, relaciones económicas internacionales y recursos minero-energéticos*

- en Colombia*. Universidad Nacional, Facultad de Ciencias Humanas. Medellín.
- PRUDHAM, S. (2007): «The Fictions of Autonomous Invention: Accumulation by Dispossession, Commodification and Life Patents in Canada». *Antipode*, 39: 407-429.
- RICARDO, D. (2001): *On the Principles of Political Economy and Taxation*. Batoche Books, Ontario (Obra original publicada en 1817).
- ROBERTSON, M. M. (2004): «The neoliberalisation of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance». *Geoforum*, 35: 361-373.
- SAHLINS, M. (1972): «The original affluent society», en *Stone Age Economics*, Tavistock Publications, Londres: 1-39.
- SAY, J. B. (1829): *Cours complet d'économie politique pratique*. Chez Rapylli, París.
- SCHUMPETER, J. A. (1954): *History of Economic Analysis*. George Allen & Unwin, Londres.
- SMITH, F. L. (1995): «Markets and the environment- a critical re-appraisal». *Contemporary Economic Policy*, 13: 62-73.
- SANDKER, M.; NYAME, S. K.; FÖRSTER, J.; COLLIER, N.; SHEPHERD, G.; YEBOAH, D.; EZZINE-DE BLAS, D.; MACHWITZ, M.; VAATAINEN, S.; GAREDEW, E.; ETOGA, G.; EHRINGHAUS, C.; ANATI, J.; QUARM, O. D. K. y CAMPBELL, B. M. (2010): «REDD payments as incentive for reducing forest loss». *Conservation Letters*, 3: 114-121.
- SOLOW, R. M. (1956): «A contribution to the theory of economic growth». *Quarterly Journal of Economics*, 70: 65-94.
- (1973): «Is the end of the World at hand?». *Challenge*, 2: 39-50.
- (1974): «The economics of resources or the resources of economics». *American Economic Review*, 64: 1-14.
- SPASH, C. (2010): «The Brave New World of Carbon trading». *New Political Economy*, 15: 169-195.
- STAVINS, R. N. (1998): «What can we learn from the Grand Policy Experiment? Lessons from SO₂ allowance trading». *Journal of economic perspectives*, 12: 69-88.
- STIGLITZ, J. (2002): *Globalization and its Discontents*. W.W. Norton, Nueva York y Londres.
- TURGOT, A. R. J. (1898). *Reflections on the formation and distribution of riches*. Mcmillan, Nueva York. (Obra original publicada en 1770).
- VATN, A. (2005): *Institutions and the Environment*. Edgar Elgar, Chentelham.
- (2010): «An institutional Analysis of Payments for Environmental Services». *Ecological Economics*, 69: 1245-1252.
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987): «Our Common Future». Oxford University Press, Oxford.
- WESTMAN, W. (1977): «How much are nature's services worth?» *Science*, 197: 960-964.
- WUNDER, S. (2005): «Payments for Environmental Services: Some nuts and bolts». *Occasional paper*, 42. CIFOR, Bogor.

- WUNDER, S.; ENGEL, S. y PAGIOLA, S. (2008): «Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries». *Ecological Economics*, 65: 834-852.
- ZIP-ECOSOCIAL (2009): «El proyecto ITT en Ecuador: dejar el crudo en tierra o el camino hacia otro modelo de desarrollo». *ZIP-Ecosocial-Boletín ECOS*, 8: agosto-octubre 2009.

RESUMEN

Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación en la teoría económica a la implementación en política ambiental

Desde finales de la década de 1980 la política ambiental se ha apoyado de forma creciente en las fuerzas del mercado de cara al diseño de sistemas de incentivos económicos para promover el uso sostenible de los ecosistemas y de los servicios que estos generan. La mercadotecnia en política ambiental está siendo implementada a través de dos mecanismos fundamentales: los Mercados de Servicios Ambientales y los sistemas de Pagos por Servicios Ambientales. El principio de «quien contamina paga» promovido por los primeros, se complementa con el principio de «quien conserva cobra» que subyace a los segundos. A pesar de que algunos países han experimentado con este tipo de mecanismos desde hace al menos medio siglo, la idea de que servicios ecológicos de carácter público puedan ser apropiados, monetizados e incorporados a la esfera del comercio y la compraventa supone un fenómeno relativamente reciente en la historia del pensamiento económico, y su puesta en práctica no está siendo ajena a la controversia. En el presente artículo se revisa la historia de los Pagos por Servicios Ambientales desde su gestación en la teoría económica a su implementación en política ambiental. Asimismo, se analiza la evolución de las ideas en el seno del pensamiento económico que ha facilitado la conceptualización de los servicios de los ecosistemas como valores de cambio y su articulación en los mercados a través de los diferentes sistemas de compensación que están siendo conceptualizados como variantes de los sistemas de Pagos por Servicios Ambientales.

PALABRAS CLAVE: historia económica, Pagos por Servicios Ambientales, valor de uso, valor de cambio, mercancía, economía ambiental.

SUMMARY

Payments for ecosystem services from gestation in economics to implementation in environmental policy: a critical analysis

Since the late 1980s environmental policy has growingly used market forces for the design of economic incentives to promote sustainable use of ecosystems and ecosystem services. The market approach to environmental policy is being implemented through two basic mechanisms: Market for Ecosystem Services and Payments for Ecosystem Services. The «polluter pays principle» underpinning the former is complemented with the «steward earns principle» underlying the latter. Despite some countries have experimented with such mechanisms for at least fifty years, the notion that public ecosystem benefits can be the subject of appropriation, monetization, and articulation in markets constitutes a relatively recent phenomenon in economic thinking, and its implementation has not escaped controversy. I analyze the history of Payments for Ecosystem Services from its gestation in economic theory to their implementation in environmental policy. In particular, I analyze how the evolution of ideas in economic thinking have paved the way, first, for the conceptualization of ecosystem services as exchange values, and then, for their articulation within the range of market mechanisms that are being labeled as variants of Payments for Ecosystem Services.

KEYWORDS: Economic history; Payments for Ecosystem Services, use value, exchange value, commodity, environmental economics.

Pagos por servicios ambientales: ¿qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?

LESLIE LIPPER (*)

BERNARDETE NEVES (*)

1. EL PAPEL DE LOS PSA EN LA AGRICULTURA Y EL DESARROLLO RURAL SOSTENIBLES (ADRS)

El sector agrícola en los países en desarrollo necesita crecer para lograr el desafío de alimentar a una población mundial en aumento y reducir la inseguridad alimentaria (Bruinsma, 2009). Dada la creciente escasez de recursos naturales y la concienciación cada vez mayor con respecto al costo de la degradación ambiental, la elaboración y aplicación de estrategias para un crecimiento agrícola sostenible es esencial. Las experiencias de crecimiento e intensificación agrícola durante las últimas décadas indican el papel clave de las políticas y las instituciones en facilitar la transformación y el crecimiento de los sistemas de producción agrícola. Hasta hace poco las políticas nacionales y las instituciones de los países en desarrollo no solían considerar la importancia de los recursos naturales y ambientales dentro y fuera de los sistemas de producción agrícola (FAO, 2007a; TEEB, 2010). Por consiguiente, el crecimiento y desarrollo agrícola ha venido acompañado de una amplia y costosa disminución de los recursos naturales y degradación ambiental (Tillman *et al.*, 2002; MEA, 2005). Recientemente, se ha renovado el interés en fomentar el desarrollo agrícola sostenible unido a una búsqueda de políticas e innovaciones institucionales que lo favorezcan. Los pagos por servicios ambientales (PSA) son un instrumento normativo rela-

(*) Dirección de Economía del Desarrollo Agrícola. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

- Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, n.º 228, 2011 (55-86).
Recibido noviembre 2010. Revisión final aceptada enero 2011

tivamente nuevo y diseñado para incentivar la provisión de externalidades (1) positivas para el medio ambiente. Este artículo pretende evaluar la experiencia y el potencial de los programas de PSA en apoyo del desarrollo agrícola sostenible.

La FAO estima que el número de personas que padecen hambre crónica en el mundo ha alcanzado un total de 925 millones (FAO, 2009a). Alrededor del 75 por ciento de las personas más afectadas reside en las zonas rurales de países en desarrollo y su subsistencia económica y alimentaria depende de la agricultura (FAO, 2009b). Se calcula que la población mundial alcanzará los nueve mil millones en 2050. Las previsiones indican que la producción agrícola tiene que aumentar un 70 por ciento en todo el mundo con respecto a los niveles del año 2000 y un 100 por cien en los países en desarrollo para satisfacer la demanda mundial de alimentos (Fischer *et al.*, 2002; Bruinsma, 2009). Aumentar la productividad y los beneficios de los pequeños agricultores son las claves fundamentales para reducir la inseguridad alimentaria y la pobreza en las economías basadas en la agricultura (Banco Mundial, 2008; de Janvry y Sadoulet, 2010).

En las últimas décadas se han cosechado considerables éxitos en muchos países en desarrollo debido en parte a la amplia adopción de tecnologías de la «revolución verde» como las variedades mejoradas de cultivos, fertilizantes y pesticidas. Sin embargo, estos avances han conllevado una grave degradación ambiental. La Evaluación Ecosistémica del Milenio (2005) documentó que alrededor del 60 por ciento de los ecosistemas estudiados se estaban degradando o siendo utilizados de forma no sostenible, aumentando así la presión ejercida sobre los recursos de la tierra debido al crecimiento continuo de la población humana y al cambio climático. La degradación ambiental provocada por el desarrollo agrícola tiene costos tanto privados como públicos. Ejemplos de los primeros son las reducciones de la productividad agrícola y de la eficiencia de los insumos (Ali y Byerlee, 2000), mientras que la contaminación hídrica y las emisiones de gases invernadero son ejemplos de los segundos (FAO, 2007b; Molden, 2007; FAO, 2009c).

La combinación del fuerte incremento del precio de los alimentos en 2008 y la creciente preocupación por los efectos del cambio climático han despertado un renovado interés en el fomento del desarrollo agrícola sostenible, es decir, en el crecimiento agrícola ecológicamente racional, económicamente factible y socialmente justo

(1) Por externalidades se entienden los efectos causados a terceras partes derivados de la producción y/o consumo de bienes o servicios para los cuales no existe una compensación apropiada.

que pretende producir alimentos y/o generar los ingresos necesarios para alcanzar la seguridad alimentaria (FAO, 2002a; FAO, 2009a). La consecución de este objetivo conlleva invertir en un entorno institucional favorable y en la provisión de incentivos a los agricultores para que cambien sus prácticas de producción. A pesar de que no existe un consenso sobre una definición específica de desarrollo e intensificación agrícolas sostenibles, ésta seguramente incluiría el aumento de las externalidades ambientales positivas y la reducción de las negativas relacionadas con los sistemas de producción (FAO, 2007a; Tillman, 2002).

Existen varios ejemplos de sistemas, prácticas y tecnologías aplicadas en la actualidad que generan beneficios para la producción agrícola y los bienes ambientales públicos (2) (FAO, 2007a). Las prácticas agrícolas y ganaderas que maximizan las sinergias con las funciones de los ecosistemas, como aquellas que rigen los ciclos del agua y de los nutrientes, la fijación del nitrógeno y el control natural de las plagas, tienen la capacidad de mejorar la calidad del suelo, realizar un uso más eficiente del agua disponible, aumentar la resistencia al cambio climático y mejorar los ingresos y la producción alimentaria, a la vez que fomentan y protegen los servicios medioambientales (Royal Society of London, 2009; Godfray *et al.*, 2010; FAO, 2007b; Molden, 2007; Pretty *et al.*, 2006; PASOLAC, 1999; WOCAT, 2007; FAO, 2009c). La gestión sostenible de la tierra es una categoría amplia que incluye prácticas de este tipo. Estas prácticas (3) tienen por objetivo

(2) *Se ha demostrado que las prácticas que reducen las perturbaciones del suelo y mantienen su cobertura aumentan los rendimientos (Altieri, 2001; Kaumbutho et al., 2007) además de la retención de carbono en el suelo (Follet et al., 2001; IPCC, 2007). Además, tales prácticas pueden también reducir la evaporación de agua y aumentar la infiltración del agua de la lluvia, a la vez que reducen la erosión del suelo y la sedimentación en los cursos de agua hidrográficos (Hunink et al., 2010). La gestión sostenible de la tierra puede mejorar la biodiversidad y reducir la contaminación hídrica y atmosférica mediante la reducción del uso de insumos sintéticos y la adopción de métodos naturales para la gestión de plagas (e.g. variedades resistentes a las plagas, rotación de cultivos) y de sistemas integrados de nutrientes de las plantas como el reciclaje de residuos animales y vegetales y el uso de leguminosas para fijar el nitrógeno (Edwards, 2000; Hine and Pretty, 2008; Parrot and Marsden, 2002; Scialabba and Hattam, 2002). El restablecimiento y rotación de los pastos puede mejorar la productividad, y si ambas medidas se aplican en conjunto con la gestión de la densidad de pastoreo, también se pueden reducir las emisiones de metano y nitrógeno al reducir también el número de animales (FAO, 2006). Al mismo tiempo, las mejoras en la producción de pastos puede traducirse en un aumento de la fijación de carbono en los suelos y la biomasa, y prevenir otras emisiones al evitar la degradación de los pastos (VCS, 2008a).*

(3) *La FAO (2002b) considera los siguientes cuatro grupos principales de tecnologías de agricultura sostenible:*

- a) Agricultura sin labranza/de conservación: reducción de la perturbación del suelo, mantenimiento de la cobertura permanente del suelo, rotación de cultivos;*
- b) Gestión integrada de plagas: variedades resistentes a las plagas, insecticidas biológicos y un mejor uso de los fertilizantes y el riego, toxicidad mínima y aplicación cuidadosa de pesticidas químicos;*
- c) Sistemas integrados de nutrientes de las plantas: reciclaje de residuos vegetales y animales y uso de leguminosas para fijar el nitrógeno; mejor uso de nutrientes externos;*
- d) Agricultura orgánica: técnicas para mejorar la biodiversidad y rehabilitar el equilibrio ecológico natural mediante la intercalación y rotación de cultivos, la conservación del suelo y el agua y un uso mínimo de insumos externos.*

reducir las perturbaciones del suelo y mantener su cobertura permanente, aumentar la retención hídrica y minimizar el uso de insumos sintéticos mediante la gestión integrada de las plagas y de los sistemas de nutrición de las plantas (FAO, 2002b). Además, en última instancia pretenden mantener la productividad a largo plazo de las funciones ecosistémicas (tierra, agua, biodiversidad) y aumentar la productividad (calidad, cantidad y diversidad) de los bienes agrícolas y los servicios ambientales (TerrAfrica, 2006, citado en FAO, 2008a). Aparte de los cambios dentro de los sistemas de producción agrícolas, los cambios en las prácticas de uso de las tierras como la reducción de la expansión de las tierras de cultivo y/o la conversión de las tierras de cultivo en otros usos no agrícolas constituye otro grupo de actividades que se podrían incluir en las estrategias generales para el desarrollo agrícola sostenible.

La cuestión es pues: ¿en qué medida han contribuido y podrán contribuir los PSA a la adopción de cualquiera de estas prácticas sostenibles de gestión agrícola? El Banco Mundial considera en su Informe sobre el desarrollo agrícola mundial que la aparición de programas de PSA constituye un enfoque prometedor que debería ser secundado por los gobiernos, tanto locales como nacionales, y por la comunidad internacional (Banco Mundial, 2008: 199). El grupo de asesoramiento científico y técnico del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM; *Global Environment Facility* en inglés) que se ocupa de los PSA ha afirmado que «como único organismo comprometido de forma multilateral con el suministro continuo de beneficios ambientales mundiales, el FMAM debería considerar la financiación a largo plazo de los PSA» (GEF, 2009: 1). Las carteras de actividades del FMAM y del Banco Mundial cuentan cada vez más con los PSA para proyectos generales de conservación y desarrollo rural, como componentes que aportan una fuente de financiación sostenible (Wunder *et al.*, 2008). El informe del estado mundial de la agricultura y la alimentación de 2007 de la FAO se concentró en la evaluación de la experiencia y el potencial de los programas de PSA en apoyo del desarrollo sostenible de la agricultura y la reducción de la pobreza. El informe infería que la demanda de servicios ambientales procedentes de terrenos agrícolas aumentará y que los PSA podrían constituir un importante medio para estimular su suministro. Sin embargo, la efectividad de tales programas depende de políticas e instituciones favorables a nivel local e internacional, las cuales aún no existen en la mayoría de los casos (FAO, 2007a).

Acuerdos ambientales multilaterales como el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), la Convención de las Naciones Unidas

de Lucha contra la Desertificación (CNULD), la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) están estudiando la aplicación de PSA y otros mecanismos basados en incentivos como instrumentos innovadores de financiación para la conservación de la biodiversidad (CDB, 2010) y la gestión sostenible de la tierra (CNULD, 2005). Las opciones de pago para evitar la conversión de bosques en terrenos agrícolas se están debatiendo en la CMNUCC dentro del marco del programa de reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD) en los países en desarrollo. Desde 2005, la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) ha apoyado la integración de los mecanismos de los PSA en los Planes de acción nacional de sus Países Miembros como instrumento para la movilización de recursos y continúa defendiendo la consideración de tales fuentes y mecanismos innovadores de financiación en su Estrategia para 10 años (2010-2018) (CNULD MM, 2008).

La OCDE (2010) constata la proliferación de programas de PSA en países desarrollados y en desarrollo con la consiguiente movilización de cantidades cada vez más sustanciosas para la financiación y apoyo del diálogo internacional sobre los instrumentos eficientes para mejorar los servicios ecosistémicos. Los gobiernos, sobre todo en los países en desarrollo, se interesan en los PSA por su potencial de recaudar financiación suplementaria a largo plazo del sector privado como apoyo a sus programas mejorados para la ordenación de recursos naturales, empleando el incentivo de «el usuario paga» y de «la distribución de los beneficios». En Brasil, el Congreso está considerando una normativa nacional y un programa federal de PSA (Câmara dos Deputados do Brazil, 2010), y en el Estado de São Paulo se ha aprobado una ley que permite su aplicación a nivel estatal (Governo do Estado de São Paulo, 2010). Esta ley permitirá la realización de pagos a los agricultores que participen en sistemas de cultivo sostenibles, incluyendo los silvopastoriles, agroforestales y la conservación forestal, las cuales se conocen como «acciones apropiadas de mitigación a nivel nacional» (Nationally Appropriate Mitigation Measures, NAMAS, en inglés) en la presentación de Brasil a la CMNUCC (2009).

A pesar del amplio interés existente por los PSA y después de más de una década de experimentación con los mismos, aún no está claro si son un instrumento con el potencial de proporcionar combinaciones rentables de beneficios ambientales y de desarrollo (Pagiola *et al.*, 2005; FAO 2007a; Engel *et al.*, 2008). FAO (2007a) concluye que los PSA pueden contribuir a la agricultura y desarrollo rural sosteni-

bles solo como un elemento integrado en una serie de instrumentos potenciales, y además requieren un entorno normativo e institucional favorable. Se necesitan marcos analíticos y mejores pruebas empíricas para determinar cuándo y dónde los instrumentos de los PSA tienen más probabilidades de conseguir sus objetivos ambientales y/o sociales (FMAM, 2009; Pattanayak *et al.*, 2010). En el presente artículo nos centramos en el análisis de las experiencias con PSA y en su potencial para cambiar los sistemas de producción agrícola en lugar de cambiar el uso de la tierra. Sobre la experiencia de los PSA en este contexto se han realizado menos estudios y el análisis resultante presenta importantes diferencias con los estudios del cambio de uso de la tierra.

2. LOS PSA EN EL SECTOR AGRÍCOLA: DE LA TEORÍA A LA PRÁCTICA

Los Pagos por Servicios Ambientales configuran un sistema mediante el cual los beneficiarios de los servicios ambientales contraen acuerdos de forma voluntaria con los gestores de la tierra en favor de la adopción de prácticas diseñadas para aumentar la provisión de externalidades positivas para el medio ambiente a partir de una base de referencia o en el contexto habitual. Los acuerdos de los PSA hasta ahora se han centrado en cuatro grupos principales de servicios ecosistémicos de regulación y culturales. Los PSA encaminados a mitigar el cambio climático apoyan las actividades que fijan el carbono y reducen o evitan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) responsables del cambio climático (4). Una de las principales fuentes de demanda de estos servicios son los mercados de compensación por la reducción de las emisiones de carbono dentro de sistemas de intercambio. Aunque muchas actividades agrícolas de mitigación no se prestan al comercio de contrapartida en mercados mundiales regulados como el mecanismo de desarrollo limpio (MDL), existen ejemplos de actividades piloto en intercambios voluntarios a nivel regional como la Bolsa del Clima de Chicago, el Alberta Offset System (sistema de contrapartida de Alberta, Canadá) y el mercado voluntario del carbono. Los acuerdos de PSA en la gestión de cuencas hidrográficas suelen tener el objetivo de proteger la calidad del agua mediante la reducción de las sustancias contaminantes y los sedimentos que entran en las corrientes hídricas o mejo-

(4) Entre las actividades con derecho a recibir compensaciones, a parte de la forestación y la reforestación permitidas en el MDL, se incluyen: la ordenación mejorada de cultivos y pastizales o la dedicación de terrenos productivos para su uso como pastizales permanentes o a las prácticas forestales mejoradas (<http://www.v-c-s.org/afl.html>, en inglés).

rar la cantidad de agua mediante el aumento de la infiltración y el uso más eficaz de este elemento. Los compradores típicos de estos mercados son hidroeléctricas y redes municipales de abastecimiento de agua. Los PSA en apoyo de la conservación de la biodiversidad tienen el objetivo de aumentar las inversiones asignadas por las ONG y el sector privado para una mejor gestión de las zonas protegidas o para preservar las zonas no protegidas con una biodiversidad importante (como las explotaciones agrícolas con islas de vegetación autóctona o en franjas ribereñas). Esta última categoría suele venir acompañada de PSA para la conservación de la belleza paisajística financiados con los ingresos del turismo.

En teoría, los PSA son un instrumento que aporta a las inversiones para la ordenación de recursos naturales, de forma voluntaria pero contingente, una dimensión suplementaria basada en incentivos dentro del marco de una base normativa apropiada. Los principios fundamentales del diseño de los PSA, que distinguen este instrumento de otros mecanismos de ordenación de los recursos naturales son los siguientes: (i) adicionalidad de las inversiones en programas de PSA: los pagos o contribuciones en especie se dirigen solo a los gestores de tierras capaces de proporcionar beneficios ambientales adicionales con respecto a una base de referencia o a la situación habitual; (ii) condicionalidad: los pagos solo se realizan tras verificar debidamente la adopción y mantenimiento de las prácticas acordadas y (iii) la permanencia de las intervenciones, una condición especialmente importante cuando se trata de garantizar las funciones ecosistémicas a largo plazo (Wunder, 2005; GEF, 2009). Dependiendo del plan, los requisitos para el monitoreo, reporte y verificación (MRV) de los resultados de estos tres indicadores pueden ser más o menos rigurosos. Las normas de MRV son los principales determinantes de los costos de transacción, uno de los obstáculos primordiales para la implementación de los PSA (FAO 2007a; Cacho y Lipper, 2005). Por ejemplo, el seguimiento de la mitigación podría realizarse mediante la toma de muestras de la zona en cuestión o el establecimiento de índices de provisión de servicios ambientales relacionados con actividades específicas, incluido el seguimiento de la implementación de la actividad o el control de la cubierta forestal utilizando un sistema de teledetección. Cada una de estas opciones tendrá un nivel de precisión y fiabilidad distinto, además de costos diferentes (FAO 2007a; FAO 2009b; Wunder y Börner, en curso).

Los proyectos de PSA pueden dividirse en dos categorías principales: tierras cultivadas o tierras convertidas a otros usos (Zilberman *et al.*, 2009). En las primeras, el servicio ambiental se produce conjunta-

mente con los productos agrícolas, mientras que en las segundas los servicios ambientales sustituyen a la producción agraria. La adopción de prácticas de gestión sostenible de la tierra en los sistemas agrícolas y ganaderos es un ejemplo de la primera categoría, mientras que la limitación de la expansión de las actividades agrícolas a los terrenos forestales constituye un ejemplo de la segunda.

La FAO afirma que, en los casos comprendidos en esta primera categoría, los PSA podrían ser utilizados como medio para superar los obstáculos a la adopción de prácticas agrícolas sostenibles que generen, a largo plazo, unos ingresos agrícolas superiores a los conseguidos con las prácticas actuales (FAO, 2007a). De este modo no sería necesaria la continuación de los pagos para asegurar su permanencia. Por ejemplo, en Perú, Quintero *et al.* (2009) estima que cambiar el ciclo de pastos de maíz quemados por el café cultivado a la sombra duplicaría con creces los ingresos de los agricultores, a la vez que se reduciría en un 18 por ciento la cantidad de sedimentos que terminan en las fuentes de agua potable río abajo y se evitaría la deforestación. Aún así, los agricultores necesitarían inversiones iniciales de capital por un valor de 268 USD/ha durante dos años; después de este período el nuevo sistema sería más rentable que el anterior y, asumiendo que el mercado del café continúe siendo viable, los agricultores mantendrían el nuevo sistema agrícola, más rentable que el anterior, sin necesidad de compensaciones adicionales. Las prácticas de gestión sostenible no se adoptan debido a una serie de impedimentos como la financiación y los problemas relacionados con los derechos de propiedad, la acción colectiva, los precios desfavorables de insumos y/o productos, la falta de información y las preocupaciones por la gestión del riesgo (Giller *et al.*, 2009; Pattanayak *et al.*, 2010; FAO, 2010a; FAO, 2009b; FAO, 2008b; FAO, 2007a; Graff-Zivin y Lipper, 2008). El cambio de sistemas de producción incluye un período de transición que puede extenderse durante varios años, mientras que los ingresos pueden disminuir y los riesgos multiplicarse. La falta de financiación para respaldar estas transiciones y la oferta de un sistema de seguros de ingresos son, por lo tanto, uno de los principales obstáculos para su adopción. Los programas de PSA podrían ser diseñados para afrontar barreras específicas para su adopción, como la prestación de capital de inversión, seguros, servicios de extensión, entre otros.

En general la «productividad» de los servicios ambientales por hectárea o por explotación agrícola familiar es baja en estos tipos de sistemas, sobre todo si se comparan con los programas de conversión de tierras. Este hecho unido a los precios generalmente bajos que se

pagan por los servicios ambientales se traduce en beneficios poco sustanciales por el suministro de dichos servicios en las explotaciones agrícolas (5). Esto sugiere que agrupar los beneficios obtenidos por una gran cantidad de productores y usarlos para realizar inversiones de grupo destinadas a eliminar obstáculos para la adopción de prácticas sostenibles, como la financiación de servicios de extensión o la compra compartida de equipos y maquinaria, podría ser más efectivo que realizar pagos individuales. Tanto si los pagos son colectivos o individuales, la elaboración de proyectos de PSA con el fin de aumentar y complementar otras inversiones de mayor envergadura a favor del desarrollo agrícola sostenible también es importante para mejorar la efectividad en este ámbito.

Una de las principales características de los modos de vida de los pequeños agricultores es la necesidad de flexibilidad en la gestión del sistema productivo como respuesta a las variaciones del clima, los mercados, el estado de salud o la composición de su familia (Banco Mundial, 2008). Mantener la flexibilidad en el contexto de un programa de PSA puede ser todo un reto, especialmente en lo que se refiere a los servicios que implican compromisos a largo plazo con una determinada práctica del uso de la tierra, como es el caso de la retención de carbono en el suelo. Conciliar la necesidad de las condiciones y la permanencia de los PSA con la flexibilidad de la gestión de los recursos por parte de las familias de agricultores es uno de los principales retos del diseño de estos programas. Un modo de superar este problema es desarrollar programas que reduzcan el riesgo de incumplimiento mediante la diversificación de los tipos de participantes y de las actividades, además del establecimiento de «fondos o cuentas de amortiguación» para garantizar la permanencia (6), dedicando más tierra a una actividad específica como seguro ante incumplimientos o cambios de tendencia. Esta ampliación puede tener el doble beneficio de dispersar el riesgo y reducir los costos fijos de transacción, y por consiguiente puede ser importante para este tipo de programas de PSA.

Para los programas de PSA que entran en la segunda categoría de conversión de tierras, los potenciales proveedores de servicios ambientales demandarán un pago perpetuo como resarcimiento por

(5) En el contexto de los cuatro servicios ambientales principales con los que se hacen transacciones en los mercados en la actualidad. Puede variar para la polinización, control de las plagas o mantenimiento de agrobiodiversidad específica.

(6) Por ejemplo, el *Voluntary Carbon Standard*, una norma voluntaria relativa al mercado de carbono, normalmente establece la retención de un porcentaje entre el 10 y el 60 por ciento de los créditos del carbono generados por la actividad del proyecto aprobada. Estos créditos se depositan en la «AFOLU Pooled Buffer Account» (i.e., una cuenta de recursos de amortiguación) para cubrir los riesgos de permanencia en las intervenciones.

los costos de oportunidad de las opciones de gestión anteriores, las cuales reducirían la generación de servicios ambientales. En estos casos existe normalmente un mayor nivel de prestación servicios ambientales por productor o por hectárea y un menor costo de monitoreo –pues existe la capacidad de usar datos referenciados geoespacialmente–, lo cual contribuye a aumentar los beneficios económicos de la prestación de servicios ambientales.

3. LA EXPERIENCIA CON LOS PROGRAMAS DE PSA EN LA AGRICULTURA

Recientes reseñas de la literatura sobre las experiencias de PSA destacan cuatro características principales de este tipo de programas que se están ejecutando en la actualidad: 1) la mayoría no se demuestra que aporten adicionalidad y carecen de mecanismos de selección apropiados, 2) están diseñados con objetivos múltiples y 3) siguen estando financiados en gran o total medida por el sector público (Engel *et al.*, 2008; FMAM, 2009; Stanton *et al.*, 2010).

En la mayoría de los proyectos de PSA no se demuestra que aporten adicionalidad. Generalmente los programas de PSA, al igual que otras iniciativas para la conservación, no suelen considerar el escenario contrafactual cuando evalúan los efectos, por lo cual es difícil determinar si una cierta inversión ha sido realmente responsable de las mejoras comprobadas (Ferraro y Pattanayak, 2006; Pattanayak *et al.*, 2010). Hay pocos datos sobre los efectos causados, sobre todo en las inversiones en proyectos hídricos. El informe de Porras *et al.* (2008) ejemplifica casos en los que los efectos de la gestión de cuencas hidrográficas se basan en el seguimiento real, al menos de la adopción de las prácticas encaminadas a suministrar los beneficios hidrológicos esperados, aunque puntualiza que en muchos casos la única información disponible está basada en las percepciones locales.

A pesar de esto, se están realizando progresos y existen ejemplos prometedores. En Ecuador, Quintero *et al.* (2009) ha demostrado que los PSA de hecho han apoyado mejoras rentables de la calidad del agua con el precio implícito de la sedimentación evitada gracias a los PSA con un coste de 3.1 USD/tonelada de sedimento. En Perú, los autores mencionados han constatado que la disponibilidad de pago de los usuarios de agua potable cubriría la inversión necesaria para pasar de un cultivo anual que causa degradación a un cultivo de café de sombra de solo dos meses. En Francia, la empresa embotelladora de agua mineral Vittel invirtió alrededor de 978 EUR/ha al año durante los primeros siete años (el progra-

ma está en marcha desde 1993) y los beneficios obtenidos equivalen a 1,52 EUR por m³ de agua embotellada (Perrot-Maître, 2006). Considerando que cada botella de Vittel de 75 cl se vende por 1 euro, e incluso contabilizando los costos de producción y venta, los beneficios de esta inversión son considerables, sobre todo si se considera que una hectárea de pastos bien gestionada suele producir 3000 m³ de agua mineral al año (INRA, 1997, citado en Perrot-Maître, 2006). La necesidad de preparar un «modelo comercial» para justificar la inversión del sector privado como base para las iniciativas de PSA del CARE-WWF en África Oriental (Lopa y Ellis-Jones, 2007) es un ejemplo del aumento de la atención prestada a la adicionalidad. Además, se ha conseguido el compromiso de dos importantes consumidores de agua (la empresa hídrica de Dar es Salaam y la embotelladora de agua Coca-Cola) para comenzar con las inversiones en gestión sostenible de tierras río arriba (Branca *et al.*, 2009).

Los programas de PSA carecen de mecanismos de selección efectivos. A pesar de que la capacidad y los costos por la prestación de servicios ambientales varían mucho, la mayoría de los programas de PSA no reflejan esta variabilidad en sus planes de pagos, en especial cuando se trata de distintos costos de prestación. De hecho, una de las principales recomendaciones de un reciente taller de la OCDE con respecto a la relación coste-eficacia de los programas de PSA fue realizar una mejor selección de los proveedores de tales servicios y diferenciar varios niveles de pago mediante el uso de instrumentos como las subastas inversas (OCDE, 2010).

Las dificultades para asegurar la adicionalidad y realizar una selección adecuada también se deben a que los proyectos de PSA están diseñados con objetivos múltiples. En particular muchos programas de PSA combinan el objetivo de reducir la pobreza con objetivos ambientales. Si bien algunos sostienen que los PSA no son un instrumento de mitigación de la pobreza y que perderán su valor si comprometen su eficiencia (Alix-García *et al.*, 2008; Wunder *et al.*, 2008), otros consideran que los PSA deberían incorporar otros objetivos (Rosa *et al.*, 2004; Swallow *et al.*, 2007). Teniendo en cuenta que la mayoría de los proyectos de PSA en realidad tienen financiación pública (Stanton *et al.*, 2010; Porras *et al.*, 2008), su diseño y reglamento operativo ya incluyen una diversidad de objetivos (Pascual *et al.*, 2010) que comprometen de forma involuntaria la eficiencia del proyecto ambiental a la hora de seleccionar a los participantes (Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Wunder y Santiago 2010, Alix-García *et al.*, 2008). Las tasas de pobreza se incluyen como criterio para seleccio-

nar a los proveedores o se suaviza el tipo o las condiciones del pago en detrimento de las condiciones impuestas en los casos en los que la aplicación sería políticamente comprometida (Pattanayak *et al.*, 2010).

En la medida en la que los programas de PSA están diseñados para superar los obstáculos por falta de inversiones para la adopción de un nuevo sistema que genere mayores beneficios económicos a largo plazo, existe una justificación para seleccionar a agricultores pobres, que son los que con más probabilidad entran dentro de esta categoría, y la pérdida de eficiencia en este tipo de selección debería ser relativamente baja. No obstante, existen pocos ejemplos de selección de participantes por este motivo (el proyecto RISEMP (7) es uno de ellos). En este punto surgen dudas sobre la equidad. Seleccionar solo «malos» gestores de tierras para los pagos y excluir a aquellos que ya han adoptado prácticas sostenibles no suele ser aceptable en las comunidades rurales, aunque sea necesario para alcanzar una prestación eficiente de servicios ambientales (FAO 2007a). Además, imponer las condiciones en los casos en los que los pagos impliquen inversiones fijas no es realmente viable desde el punto de vista político ni práctico. En última estancia, cuando los pobres no se encuentran en la mejor posición para ofrecer servicios ambientales adicionales, comprometer los resultados ambientales usando la pobreza como principal criterio para la selección de participantes y reducir la contingencia de los pagos puede ser una de las principales causas del bajo rendimiento ambiental de los programas de PSA (FMAM, 2009).

Encontrar el equilibrio entre la eficiencia y las preocupaciones por una mayor equidad e imparcialidad es una cuestión fundamental para el desarrollo de los PSA (Pascual *et al.*, 2010), y debe ser clarificada de forma explícita en el diseño de los mismos. Noordwijk y Beria (2010) han afrontado esta cuestión definiendo 3 categorías de PSA en las que el nivel de condicionalidad y eficiencia al seleccionar a los participantes varía desde planes a favor de los pobres a planes basados en el mercado: desde (i) inversiones conjuntas en prácticas de gestión de los recursos naturales que mejoren tanto la productividad agrícola como la prestación de servicios ambientales, pasando por (ii) la compensación de los costos de oportunidad derivados de las restricciones impuestas por la ordenación de los

(7) El RISEMP (proyecto de gestión ecosistémica con un enfoque regional silvopastoril integrado) se centró de forma específica en rancheros pequeños y medianos y les proporcionó asistencia técnica e incentivos financieros para apoyar la adopción de paquetes silvopastoriles diseñados para mejorar la sostenibilidad del sistema y suministrar servicios ambientales del carbono y la biodiversidad (Pagiola *et al.*, 2004).

recursos naturales, hasta (iii) los pagos supeditados al nivel de la provisión de los servicios ambientales (8) sin dar prioridad a los requisitos a favor de los pobres.

La mayoría de los programas de PSA están financiados por el sector público. Aunque la financiación pública de los programas de PSA no es necesariamente un problema, la gran dependencia de los fondos del sector público suscita alguna preocupación por la viabilidad a largo plazo del apoyo al desarrollo agrícola sostenible. En primer lugar, esto indica que los programas de PSA hasta ahora no han sido capaces de atraer fondos adicionales del sector privado, lo cual constituye uno de los principales argumentos para que los PSA se conviertan en un nuevo instrumento que aumente las inversiones destinadas a la ordenación de los recursos naturales. En segundo lugar, la idea de vincular mejor la oferta y la demanda de servicios ambientales a través de los programas de PSA puede perderse si la financiación del sector público depende de los fondos generales sin contar con mecanismos específicos que asignen parte de las tasas recaudadas por el uso del agua o por los impuestos sobre el combustible. En tercer lugar, los problemas relativos a la falta de sostenibilidad de los fondos públicos a largo plazo constituye una preocupación, al igual que la capacidad general del sector público en los países en desarrollo para apoyar tales programas.

El FMAM señala la falta de incentivos adecuados para involucrar al sector privado en las inversiones iniciales realizadas por los usuarios de las tierras (FMAM, 2007). El Banco Mundial alberga grandes expectativas sobre la capacidad de los PSA de atraer fondos privados adicionales sin depender del gobierno o los donantes y asegurando la eficiencia, ya que los compradores solo contribuirán si los beneficios que obtienen superan sus inversiones (Banco Mundial, 2008). A pesar de la multiplicación de estas iniciativas, pocos programas han sido capaces de asegurar el compromiso de los beneficiarios directos de la prestación de servicios ambientales mejorados (Porras *et al.*, 2008). La capacidad de los PSA de recaudar fondos adicionales y sostenibles de los usuarios de SA sigue siendo escasa y la mayoría de los proyectos sigue dependiendo de la reasignación de fondos gubernamentales (Porras *et al.*, 2008, Stanton *et al.*, 2010).

Incluso los programas más veteranos dependen aún en gran medida de la financiación de los donantes para sufragar sus pagos a los pro-

(8) Por ejemplo, en la iniciativa *Rivercare* dirigida por ICGRAF en la que los pagos a los proveedores de servicios ambientales están supeditados a la reducción de los sedimentos, entre las sanciones se incluye la posibilidad de revocar la titularidad del contrato, (Suyanto, 2007, Widodo *et al.*, 2006).

veedores de servicios ambientales. Dos de los programas más avanzados de PSA en Costa Rica (desde 1997) y en México (desde 2003) siguen basándose en los préstamos del Banco Mundial para cumplir con los pagos a los proveedores de servicios. En la primera fase del proyecto Ecomercados de Costa Rica (2001-2005) 14 millones USD de los 32 millones totales del préstamo del Banco Mundial fueron asignados para el componente de «contratos de SA programados» (FMAM, 2000). Ecomercados II (2006-2012) asignó la totalidad del préstamo de 30 millones de USD al saldo de los pagos con contratos con los propietarios de las tierras para proporcionar servicios ambientales (componente del proyecto 2D), a pesar de que esta cantidad fue igualada por los fondos nacionales (FMAM, 2005). De igual modo, en el proyecto de apoyo al desarrollo del proyecto nacional mexicano de PSA, el préstamo del Banco Mundial se utilizó para sufragar el pago de los compromisos del Proyecto de Servicios Ambientales 2006-2011 (componente del proyecto VI), alcanzando un total de 149 millones de USD. En este caso la otra mitad también fue financiada con fondos públicos (41 millones de USD) y contribuciones realizadas por los consumidores de agua (33 millones de USD) (FMAM, 2006).

Este análisis señala el dilema de la conveniencia o no de continuar con los PSA para apoyar el desarrollo agrícola sostenible, y de qué manera hacerlo. La experiencia con este instrumento nos muestra que la falta de eficiencia es un gran problema tanto en la propia prestación de los servicios ambientales como en la atracción de financiación complementaria de carácter sostenible. También se ha indicado que los programas de PSA suelen incluir las preocupaciones por reducir la pobreza, lo cual puede disminuir la eficiencia de la prestación de servicios ambientales (Pascual *et al.*, 2010). Al mismo tiempo, aunque no son claros los efectos de los PSA en el fomento de la adopción de sistemas agrícolas sostenibles, es probable que no sean de gran importancia debido a su uso limitado para cambiar los sistemas de producción agrícola. Las sugerencias para mejorar los resultados de los programas de PSA se centran en mejorar la selección de los participantes diferenciando los pagos y las condiciones de los mismos, pero estas sugerencias pretenden mejorar la eficiencia de la provisión de servicios ambientales, y no mejorar la efectividad potencial de los PSA para apoyar el desarrollo agrícola sostenible.

Aunque las anteriores sugerencias se solapan, no coinciden en lo que se refiere al fomento de la adopción de prácticas agrícolas sostenibles por parte de los pequeños agricultores. En este sentido, uno de los obstáculos principales para alcanzar el máximo potencial de los PSA es la necesidad de ampliar los programas con el fin de reducir los altos cos-

tes de negociación y MRV por unidad de servicio y permitir la creación de suficientes servicios ambientales que actúen como «cuentas amortiguadoras» garantizando la flexibilidad necesaria para los participantes. Por otra parte, la tensión entre la adicionalidad y la equidad supone también una barrera. La adicionalidad es necesaria para garantizar la eficiencia ambiental de los servicios ambientales prestados y la equidad constituye una importante preocupación cuando solo se conceden pagos a quienes realizan prácticas de gestión no sostenibles, excluyendo a los que ya han adoptado prácticas sostenibles.

La combinación de estos factores indica que predisponer los PSA para que apoyen el desarrollo agrícola sostenible requiere el establecimiento de fuertes vínculos con las iniciativas de desarrollo agrícola y la financiación del sector público, al menos en las fases iniciales. Sin embargo, sí que sería posible asegurarse la participación y financiación del sector público en estos programas, si la participación se planeara como un proceso de preparación, es decir como un proceso necesario para crear las condiciones que faciliten la participación privada, análogo al de «REDD readiness». Este tipo de enfoque puede ser muy efectivo cuando el proceso de preparación conlleva en gran medida el mismo fortalecimiento institucional necesario para el desarrollo agrícola sostenible, como por ejemplo la clarificación de los derechos de propiedad, la mejora de los servicios de extensión, la facilitación de las redes de la comunidad y la organización de los agricultores para la gestión colectiva de los recursos o la comercialización.

La experiencia de REDD nos está enseñando mucho sobre el proceso de preparación, el cual incluye la difícil tarea de crear los entornos técnicos e institucionales necesarios para los programas de pagos a favor de la reducción de emisiones relacionadas con la deforestación y la degradación, siendo el proceso tan importante como los resultados. En particular, el proceso de preparación para reducir los costos y aumentar la capacidad de ampliación y reproducción de los programas, la estimulación del desarrollo de un entorno normativo general favorable, la garantía de la equidad y los numerosos beneficios y la creación de las condiciones para el desarrollo de determinados proyectos con apoyo del sector público, son beneficios esenciales que pueden obtenerse aplicando un estrategia de este tipo.

4. CÓMO APROVECHAR EL POTENCIAL DE LOS PSA PARA LA ADRS: PREPARAR Y ASEGURAR LA PARTICIPACIÓN DEL SECTOR PRIVADO

Nuestro análisis indica tres importantes áreas en las que la inversión del sector público podría mejorar la capacidad de los programas de

PSA para apoyar el desarrollo agrícola disponible: 1) reducir los costos de transacción y facilitar la reproducción, 2) crear un entorno normativo favorable y 3) garantizar la equidad y el aprovechamiento de múltiples beneficios. El siguiente apartado proporciona más análisis del papel de los sectores público y privado para la consecución de estos objetivos. Es importante señalar que la capacidad y conveniencia de alcanzar un enfoque público-privado conjunto de los programas de PSA a favor del desarrollo agrícola sostenible variará considerablemente dependiendo de circunstancias específicas. Aspectos importantes a considerar son los costos y beneficios de la prestación de servicios ambientales en los sistemas de producción agrícola, el desarrollo y el entorno institucional general del país, la demanda potencial de servicios ambientales y el grado de dependencia de la prestación de servicios a un determinado lugar (como los beneficios de las cuencas hidrográficas o la conservación de la biodiversidad), en contraposición con otros con una base de prestación más amplia como la fijación del carbono o la reducción de las emisiones.

4.1. Reducción de los costos de transacción y fomento de la reproducción

Las iniciativas públicas para proporcionar un marco específico para la inversión del sector privado en los programas de PSA pueden contribuir a reducir los costes iniciales del proyecto, eliminar uno de los principales obstáculos para su reproducción a mayor escala (FMAM, 2009; Wunder *et al.*, 2008) y disminuir los riesgos del sector privado valiéndose de la experiencia y el fortalecimiento institucional alcanzado durante las primeras fases (Stanton *et al.*, 2010). Éstas podrían reducir los costes de diseño y aplicación de futuros proyectos de PSA mediante el desarrollo de metodologías, datos y experiencias, evitando así la duplicación de las inversiones en tareas técnicas, de investigación y de gestión (Porrás *et al.*, 2006), y utilizando los canales gubernamentales existentes para la agrupación e inversión en materia de capacitación. Los gobiernos pueden hacer llegar la asistencia técnica para la tecnologías de ordenación del territorio a zonas específicas, desarrollar normativas para la contratación e invertir en la capacitación de las comunidades de modo que éstas alcancen un mejor entendimiento de su propia provisión y uso de servicios ambientales, contribuyan a la elaboración de los programas y negocien los pagos y los contratos. Un ejemplo de este tipo de proceso de preparación procede de Kenya, dónde dos proyectos de PSA financiados por el Fondo Internacional para el Desarrollo Agrícola (FIDA), el Programa de Pagos por Servicios Ambientales a favor de los Pobres en África (Programme Pro-poor Rewards for Environ-

mental Services in Africa, PRESA, en inglés) y el Programa de Créditos de Agua Verde (Green Water Credits programme, GWC, en inglés) han establecido una base científica para la inversión en la ordenación de cuencas hidrográficas usando las técnicas agroforestales y de gestión de agua verde, facilitando el diálogo sobre políticas para una mejor gestión del agua y de las tierras y una mayor participación de los usuarios del agua en la gestión de las cuencas hidrográficas. En la actualidad la estrategia para incorporar su trabajo en las políticas gubernamentales y conseguir que se reproduzcan se centra en el desarrollo de un paquete técnico realizado conjuntamente con el Instituto Kenyano de Investigación Agrícola (Kenyan Agriculture Research Institute, KARI, en inglés), como anexo del manual que la Autoridad Gestora de los Recursos Hídricos (Water Resources Management Agency, WRMA, en inglés) utiliza para ayudar a las asociaciones de usuarios de estos recursos a desarrollar sus planes de ordenación de subcuencas hidrográficas. Hasta ahora el paquete incluye solo asesoramiento técnico sobre las diferentes opciones para la gestión de las franjas ribereñas de los principales canales fluviales y no involucra a los campesinos de las parte superiores de las subcuencas.

Los costos de MRV podrían reducirse con el uso de estructuras gubernamentales que unifiquen la información de los proveedores partiendo de los proyectos de ordenación del territorio y los recursos que estén recopilando la información necesaria (Lipper *et al.*, 2010). Las economías de escala alcanzables pueden justificar la inversión en protocolos basados en actividades que faciliten la reproducción de los programas para la mejora de cuencas hidrográficas, de mitigación del cambio climático o conservación de la biodiversidad. Por ejemplo, la Bolsa del Clima de Chicago está realizando transacciones con carbono proveniente de la labranza de conservación, de plantación y gestión de pastizales, empleando una metodología simplificada que asigna beneficios de carbono según los tipos de suelo y las amplias opciones de gestión de la tierra. La cantidad de beneficios de carbono producidos se calcula usando protocolos basados en la investigación realizada por el departamento de agricultura de EE.UU. (USDA) (9). De igual modo, el sistema de contrapartida de Alberta en Canadá ha construido sus protocolos según el consenso alcanzado por destacados científicos (de institutos de investigación y del gobierno) y al principio con el apoyo y la aprobación del gobierno de Alberta. Ambos proyectos permiten la agrupación de créditos

(9) http://www.chicagoclimatex.com/docs/offsets/CCX_Soil_Carbon_Offsets.pdf (en inglés)

del carbono provenientes de grandes extensiones dentro de las regiones seleccionadas. Sin embargo, ambos se basan en un conjunto existente de investigaciones y datos relacionados con la agroecología y los sistemas de producción de la zona y por lo tanto inspiran una mayor confianza en la prestación de los servicios ambientales mediante el uso de tales protocolos. Por su parte, la mayoría de los países en desarrollo carecen de datos e investigaciones relacionadas con la producción agrícola y los resultados ambientales, lo cual supone uno de los principales impedimentos para el establecimiento de protocolos de monitoreo de costo relativamente bajo. El sector público, incluida la investigación agrícola nacional y los servicios de extensión, podría desempeñar un papel importante para paliar esta deficiencia, aunque dados los limitados recursos públicos de los países en desarrollo para realizar estas actividades, sería importante dar prioridad al trabajo basado en los beneficios potenciales de los servicios ambientales de distintos sistemas agrícolas y agroecologías. La vinculación con iniciativas de investigación internacionales como las actividades apoyadas por los programas del FMAM o del Grupo Consultivo sobre Investigaciones Agrícolas Internacionales (CGIAR) podría constituir otro método para afrontar esta deficiencia.

Por último, facilitar el «aprendizaje práctico» fomentando el desarrollo de proyectos concretos también puede estimular la inversión local en procesos participativos y soluciones negociadas (Wunder, S. y Santiago, C., 2010). Asimismo, la aplicación de las enseñanzas extraídas de este tipo de experiencias en modelos de reproducción a mayor escala puede convertirse en un importante aliado para reducir los costos de transacción.

4.2. Fomento del desarrollo de un entorno normativo favorable

Los programas de PSA no pueden alcanzar su potencial de apoyar al desarrollo agrícola sostenible sin un entorno normativo público favorable. Afortunadamente existe un alto grado de solapamiento entre las políticas que apoyan la agricultura y el desarrollo rural sostenibles y las que permiten la creación de los PSA. Por ejemplo, es necesario clarificar los derechos formales e informales sobre bienes como la tierra y el agua que prestan los servicios ambientales, de modo que se puedan proporcionar los incentivos que aseguren las inversiones necesarias. Stanton *et al.* (2010) señalan que la regulación puede convertirse en un importante motor para el desarrollo de los mercados, la fijación de precios y el uso de programas de pagos gubernamentales ya existentes para el desarrollo y la evalua-

ción de los resultados de la conversión de las tierras. Estos autores citan como ejemplos la Ley Agraria de EE.UU. (US Farm Bill) y los programas de subvenciones de China. Otro elemento fundamental para un entorno normativo favorable es evitar incentivos perjudiciales como los subsidios de fertilizantes y plaguicidas que fomentan el uso desmesurado de los mismos (CDB, 2010).

Igualmente, la combinación de instituciones, incluidas las ONG y organizaciones públicas y privadas, también permite un refuerzo mutuo que favorece «la resiliencia y los controles del sistema que en última instancia pueden hacer los programas más efectivos y sostenibles» (Berkes, 2007 citado en Clements, 2010). En algunos casos puede incluso llenar el vacío institucional dejado por la presencia limitada del gobierno en una región y demostrar la capacidad de los PSA de complementar las deficiencias de los sistemas de aplicación existentes (Sommerville, 2009). Además, las asociaciones pueden estimular y complementar la recopilación de datos básicos de carácter social y medioambiental que normalmente no aparecen en las estadísticas nacionales, tales como la carga de sedimentos o los costos de tratamiento del agua en contraposición con los efectos para la salud.

Los programas de PSA podrían aumentar la efectividad de las políticas y la legislación públicas de ordenación del territorio contribuyendo a sufragar los costos de oportunidad derivados de su cumplimiento. Aunque pueda parecer que esta noción sea incompatible con el requisito de adicionalidad, los requisitos normativos que se solapan pueden convertirse en una carga aplastante para los propietarios de las tierras y los PSA pueden ayudar a soportar. En el término municipal de Extrema, Brasil, varias leyes ambientales se solapan y afectan a terrenos de sustancial tamaño, lo cual, sin una asistencia técnica específica, equivaldría a la desmantelación de explotaciones agrícolas enteras. Con la contribución financiera de los usuarios finales de estas zonas de protección ambiental (en la actualidad financiadas por donantes pero en el futuro serán sufragadas por los usuarios de agua de la ciudad de São Paulo), los usuarios de las tierras han recibido asistencia técnica para adaptar sus explotaciones a los requisitos normativos con una pérdida mínima de tierras, y han sido compensados por la pérdida residual de terrenos de pasto (Revista Saneas, 2008).

4.3. Creación de programas equitativos con beneficios múltiples sin comprometer la adicionalidad

Con el fin de asegurar la equidad sin perjudicar la provisión de servicios ambientales y de gestionar el riesgo de fugas, se podría diseñar un

proceso de preparación de PSA con apoyo público permitiendo la involucración de un mayor grupo de participantes en el proyecto, aunque por distintas razones. Una opción es el establecimiento de una serie de niveles y formas de pago según las cuales ciertos pagos se realizan por razones sociales y cuentan con una contingencia menor, mientras otros pagos más sustanciosos están sujetos a requisitos más estrictos. La experiencia con los incipientes proyectos de PSA en Asia y África (10) ha demostrado que para asegurar la existencia a largo plazo de los PSA es fundamental insistir en la creación de un sentido de igualdad en las comunidades en las que se realizan estas iniciativas. Pagar solo a los agricultores de las zonas con prioridad ambiental excluyendo al resto puede poner en peligro la viabilidad de los proyectos. Un proceso progresivo de solapamiento de pagos privados en proyectos agrícolas con financiación pública es una posible solución para acallar las preocupaciones por la equidad y la eficiencia.

Al mismo tiempo, en muchos casos, las iniciativas de desarrollo agrícola (incluyendo los proyectos destinados a apoyar la gestión comunitaria de los recursos naturales) conlleva la recopilación de información básica, consultas a la comunidad, creación de redes y acciones colectivas, así como la prestación de servicios u otros tipos de compensaciones para los miembros de la comunidad que adopten prácticas de agricultura sostenible que generen beneficios privados y externalidades ambientales positivas. En la actualidad, se ha conseguido desarrollar poco el potencial de los componentes de los PSA en estos proyectos aunque, como se mencionó anteriormente, los organismos de financiación han expresado un interés considerable en conseguir este objetivo. La inclusión de forma explícita del futuro desarrollo potencial de un componente de los PSA financiado con capital privado en las fases iniciales de la aplicación del proyecto público podría reducir los costes relacionados con el desarrollo de los PSA inscribiéndolos directamente en el diseño del proyecto en curso y en las actividades de implementación. Además, también abordaría la cuestión de la equidad proporcionando algunas actividades para coordinar con los objetivos de reducción de la pobreza, las cuales se solaparían con actividades adicionales basadas en los criterios de eficiencia ambiental. Si procede, una mayor recaudación de fondos permitiría a los proyectos operar a mayor escala y superar los posibles efectos del umbral biofísico (11) y dejar espacio para

(10) *En las redes de RUPES y PRESA:* <http://rupes.worldagroforestry.org/news/detail.327>

(11) *Por ejemplo, en el caso de los PSA para beneficios hidrológicos, incluir una porción suficiente de la subcuenca en el esquema es fundamental para provocar un cambio hidrológico perceptible y, lo que es más importante, abordar las cuestiones dentro del mismo sistema hidrológico que de otro modo socavarían las intervenciones específicas.*

que el sector privado se centre en las áreas prioritarias con normas de participación (aunque ésta sea voluntaria) más estrictas y una mayor contingencia de pago.

Una de las principales recomendaciones para mejorar la eficiencia ambiental de los instrumentos de los PSA consiste en integrar la diferenciación espacial en los mecanismos de selección para permitir la mayor prestación de servicios ambientales, el mayor riesgo de pérdida/adicionalidad de los mismos y menores costos de adopción de las prácticas correspondientes (Wünscher *et al.*, 2008). Este tipo de plan de selección podría aplicarse a un plan ya existente con financiación pública complementado con la participación del sector público. Éste es el caso del programa nacional de PSA de Costa Rica en el que las empresas hidrológicas contribuyen al plan nacional a cambio de la asignación de contratos de PSA a los agricultores en sus áreas de actividad (12). En el proyecto nacional de Sudáfrica Trabajando para el Agua (Working for Water programme, en inglés), algunas autoridades locales han asignado cantidades adicionales a las tarifas recibidas por el uso y protección del agua, con la intención específica de apoyar los esfuerzos del programa destinados a la eliminación de plantas invasivas de sus subcuencas hidrográficas (13). No obstante, incluso en el marco de este tipo de acuerdos pueden surgir problemas para avanzar en pos de un plan de selección más eficiente para los PSA. Blackman y Woodward (2010) ponen en cuestión hasta qué punto ha contribuido el sector público en el plan de PSA de Costa Rica para el aumento de la eficiencia, ya que se evidenció que las relaciones dentro de la comunidad fueron una motivación fundamental para la participación, tanto como la propia prestación de servicios ambientales. En estos casos una eventual financiación adicional por parte del sector privado puede favorecer la aportación de fondos gubernamentales para la inversión en otras iniciativas públicas de desarrollo rural. Por ejemplo, en una reciente evaluación de la FAO sobre la viabilidad de los PSA en Bután (FAO, 2010b) se expone que el apoyo del gobierno a la protección de los bosques y a la reforestación supone un tercio del presupuesto asignado al Ministerio de Agricultura entre 2008 y 2013, o alrededor de mil millones de BTN (unos 22 millones de USD). La actividad de gestión específica de cuencas hidrográficas se centra en la plantación y asigna la mitad de sus fondos a este menester (GNHC, 2009). Si una mayor parte de la res-

(12) Página web de FONAFIFO, Convenios locales, http://www.fonafifo.com/paginas_espanol/invierta_bosques/e_ib_convenios.htm

(13) http://www.watershedmarkets.org/casestudies/South_Africa_Working_for_water.html

ponsabilidad de inversión se trasladase a las empresas que se beneficiarían directamente de la protección forestal, como el sector hidroeléctrico, se podría contar con fondos públicos adicionales para actividades que mejoren de forma más directa los medios de vida rurales. Actividades como la diversificación de los cultivos, la mejora del ganado y la gestión sostenible de la tierra capaces de frenar la degradación del suelo, mejorar la productividad agrícola, la seguridad alimentaria y la nutrición, y aumentar la resiliencia al cambio climático, sectores en los que las inversiones son aún limitadas. La recaudación de más fondos permitirá también que los programas gubernamentales ya existentes inviertan en más actividades complementarias como la elaboración de alternativas fuera de las explotaciones agrícolas que reduzcan la presión ejercida sobre los recursos (Wilkes *et al.*, 2010), mejorando los servicios de extensión para una mejor gestión de los recursos naturales y ampliando el acceso al crédito, cuya carencia impide a los agricultores la adopción de forma privada de prácticas rentables. Todas estas actividades mencionadas refuerzan la provisión de servicios ambientales.

5. CONCLUSIONES

Los PSA son solo uno de los muchos y diversos instrumentos que pueden tanto complementar como favorecer un entorno normativo propicio para la agricultura y el desarrollo rural sostenibles pero no pueden reemplazarlo. En la actualidad el papel de los programas de PSA a favor de la adopción de sistemas de producción agrícola sostenible es bastante limitado. En el presente artículo afirmamos que la participación del sector público será necesaria para establecer este vínculo a través de la creación de un entorno normativo e institucional que facilite unos costos de transacción bajos y la capacidad de reproducción, además de las condiciones favorables para las inversiones. Señalamos que hay un considerable solapamiento entre las políticas e instituciones necesarias para la agricultura y el desarrollo rural sostenibles y aquellas que establecen las condiciones básicas de los PSA. La introducción de un proceso de «readiness» en las actividades actuales de desarrollo agrícola con el fin de captar el potencial futuro de acceder a los fondos del sector privado para financiar las externalidades ambientales positivas podría no solo abrir la puerta a futuros planes de financiación adicional, sino que también podría estimular el desarrollo de un marco normativo e institucional más amplio en apoyo del desarrollo agrícola sostenible. Abordar las cuestiones principales que hasta ahora han limitado la participación del sector privado en los programas de PSA será fundamental. Una com-

prensión profunda de las interacciones entre agricultura y medio ambiente y la selección de los principales sistemas de producción y las ubicaciones para las intervenciones ayudarán a crear buenos modelos de negocio en los que invertir. Además, la elaboración de protocolos de MRV de bajo costo que puedan reproducirse y su complementación con el apoyo del sector público para superar las cuestiones de la flexibilidad, equidad e imparcialidad podrían generar beneficios tanto al sector público como al privado. Lógicamente, la naturaleza y el alcance de un proceso «de preparación» adecuado variará dependiendo del país y su ubicación, de su capacidad y de los costos de la prestación de servicios ambientales a partir de sistemas de producción agrícola. No obstante, queda claro que la participación de las instituciones agrícolas del sector público es fundamental en este proceso.

Por otra parte, un proceso de preparación relativamente amplio puede estar justificado en los casos en los que exista el potencial de generar un valor significativo a partir de una prestación de servicios ambientales asociados a la adopción de prácticas agrícolas sostenibles. Esto incluirá no solo el establecimiento de un entorno normativo y regulador adecuado sino también el desarrollo de la información y las instituciones para establecer las bases de referencia y generar las economías de escala para reducir el diseño del proyecto, los costos de negociación y de MRV, además de sufragar los costos de inversión en beneficios conjuntos y permitir una selección ambiental mayor. Incluso en los casos en los que la posibilidad de reproducir los programas de PSA sea limitada, un proceso de preparación organizado de forma local y vinculado con las políticas a nivel nacional y los desarrollos institucionales podría ser un modo efectivo de atraer el apoyo del sector privado cuando proceda. En cualquier caso, la intervención de potenciales compradores del sector privado en el proceso de preparación será importante a la hora de asegurar su participación posterior. Como también concluye Engel *et al.* (2008), en lugar de ver los PSA como financiados únicamente de forma privada o pública, la cuestión más pertinente es encontrar la mejor combinación de estas dos financiaciones, las cuales se refuerzan mutuamente, en un doble enfoque.

Con la adopción del enfoque de preparación en los programas de PSA se evita que la novedad intrínseca del paradigma de los PSA quede totalmente diluida en las políticas públicas habituales de ordenación de los recursos naturales, como señalan Muradian *et al.* (2010: 1205) cuando afirman que «los PSA, al menos en los países en desarrollo, deberían considerarse explícitamente como parte de una

cartera de programas y proyectos de desarrollo rural, y no como un instrumento económico usado exclusivamente para garantizar la protección ambiental del modo más eficiente» y realmente favorecer «los marcos institucionales a nivel local y regional que pueden hacer frente a la complejidad y diversidad e integrar los PSA dentro de los regímenes existentes de desarrollo rural y otros instrumentos normativos para la protección del medio ambiente». Si se pretende que estos programas puedan atraer fondos privados y diferenciarse de las meras intervenciones públicas, sus requisitos de eficiencia y efectividad deberán ser más estrictos y se evitará disolverlos en las iniciativas ordinarias y de breve duración financiadas con fondos públicos.

BIBLIOGRAFÍA

- ALI, M. y BYERLEE, D. (2000): «Productivity growth y resource degradation in Pakistan's Punjab: a decomposition analysis». *Documento básico de investigación sobre políticas*, N° 2480. Banco Mundial, Washington, DC.
- ALIX-GARCIA, J.; DE JANVRY, A. y SADOULET, E. (2008): «The role of deforestation risk y calibrated compensation in designing payments for environmental services». *Environment y Development Economics*, 13 (03): 375 -394
- ALTIERI, M. (2001). Applying agroecology to enhance the productivity of peasant farming systems in Latin America». *Paper to conference on Reducing Poverty through Sustainable Agriculture*. Universidad de Essex, Londres.
- BERKES, F. (2007): «Community-based conservation in a globalized world». *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 104, 15.188-15.193.
- BLACKMAN, A. y WOODWARD, R. T. (2010): User Financing in a National Payments for Environmental Services Program: Costa Rican Hydropower RFF DP 09-04-REV Resources for the Future. Washington DC.
- BRANCA, G.; LIPPER, L.; NEVES, B.; LOPA, D. y MWANYOKA, I. (2009): «New Tools for Old Problems: Can payments for watershed services support sustainable agricultural development in Africa?». *Documento de trabajo de ESA*, N° 09-10. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO, Roma.
- BRUINSMA, J. (2009): «La perspectiva de recursos hasta 2050. ¿En qué medida es necesario incrementar los rendimientos de la tierra, el uso del agua y las cosechas en 2050?», en la reunión de expertos sobre «Cómo alimentar al mundo en 2050»: FAO, Roma
<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/012/ak971e/ak971e00.pdf> (en inglés)
- Câmara dos Deputados do Brasil (2010): Projeto de Lei e Outras Proposições. Proposição: PL-5487/2009. Consultado en línea el 13 de julio de 2010. http://www.camara.gov.br/sileg/Prop_Detalhe.asp?id=439941
- CDB (2010): *Informe sobre las actas del taller internacional sobre mecanismos financieros innovadores*. Primer encuentro en Bonn, 27-29 de enero de 2010. Convenio sobre la Diversidad Biológica UNEP/CBD/WS-IFM/1/4 <http://www.cbd.int/doc/meetings/fin/wsifm-01/draft/wsifm-01-04-en.pdf>

- CLEMENTS, T.; JOHN, A.; NIELSEN, K.; AN, D.; TAN, S. y MILNER-GULLAND, E. J. (2010): «Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia». *Ecological Economics*, Volumen 69, 6, 01 Abril 2010: 1283-1291.
- CNUULD MM (2008): Integrated Financing Strategies for Sustainable Land Management. Mecanismo Mundial (MM) de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNUULD), Roma. http://www.globalmechanism.org/dynamic/documents/document_file/ifs_eweb.pdf (en inglés)
- CNUULD (2005): Convention to Combat Desertification Report of the Managing Director of the Global Mechanism of the UNCCD to the Seventh Session of the Conference of the Parties Nairobi, 17-28 de octubre de 2005 http://www.global-mechanism.org/dynamic/documents/document_file/cop7reportpub.pdf
- CMNUCC (2009): Apéndice II: Nationally appropriate mitigation actions of developing country Parties. Letter including nationally appropriate mitigation actions, disponible en línea en http://unfccc.int/files/meetings/application/pdf/brazilcphaccord_app2.pdf
- DE JANVRY, A. y SADOULET, E. (2010): «Agricultural Growth and Poverty Reduction: Additional Evidence». *World Bank Research Observer Volumen*, 25 (1) 1-20.
- EDWARDS, S. (2000): *A Project on Sustainable Development Through Ecological Land Management by some Rural Communities in Tigray*. Tigray, Institute for Sustainable Development.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, P. y WUNDER, S. (2008): «Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues». *Ecological Economics*, Vol. 65 (4), 1 de mayo de 2008: 663-674.
- Evaluación de ecosistemas del Milenio (2005): *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC, Island Press.
- FAO (2002a): Iniciativa para la agricultura y desarrollo rural sostenibles (ADRS). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) <http://www.fao.org/sard/en/sard/2070/2088/index.html>
- (2002b) Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030: Informe resumido, Roma. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/004/y3557S/y3557s00.pdf>
- (2006): La larga sombra del ganado problemas ambientales y opciones, por H. Steinfield, P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y C. de Haan. Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo. Roma.
- (2007a): El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2007. Parte I: Pagos a los agricultores por servicios ambientales. Roma. <http://www.fao.org/docrep/011/a0701s/a0701s00.htm>
- (2007b): La agricultura y la escasez de agua: enfoque programático de la eficiencia en el uso del agua y la productividad agrícola. 20º período de sesiones, Comité de Agricultura, COAG/2007/7. Roma
- (2008a): Desafíos respecto de la ordenación sostenible de la tierra para la seguridad alimentaria en África, 25.ª Conferencia regional para África. Nairobi, Kenya, 16-20 de junio de 2008. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/012/k1820e.pdf>

- (2008b): *Investing in Sustainable Agricultural Intensification. The Role of Conservation Agriculture. A Framework for Action*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
http://www.fao.org/ag/ca/doc/proposed_framework.pdf
 - (2009a): *El estado de la inseguridad alimentaria en el mundo*, Roma.
<http://www.fao.org/docrep/012/i0876s/i0876s00.htm>
 - (2009b): *Food Security and Agricultural Mitigation in Developing Countries: Options for Capturing Synergies*. Roma.
<http://www.fao.org/docrep/012/i1318e/i1318e00.pdf>
 - (2009c): *El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2009: la ganadería, a examen*. Roma.
<http://www.fao.org/docrep/012/i0680s/i0680s00.htm>
 - (2009d): Declaración de la Cumbre Mundial sobre la seguridad alimentaria. Cumbre Mundial sobre la Seguridad Alimentaria 16-28 de noviembre de 2009, Roma. [Ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/018/K6050E.pdf](ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/018/K6050E.pdf)
 - (2010): Comité de Agricultura. 22ª Sesión, Roma, 16-19 de junio de 2010: Soil for food security and climate change adaptation and mitigation. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
<http://www.fao.org/docrep/meeting/018/K8112E.pdf>
 - (2011): *PES Feasibility Assessment: methodology and application in Bhutan*. Documento de debate de NR, Roma. Próximamente.
- FISCHER, G.; SHAH M. y VAN VELTHUIZEN, H. (2002): «Climate Change and Agricultural Vulnerability», contribución a la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, Johannesburg, Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados (IAASA).
- FERRARO, P. J. y PATTANAYAK, S. K. (2006): «Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments». *PLoS Biol.*, 4: 482-488.
- FOLLETT, R. F.; KIMBLE J. M. y LAL R.: The potential of U.S. grazing lands to sequester soil carbon, in *The Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*, R. F. Follett, Kimble J. M., Lal R., Editor. 2001, Lewis Publishers: Boca Raton, Florida: 401-430.
- FMAM (2005): Proyecto de Incorporación de Instrumentos de Mercado para la Gestión Ambiental. Resumen de orientación del proyecto. Presentación al Consejo del FMAM. Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM). Washington, DC.
<http://www.gefonline.org/ProjectDocs/Biodiversity/Costa%20Rica%20-%20Mainstreaming%20Market-based%20Instruments%20for%20Environmental%20Management/02-09-06%20Project%20Executive%20Summary%20WP%20resubmission2.pdf>
- (2006): Environmental Services Project, Resumen de orientación. Datos básicos del proyecto del FMAM. Presentación al Consejo del FMAM. Consultado en:

- http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/IW3P/IB/2006/05/30/000012009_20060530143859/Rendered/PDF/36331.pdf
- (2000): Proyecto Ecomercados, Documento de inicio de proyecto. Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM). Washington, DC. http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2000/06/10/000094946_00052605361222/Rendered/PDF/multi_page.pdf (en inglés)
 - (2007): Programa del FMAM de inversión estratégica para la gestión sostenible de la tierra en el África al sur del Sáhara. Datos básicos del programa. [http://207.190.239.143/uploadedFiles/Documents/Council_Documents_\(PDF_DOC\)/GEF_31/SIP_Project_Document_051407.pdf](http://207.190.239.143/uploadedFiles/Documents/Council_Documents_(PDF_DOC)/GEF_31/SIP_Project_Document_051407.pdf) (en inglés)
 - (2009): Payments for Environmental Services and the Global Environment Facility. A Scientific and Technical Advisory Panel (2009). Documento de las directrices. GEF/C.35/ Inf.12 Consejo del FMAM, 22-24 de junio de 2009.
- GILLER, K.; WITTER, E.; CORBEELS, M. y TITTONELL, P. (2009): «Conservation agriculture and smallholder farming in Africa: The heretics' view». *Field Crops Research*, 114: 23-34.
- GNHC (2009): Décimo plan quinquenal 2008-2013, Documento principal. Vol. I, Comisión de la Felicidad Nacional Bruta, Real Gobierno de Bután.
- GODFRAY, H. C. J.; BEDDINGTON, J. R.; CRUTE, I. R.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J. F.; PRETTY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S.M. y TOULMIN, C. (2010): Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People Science (Washington). Vol. 327, Nº 5967: 812-818. 12 de febrero de 2010 <http://www.sciencemag.org/content/327/5967/812.full>
- GONG, Y.; BULL, G. y BAYLIS, K. (2010): «Participation in the world's first clean development mechanism forest project: The role of property rights, social capital y contractual rules». *Ecological Economics*, vol. 69 (6), 1 de abril de 2010: 1292-1302.
- GOVERNO DO ESTADO DE SAO PAULO (2010): Política Estadual de Mudanças Climáticas - PEMC Ley Nº 13.798, del 9 de noviembre de 2009 de São Paulo. Consultado en línea el 13 de julio de 2010. <http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/820042/lei-13798-09-sao-paulo-sp>
- GRAFF-ZIVIN, J. y LIPPER, L. (2008): «Poverty, risk, and the supply of soil carbon sequestration,» *Environment and Development Economics*, Cambridge University Press, vol. 13(03): 353-373, junio.
- HINE, R. y PRETTY, J. (2008): *Organic agriculture and food security in Africa*. Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) y United Nations Environment Programme (UNEP): Ginebra y Nueva York.
- http://www.unepunctad.org/cbtf/publications/UNCTAD_DITC_TED_2007_15.pdf

- HUNINK, J. E.; IMMERZEEL, W. W.; DROOGERS, P. y KAUFMANN, S. (2010): Green Water Credits for the Upper Tana Basin, Kenya. Phase II - Pilot Operations: Biophysical assessment using SWAT. Informe 10 de Green Water Credits / Informe del ISRIC 2010/04, ISRIC Información Mundial del Suelo, Wageningen.
- IIMAD (2010): The interface between forests, agriculture y climate change: understanding the implications for REDD. Página web del IIMAD, consultada el 20/09/2010. <http://www.iied.org/sustainable-markets/key-issues/environmental-economics/interface-between-forests-agriculture-and-cli>
- IPCC, Agriculture, in Climate Change (2007): Mitigation. 2007, Grupo de trabajo III Contribución a la 4º Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge University Press.
- KAUMBUTHO, P. y KIENZLE, J. (2008): *Conservation Agriculture as Practiced in Kenya: Two case studies*. FAO.
- LIPPER, L.; DUTILLY-DIANE, L. y MCCARTHY, N. (2010): «Supplying Carbon Sequestration From West African Rangelands: Opportunities and Barriers». *Rangeland Ecology & Management*. enero de 2010, vol. 63 (1): 155-166.
- LOPA, D. y ELLIS-JONES, M. (2007): Equitable Payments for Watershed Services- feasibility study methodology «A Business Case Approach». Elaborado para el taller de creación de capacidad sobre el papel de los Pagos por Servicios Ambientales (PSA), febrero de 2008. Dar es Salaam: CARE International Tanzania y WWF Tanzania. Disponible en línea en: <http://www.fao.org/es/esa/pesal/pesmaterials1.html>
- MOLDEN, D. (ed.) (2007): *Water for Food, Water for Life: A comprehensive assessment of water management in agriculture*. Londres, Earthscan and Colombo, Instituto Internacional para el Manejo del Agua International Water Management Institute (IWMI).
- MUÑOZ-PIÑA, C.; GUEVARA, A.; TORRES, J. M. y BRAÑA, J. (2008): «Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results». *Ecological Economics*, 65: 726-737.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N. y HAY, P. H. (2010): «Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services». *Ecological Economics*, vol. 69, 6, 01 de abril de 2010: 1202-1208.
- NOORDWIJK, M. y BERIA, L. (2010): CES/COS/CIS paradigms for compensation and rewards to enhance environmental services. *Documento de trabajo*, nº 100. Centro Mundial de Agrosilvicultura. Bogor, Indonesia. <http://www.worldagroforestry.org/sea/Publications/files/workingpaper/WP0129-10.PDF>
- OCDE (2010): Working group on economic aspects of biodiversity (WGEAB). OECD expert workshop on enhancing the cost-effectiveness of payment for ecosystem services (PES) Acta resumida del 25 de marzo de 2010. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos OCDE, París. <http://www.oecd.org/dataoecd/4/30/45137415.pdf>

- PAGIOLA, S.; AGOSTINI, P.; GOBBI, J.; DE HAAN, C.; IBRAHIM, M.; MURGUEITIO, E.; RAMÍREZ, E.; ROSALES, M. y RUIZ, J. P. (2004): «Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes». *Documento del Departamento Ambiental*, 96. Series de Economía Ambiental. Washington, DC, Banco Mundial.
- PAGIOLA, S.; ARCENAS, A. y PLATAIS, G. (2005): «Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America». *World Development*, 33(2): 237-253.
- PARROTT, N. y MARSDEN, T. (2002): *The real Green Revolution: Organic and agro-ecological farming in the South*. Greenpeace Environment Trust: Londres.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; RODRÍGUEZ, L. C. y DURAIAPPAH, A. (2010): Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics*, vol. 69 (6): 1237-1244.
- PASOLAC (1999): *Guía técnica de conservación de suelos y agua*. Programa para la Agricultura Sostenible en Laderas de América Central-PASOLAC.
- PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S. y FERRARO, P. J. (2010): «Symposium: Environmental Quality and Economic Development Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?». *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 4, 2: 254-274.
- PERROT-MAITRE, D. (2006): *The Vittel Payments for Ecosystem Services: A «Perfect» PES case?* Londres, Reino Unido: Instituto Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo.
- PORRAS, I.; NEVES, B. y MIRANDA, M. (2006): *Developing markets for watershed protection services y improved livelihoods*. Technical trip report: Active Learning from Costa Rica's PES 5-12 de febrero de 2006. IIMAD, Londres.
- PORRAS, I.; GRIEG-GRAN, M. y NEVES, N. (2008): *All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries*. Londres: Instituto Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo (IIMAD).
- PRETTY, J. N.; NOBLE, A. D.; BOSSIO, D.; DIXON, J.; HINE, R. E.; PENNING DE VRIES, F. W. T. y MORISON, J. I. L. (2006): «Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries». *Environmental Science and Technology (Policy Analysis)*, 40 (4): 1114-1119.
- QUINTERO, M.; WUNDER, S. y ESTRADA, R. (2009): «For services rendered? Modelling hydrology y livelihoods in Andean payments for environmental services schemes». *Forest Ecology y Management*, 258 (9): 1871-1880.
- REVISTA SANEAS (2008): *Serviços Ambientais: Cuidando do Presente para Preservar o Futuro*. Año IX nº 28 Associação de Engenheiros da Sabespe
- ROSA, H.; BARRY, D.; KANDEL, S. y DIMAS, L. (2004): *Compensation for Environmental Services and Rural Communities: Lessons from the Americas*. Political Economy research Institute, Universidad de Massachusetts, Serie de documentos de trabajo 96.
- REAL SOCIEDAD DE LONDRES (2009): Reaping the Benefits: Science and the Sustainable Intensification of Global Agriculture
<http://royalsociety.org/Reapingthebenefits>

- SCIALABBA, N. E. H. y HATTAM, C. (eds). 2002. *Agricultura Orgánica, Ambiente y Seguridad Alimentaria*. Roma: FAO.
<http://www.fao.org/docrep/005/y4137s/y4137s00.htm>
- SOMMERVILLE, M. M., JONES, J. P.G. y MILNER-GULLAND, E. J. (2009): «A revised conceptual framework for payments for environmental services». *Ecology and Society*, 14 (2): 34
- STANTON, T.; ECHAVARRÍA, M.; HAMILTON, K. y OTT, C. (2010): *State of Watershed Payments: An Emerging Marketplace*. Ecosystem Marketplace, Washington DC.
- SUYANTO, S. (2007): *Lessons on the Conditional Tenure and RiverCare Schemes in Sumberjaya, Indonesia: Conditionality in Payment for Environmental Services*. Insight: Notes from the Field. Bangkok, Tailandia. RECOFTC, Centro Mundial de Agrosilvicultura (ICRAF) y Winrock International India (WII): 29-35.
- SWALLOW, B.; KALLESOE, M.; IFTHIKHAR, U.; NOORDWIJK, M. VAN; BRACER, C.; SCHERR, S.; RAJU, K. V.; POATS, S.; DURAIAPPAH, A.; OCHIENG, B.; MALLE, H. y RUMLEY, R. (2007): «Compensation and rewards for environmental services in the developing world: framing pan-tropical analysis and comparison. Centro Internacional de Investigación en Agroforestería (ICRAF)». *Documento de trabajo*, 32. Centro Mundial de Agrosilvicultura, Nairobi, Kenya.
- TEEB (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R. y POLASKY, S. (2002): «Agricultural sustainability and intensive production practices». *Nature*, 418: 671-677.
- VCS (2008a): *Tool for AFOLU Methodological Issues*. Norma voluntaria del carbono (VCS).
<http://www.v-c-s.org/docs/Tool%20for%20AFOLU%20Methodological%20Issues.pdf>
- (2008b): *Voluntary Carbon Standard Tool for AFOLU Non-Permanence Risk Analysis and Buffer Determination*.
<http://www.v-c-s.org/docs/Tool%20for%20AFOLU%20Non-Permanence%20Risk%20Analysis%20and%20Buffer%20Determination.pdf>
- VERCHOT, L. V. y PETKOVA, E. (2009): *The state of REDD negotiations: Consensus points, options for moving forward and research needs to support the process*. A background document for the UN-REDD sponsored support to regional groups. CIFOR, Bogor, Indonesia. http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/Papers/PVerchot0901.pdf
- WIDODO, R. H.; SUYANTO S.; VERBIST, B.; LUSIANA, B.; SUSANTO, S. y PURNOMOSIDHI, P. (2006): *Rewarding Communities for Keeping Rivers Clean? First Steps in a RiverCare Program in West Lampung- Indonesia*. Presented at International Symposium On Community Activities for the Conservation Of Water Environment, 8 de diciembre de 2006, Bangkok, Tailandia.

- WILKES, A.; JINGZHENG TAN y MANDULA (2010): «The myth of community and sustainable grassland management in China». *Journal Frontiers of Earth Science in China*, vol. 4, 1/marzo de 2010: 59-66.
- WOCAT (2007): *Where the Land is Greener - Case Studies y Analysis of Soil and Water Conservation Initiatives*. Worldwide, H. Liniger, Critchley W., Editor. 2007, World Overview of Conservation Approaches and Technologies, Bern.
- BANCO MUNDIAL (2008): Informe sobre el Desarrollo Mundial 2008. Agricultura para el desarrollo. Washington, DC, Banco Mundial y New York, USA, Oxford University Press.
- WUNDER, S. (2005): «Payments for environmental services: some nuts and bolts». *CIFOR occasional paper*, 42. Bogor, Indonesia: Centro Internacional de Investigación Forestal.
- WUNDER, S. y BÖRNER, J. Próximamente. Changing land uses in forestry y agriculture through payments for environmental services in Yu Hung-Hong *et al* (eds). *The Environment, Climate Change, and Land Policies*, Lincoln Institute, Cambridge (MA).
- WUNDER, S. y SANTIAGO, C. (2010): Ecosystem Marketplace News: Payments for ecosystem services: Scaling up...and down. Consultado en línea el 12 de julio en http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=7582§ion=news_articles&eod=1
- WUNDER, S.; ENGEL, S. y PAGIOLA, S. (2008): «Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries». *Ecological Economics*, vol. 65, 4, 1 de mayo de 2008: 834-852.
- WÜNSCHER, T.; ENGEL, S. y WUNDER, S. «Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits». *Ecological Economics*, 65: 822-833.
- ZILBERMAN, D.; LIPPER, L. y MCCARTHY, N. (2009): «Putting Payments for Environmental Services in the Context of Economic Development», in L.M. Lipper *et al.* (eds.): *Payment for Environmental Services in Agricultural Landscapes*, capítulo 2. Natural Resource Management and Policy. Springer Science, FAO Roma.

RESUMEN

Pagos por servicios ambientales: ¿qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?

Los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) son uno de los muchos y diversos instrumentos que pueden complementar y favorecer un entorno normativo propicio para la agricultura y el desarrollo rural sostenibles (ADRS). En la actualidad el papel de los programas de PSA a favor de la ADRS es bastante limitado. Recientes reseñas de literatura sobre las experiencias de los PSA destacan cuatro características principales de este tipo de programas que se están ejecutando en la actualidad: 1) la mayoría no demuestra adicionalidad y carecen de mecanismos de selección apropiados; 2) están diseñados con objetivos múltiples; y 3) siguen estando financiados en gran o total medida por el sector público. En el presente artículo argumentamos que un proceso de preparación de programas de PSA liderado por el sector público que incluya asociaciones con el sector privado es fundamental para materializar el potencial de este instrumento normativo a favor de la ADRS. Nuestro análisis indica tres importantes áreas en las que la inversión del sector público podría mejorar la capacidad de los programas de PSA para apoyar el desarrollo agrícola disponible: 1) Reducción de los costos de transacción y reproducción; 2) creación de un entorno normativo favorable; y 3) garantía de la equidad y aprovechamiento de múltiples beneficios. Aunque el potencial de cambio dentro de los sistemas de producción agrícola para generar servicios ambientales es considerable, la obtención de los beneficios de los programas de PSA requiere, casi siempre, que éstos sean implementados por un gran número de productores y en grandes superficies a fin de alcanzar economías de escala en los costos de transacción y la gestión del riesgo. Al mismo tiempo deben ser diseñados para favorecer la flexibilidad que exigen los modos de vida de las comunidades rurales.

PALABRAS CLAVE: Pagos por Servicios Ambientales, agricultura, desarrollo rural, economía de escala, equidad.

SUMMARY

Payment for Environmental Services: What role do they play in sustainable agricultural development?

PES is but one of many different instruments that can complement and stimulate an enabling policy environment for sustainable agricultural and rural development (SARD). Currently the role of PES programs in supporting SARD is quite limited. Recent surveys of the literature documenting PES experiences highlight four main features of such programs as they are currently being implemented: 1) most do not demonstrate additionality and suffer from a lack of appropriate targeting 2) most are designed with multiple objectives and 3) remain primarily or entirely funded by the public sector. In this paper, we argue that a public sector driven process of building PES program readiness that includes building partnerships with the private sector is key to realizing the potential of this policy instrument to support SARD. Our analysis indicates three important areas where public sector involvement could improve the capacity of PES programmes to support sustainable agricultural development: 1) Reducing transactions costs and fostering replication, 2) providing an enabling policy environment and 3) ensuring equity and capturing multiple benefits. While there is considerable potential for changes within agricultural production systems to generate environmental services, to realize their benefits PES programs will in many cases need to be implemented over large numbers of producers and areas to realize economies of scale in transactions costs and risk management. At the same time they must be designed to support flexibility required in livelihoods and equity issues in rural communities.

KEYWORDS: Payment for Environmental Services, agriculture, rural development, scale economics, equity.

Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México

CARLOS MUÑOZ-PIÑA (*)

MARISOL RIVERA (*)

ALFREDO CISNEROS (*)

HELENA GARCÍA (*)

1. EL PROBLEMA DEL AGUA Y LOS BOSQUES

Tener agua dulce en suficiente cantidad y calidad es uno de los retos más importantes de los países latinoamericanos. La inversión pública que realizan gobiernos nacionales y locales, tanto en drenaje, alcantarillado, presas y acueductos, como en plantas de potabilización y de tratamiento, todavía no garantiza el acceso al agua de toda su población. Según el *Millenium Development Goals Report 2010* (ONU, 2010), en el año 2008 cerca del 7 por ciento de la población de la región todavía no podía acceder a una fuente mejorada de agua; donde *mejorada* se refiere, de modo general, a tener fuentes de abasto protegidas, agua en calidad, cantidad y seguridad suficiente, y con un relativamente bajo costo de acceso en relación a los niveles básicos de consumo.

La población más pobre de Latinoamérica es la más vulnerable a la pérdida del capital natural (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por ejemplo, pocos centros de población rural cuentan con plantas potabilizadoras, y por lo tanto dependen del buen estado del bosque en su microcuenca para que haya agua de buena calidad para el consumo humano. Lo mismo ocurre con la reducción de la severidad de los desastres naturales, donde la infraestructura y el capital natural se complementan. El reconocimiento de estas relaciones existe tanto entre la comunidad científica como entre las comunidades rurales, y una parte importante de los habitantes urbanos. En este sentido,

(*) Instituto Nacional de Ecología. México.

Bonell y Bruynzeel (2005) han señalado el papel de los bosques de niebla juegan en la regulación de la disponibilidad de agua durante la época seca y Carrillo-Rivera *et al.* (2004) han identificado las tipologías forestales más importantes para la recarga de acuíferos. Estudios más recientes (por ejemplo Mokondoko, 2009) han relacionado la deforestación con la pérdida de calidad del agua superficial, y han cuantificado la relación que tiene ésta con el incremento de enfermedades gastrointestinales en diversas zonas de estudio.

Las causas de la deforestación en Latinoamérica son múltiples y muchas veces actúan de modo sinérgico. Entre ellas, la más importante es el cambio de uso del suelo realizado intencionalmente con el fin de obtener mayores ingresos del mismo, mientras que el papel de la tala ilegal y los incendios es relativamente menor (Angelsen y Kaimowitz, 1999; Deininger y Minten, 2002). El cambio de uso de suelo por parte de los propietarios de la tierra es más común en países y zonas de mayor densidad poblacional, como el centro de México y Costa Rica, donde la mayor parte de la tierra ya tiene derechos de propiedad bien establecidos. La invasión u ocupación de tierras, con la consecuente transformación del uso del suelo para consolidar derechos de propiedad, es más común en las fronteras agropecuarias de las grandes selvas y bosques que aún quedan en el continente, como la Amazonía, el Darién, el Petén y la selva Lacandona. La baja densidad poblacional de estas zonas, sin embargo, hace que los servicios hidrológicos tengan una menor importancia relativa que la que tiene la deforestación en la parte alta de las cuencas de las grandes ciudades latinoamericanas. La escala de la propiedad resulta también un factor clave en los procesos de deforestación. Por ejemplo, resulta poco rentable desarrollar silvicultura y actividades forestales en predios pequeños sin una estructura compleja de contratos, mientras que al mismo tiempo la pobreza de los propietarios y ocupantes de los bosques inclina la balanza económica hacia actividades agropecuarias de corto plazo por la tasa de descuento implícita (Guevara, 2003).

2. LA PROPUESTA: PAGAR POR LOS SERVICIOS AMBIENTALES

Como respuesta a los problemas de la escasez de agua y la deforestación, en varios países de Latinoamérica ha habido un rápido surgimiento de programas privados, públicos y mixtos donde los beneficiarios de los servicios hidrológicos de los bosques hacen transferencias económicas directas o indirectas a los propietarios de las zonas forestales que los proveen. Prácticamente todos los países latino-

americanos tienen ya en funcionamiento experiencias de pago por servicios ambientales (PSA) hidrológicos. En México, Costa Rica y Ecuador dichos proyectos coexisten con programas nacionales, mientras que Colombia y Perú tienen actualmente en discusión iniciativas para lanzar programas a escala nacional o subnacional. Por su escala, los programas de pagos por servicios ambientales en los estados amazónicos y atlánticos de Brasil, así como los de los estados de México y Veracruz en México, se enfrentan a retos similares a los programas nacionales. En la región se sigue con mucha atención el desarrollo de los programas, pues al tener condiciones sociales, económicas y políticas similares, los experimentos de política en unos países generan lecciones de política para todos.

Desde el punto de vista de la efectividad de las políticas públicas, quizá el elemento más importante de los PSA es su *condicionalidad*, particularmente atractivo para el caso latinoamericano (1). La condicionalidad implica recibir los pagos (incentivos económicos) en la medida que los participantes alcancen los objetivos determinados por el programa de PSA en cuestión. La condicionalidad representa pues, un contrato entre el proveedor de servicios ambientales y el que paga por éstos, en el cual el riesgo recae en los proveedores u oferentes del servicio. Es importante que el riesgo recaiga en los oferentes en cualquier relación contractual donde hay uno de estos tres elementos: acciones complementarias no observables por parte de ellos; dificultad para asignar responsabilidades en caso de fallas del acuerdo; o baja probabilidad de llevar a cabo realmente las consecuencias establecidas para los casos de no cumplimiento (2).

En el caso de los programas a escala nacional tanto de México, Costa Rica y Ecuador se escogió como objetivo de los acuerdos o contratos el mantener el uso del suelo forestal actual durante todo el período en que los pagos o compensaciones están ocurriendo. Sin embargo, el hecho de que mantener ese uso de suelo tenga beneficios ambientales a posteriori es una responsabilidad de la agencia gubernamental que identificó los predios como áreas clave para la provisión del servicio ambiental. El mismo tipo de objetivo directo ha sido también adoptado en otros lugares, como por ejemplo en la cuenca del río Mekong en Vietnam o las montañas de Kirguistán, por su facili-

(1) Otras políticas que regulan actividades forestales o subsidian actividades agropecuarias en zonas ya deforestadas con el fin de «quitar presión» al bosque, no necesariamente cambian la conducta de deforestar donde ya hay presión. Políticas como una mejor definición de derechos de propiedad, en cambio, son mencionadas como efectivas y básicas para que los incentivos funcionen (Kaimowitz, 2002; Muñoz-Piña, 2002).

(2) Este argumento lo formalizan los modelos llamados de agente-principal de la literatura económica (Laffont & Martimort, 2002).

dad de verificación. Gracias al uso de imágenes satelitales o fotografías aéreas se reducen los costos de monitorear el cumplimiento y se aumenta la transparencia, pero solo parece ser conveniente donde hay grandes superficies y/o áreas compactas, como en México. En lugares como Costa Rica, donde las superficies incorporadas son pequeñas y dispersas, el alto costo de monitoreo por hectárea los ha llevado a solo hacer verificación en campo.

En los lugares donde el problema ambiental es la degradación en vez de la deforestación del bosque, los indicadores de cumplimiento se vuelven más complejos y difíciles de verificar. Es cierto que todo contrato de PSA tiene un nivel mínimo de densidad forestal para considerar que se ha evitado la deforestación, y esto se mide remota o localmente; pero las mediciones de cambios graduales en densidad, así como otros indicadores de degradación (la biológica, por ejemplo), son más difíciles de estimar. Para ello, se requiere de visitas de campo regulares y aun así las dificultades de evitar cuestionamientos han hecho que los programas nacionales no lo hayan utilizado como tema de contrato más que en términos generales. Por ejemplo, en la carta de adhesión al programa de pagos por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) en México se pide «que la densidad forestal se mantenga igual o aumente».

Un elemento innovador de los programas de PSA en Latinoamérica es su fuente de financiamiento. Mientras los subsidios obtenidos del presupuesto general sufren la vulnerabilidad de los recortes o la pérdida de atención en el tiempo, los fondos para los PSA están siendo en muchos casos vinculados a la recaudación de los sectores más beneficiados por los servicios ambientales. En el caso de México, por ejemplo, la fuente inicial de financiamiento del PSAH comenzó siendo exclusivamente el cobro de los derechos federales por uso de agua, pero el éxito obtenido con el programa hizo que la administración entrante en 2006 comenzara a incrementar su presupuesto con los fondos generales. También son pagos por derechos sobre el agua la fuente de financiamiento de los programas a escala local en Quito (Ecuador), Heredia (Costa Rica) y en los municipios de Coatepec y Zapalinamé en México. Sin embargo, no siempre la relación entre pago por derechos y PSAH es tan directa. El PSA nacional de Costa Rica fue originariamente financiado mediante un aumento en la fiscalidad a los combustibles fósiles, y al cabo de los años se le fueron añadiendo donaciones internacionales, recursos fiscales generales, y más recientemente un monto etiquetado dentro del canon por agua, logrando así ligarlo a los beneficios locales.

El uso de instrumentos fiscales o esquemas de derechos para lograr cualquier objetivo de las políticas públicas se considera, a priori, una mala práctica fiscal pues resta flexibilidad a los gobiernos para asignar recursos según las prioridades y la rentabilidad social del momento. ¿Qué explica entonces el éxito de los mecanismos actuales para la asignación de fondos a los PSA en Latinoamérica? Suponemos que existen dos razones que pueden estar interactuando. En primer lugar, existe la necesidad de organizar y diseñar lo que en *teoría de juegos* se conoce como un *mecanismo de compromiso*; es decir, el gobierno desea mostrar señales de que tiene un serio compromiso de financiamiento de su PSA durante varios años y lo logra mediante la definición de instrumentos de financiación concretos y aparentemente perdurables. En México, el compromiso tomó dos formas: la primera fue la reforma a la Ley Federal de Derechos (LFD) para incluir la asignación de parte de la recaudación por agua para el PSAH. La segunda fue la creación del Fondo Forestal Mexicano (FFM), un instrumento financiero donde es depositado el monto total correspondiente a los 5 años completos de los contratos firmados en el año en curso y estos fondos son administrados anualmente a medida que se cumplen los objetivos de los participantes en el programa. El FFM es una señal de compromiso más que reciben los propietarios forestales, mientras que las reformas a la LFD son una señal orientada más a las organizaciones no gubernamentales y opinión pública que respaldan el programa. Aunque legalmente es posible revertir las reformas, o disolver el FFM, su existencia es ya señal suficiente. En el caso de Costa Rica, el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) cumple un papel similar, pero con menos fuerza. Todos los fondos gubernamentales que recibe en un año deben ser gastados ese mismo año, por lo que siempre depende de asignaciones presupuestales para cumplir sus compromisos multi-anales con los propietarios de bosques. Solo los fondos entregados vía donaciones privadas pueden ser manejados durante un período de varios años. Parte de la relativa debilidad institucional de FONAFIFO se ve reflejada en el hecho de que el Ministerio de Hacienda entrega recurrentemente fondos menores a los que especifica su legislación sin que se hayan generado problemas políticos significativos por ello (Pagiola, 2008). Esto es un ejemplo de ajuste «ex-post» sobre el mecanismo de compromiso, donde el tamaño del programa se reduce respecto a lo planteado originalmente por los legisladores.

La segunda razón subyacente en la asignación de fondos tiene que ver con la economía política relacionada con el aumento de impues-

tos. Cuando la opinión pública y los grupos de interés son particularmente fuertes en su oposición a cualquier incremento de la carga fiscal, una de las pocas razones para aceptarlo es que existe el compromiso para que la recaudación adicional sea canalizada total o parcialmente hacia algún rubro en el que éstos consideren que no se está gastando lo suficiente, por ejemplo en este caso, en la protección de los servicios ambientales. Esto no significa que los PSA sean solo un pretexto; son un objetivo real, pero ante la decisión de financiarlos reduciendo otros gastos, aumentando déficits u obteniendo recaudación adicional, esta última opción se ve políticamente más factible. Tanto en México como en Costa Rica, estas razones fueron importantes para el lanzamiento de sus programas nacionales y locales.

3. LA FOCALIZACIÓN

Una de las herramientas más importantes en el diseño de políticas públicas para aumentar la efectividad de un programa de inscripción voluntaria son los criterios y reglas para su *focalización* (Sen, 1996). Se logra a través de dos herramientas específicas: a) la *elegibilidad* para entrar al programa, y b) la *prelación* para ser aceptado cuando hay más solicitantes que fondos. En esta sección revisaremos la experiencia del PSAH en México, derivando de ahí lecciones para otros programas en Latinoamérica.

La focalización pretende lograr el mejor resultado en relación al objetivo último de las políticas públicas con un presupuesto dado. Para diseñar reglas sencillas que seleccionen el mejor conjunto de predios solo se requeriría información del valor ambiental de diferentes bosques y la presión que enfrentan a ser deforestados. Sin embargo, como advierten Engel *et al.* (2008), el hecho de asignar pagos genera un espacio de presión política para la búsqueda de rentas a través de variar los criterios de asignación. El argumento de estos autores es que lo indirecto de los servicios ambientales, más cuando los programas son a escala nacional, los hace particularmente vulnerables a este fenómeno.

Un elemento importante a tener en cuenta en el proceso y el análisis de la focalización es que los PSA por servicios hidrológicos acostumbran a tener pocos o incluso un único comprador de los servicios, generalmente el gobierno nacional o local. Esto genera lo que en la literatura económica se llama poder monopsónico, una forma de poder de mercado que consiste en la posibilidad de fijar los precios que se ofrecerán por el servicio ambiental (o su «proxy»),

tomando en cuenta cómo reaccionarán los potenciales ofertantes a este precio (3). El poder monopsónico le permite al comprador elegir el precio con el que obtendría mayores beneficios netos, y si puede diferenciar entre grupos, aplicarles diferentes precios. Poder determinar los precios es una de las herramientas más poderosas de la focalización pues permite obtener diferentes reacciones de los diferentes tipos de propietarios a los que se quiere influenciar.

A pesar de este potencial, la diferenciación de precios ha sido muy poco utilizada en los programas nacionales de PSA. La razón puede deberse a que hay presiones políticas de los propietarios forestales a tener precios únicos, o a que los funcionarios públicos buscan evitar críticas a la equidad del proceso (Muñoz-Piña *et al.*, 2006), sobre todo cuando la variable sobre la cual se quiere diferenciar los precios es algo no observable por los propietarios, como lo es el riesgo económico de la deforestación. Por ejemplo, en relación al PSAH en México, tras varios años en los que grupos internos y externos de investigación argumentaron este tema, se introdujo una primera diferenciación de precios de acuerdo al tipo de bosque y al riesgo de deforestación apenas en 2010, y esta de manera limitada a solo a un ecosistema.

3.1. Focalizando a través de elegibilidad

Acotar la superficie elegible tiene sentido desde el punto de vista de estrategia e implementación, sobre todo cuando los recursos son escasos. Sin embargo, desde el principio los programas se enfrentan a una continua tensión entre limitar el área y ampliarla, tensión que viene del cabildeo: de las presiones internas y externas por canalizar recursos hacia zonas específicas. La evolución de las Reglas de Operación del PSAH en México no han sido una excepción, y a lo largo de los años reflejan un continuo conflicto entre búsqueda de rentas y eficiencia en las políticas públicas.

Para el PSAH, la primera pieza de la focalización es limitar la elegibilidad en términos de territorio y actividad productiva. Solo los propietarios de bosques en un conjunto de zonas del país, las zonas elegibles, pueden enviar solicitudes de participación, y solo pueden solicitarlo para aquellas áreas de sus predios que no están bajo producción maderable, bajo el supuesto de que ya les generan ingresos suficientes para no querer cambiar el uso de suelo. Bajo presión de la

(3) Ver Carlton y Perloff (2004, capítulo 4). El poder monopsónico también puede operar a la inversa: el comprador puede fijar una cantidad a comprar, tomando en cuenta el precio al que los proveedores potenciales le venderían esa cantidad para encontrar la cantidad que maximizara sus ganancias netas.

industria se amplió después a la posibilidad de incorporar zonas que estuvieran bajo rotaciones largas dentro de los planes de manejo y en 2010 a zonas que tuvieran un «certificado» de buen manejo forestal, evidenciando de nuevo búsqueda de rentas por las certificadoras no gubernamentales.

También en los casos de los programas de PSA nacionales de Costa Rica y Ecuador se utiliza la idea de zonas elegibles. Esto se debe a que en los tres casos los programas no tienen suficientes fondos para incorporar toda la superficie forestal en el programa de conservación (4), por lo que buscan acotar zonas para tener intervenciones significativas, donde lo significativo se refiere tanto al servicio ambiental generado como a la visibilidad política del programa.

En la etapa de análisis y diseño del PSAH mexicano los tres servicios ambientales hidrológicos resaltados fueron: 1) la protección de las áreas de recarga de los acuíferos, 2) la protección de las cuencas donde había escasez de agua, y 3) la protección de áreas vulnerables a la inundación y otros desastres asociados a los eventos de precipitación extrema. Los tres servicios fueron descritos en la Ley de Desarrollo Forestal Sustentable y son la pieza más importante para definir elegibilidad. Por otro lado, para definir las zonas elegibles en el PSAH se combinaron criterios de importancia hidrológica, marginación y cercanía a centros urbanos que potencialmente podrían unirse al PSA. El problema es que cualquiera de estas características eran necesarias para conseguir la elegibilidad y no todas en su conjunto. Entre otras razones, esto conllevó a que ciertas zonas marginadas o cercanas a centros urbanos que no tienen ningún problema hidrológico pudieran resultar elegibles. A pesar de que este problema fue detectado en los análisis del Instituto Nacional de Ecología (INE) de México a partir de 2006, y presentado varias veces ante los comités de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), se rechazó la modificación de criterios para zonas de elegibilidad argumentando que el sistema de prelación corregiría las inconsistencias y que la agencia ganaba mayor aceptación política al darle la oportunidad a más áreas a participar en el programa.

La percepción de la necesidad de intervención es otro factor importante. Zonas con tasas altas de deforestación pueden ser una señal de alerta para agencias gubernamentales y llamar la atención del público y con esto atraer estas zonas al programa. Esto podría explicar el hecho de que Robalino *et al.* (2008) hayan demostrado que la zoni-

(4) Aunque en el caso de Costa Rica el programa de PSA puede cubrir cerca del 70 por ciento de la superficie forestal (Pagiola, 2008), por lo que la necesidad de prelación es menos evidente.

ficación del PSA costarricense en el año 2000, basada en un reporte nacional sobre prioridades de biodiversidad, tuviera una mejor focalización respecto al riesgo de deforestación, comparada con el mismo programa en los 3 años anteriores. Algo similar puede estar ocurriendo en el programa Socio-Bosque de Ecuador, donde en 2008 la elegibilidad se limitó a dos provincias, ambas con problemas de deforestación en bosques nativos resaltados recientemente por los medios de comunicación nacionales. En México no ocurrió así. El grado de riesgo de deforestación no entra en la etapa de elegibilidad, y hasta ahora solo ha desempeñado un papel relativo en la etapa de prelación de solicitudes que provienen de las zonas elegibles.

Hay otras dimensiones de elegibilidad. En México y Ecuador también se limita de acuerdo a variables ecosistémicas: solo propietarios de bosques *nativos* (i.e. no plantaciones ni especies introducidas) pueden participar. La elegibilidad en Ecuador se ha ido ampliando con el tiempo hacia otras zonas y otros ecosistemas, como el páramo, mientras en México la discusión comienza sobre la inclusión de vegetación costera, como los manglares, que enfrentan presiones por los desarrollos turísticos.

En los casos locales (5) de PSA tanto en Costa Rica, Ecuador y México la elegibilidad consiste en limitar la validez a los bosques de la microcuencas que abastecen a las poblaciones en cuestión; esto es hidrológicamente efectivo aun cuando se ignoren los efectos a mayores escalas. Como además, en casos como Coatepec y las ciudades andinas, las fronteras políticas locales coinciden aproximadamente con las microcuencas, los incentivos políticos están alineados con los incentivos ambientales. Si bien en este artículo nos referimos principalmente a los casos nacionales, haremos referencia a los casos locales para ilustrar algunos de los aspectos donde el contraste sirva para entender mejor algunas cuestiones de los primeros.

3.2. Focalizando a través de la prelación

Cuando dado un determinado pago ofrecido por hectárea hay más solicitudes presentadas para participar en el programa por parte de

(5) La literatura sobre PSA (por ejemplo Engel et al., 2008) utiliza el concepto de esquemas «financiados por los usuarios» de manera similar a la que nosotros usamos la categoría «local», y se utiliza el concepto de esquemas «financiados por el gobierno» de la misma manera que nosotros utilizamos la categoría «nacional». Creemos que nuestra categorización es más clara para este argumento pues los gobiernos, nacionales o locales, son usuarios de los servicios ambientales en el sentido de que son responsables de la entrega de agua en cantidad y calidad adecuadas. La clasificación de local, por municipios o microcuencas, habla de externalidades muy directas y en distancias cortas, mientras la clasificación de nacional, incluye los efectos de sistemas recaudatorios y administración de pagos a nivel de país, además cubriendo las externalidades entre cuencas y acuíferos.

propietarios forestales que fondos disponibles, la agencia implementadora tiene dos opciones. Una es reducir el pago hasta que el presupuesto y el monto total de las solicitudes se equiparen. El problema en este caso es que los montos son políticamente difíciles de reducir en cualquier programa una vez que éste es lanzado. Por lo tanto, la segunda opción es la más utilizada: establecer un sistema de prelación de solicitudes donde se califican las solicitudes de acuerdo a un conjunto de criterios transparentes, con una métrica para ordenarlos según la prioridad de aprobación.

Es importante señalar que, en primer lugar, hay que vencer obstáculos políticos para establecer sistemas de prelación. Siempre que haya un exceso de solicitudes habrá una decisión sobre quienes podrán participar, y si esta decisión queda a discreción del funcionario público que la revisa se abre un espacio a la corrupción o el corporativismo, donde se intercambia dinero o respaldo político individualizado a cambio de ser favorecido por el programa.

No todo está resuelto al establecer los sistemas de prelación o calificación. Aun con criterios técnicos para la evaluación de solicitudes, no necesariamente éstos se corresponden con los objetivos de política declarados por el programa. También en este proceso hay búsqueda de rentas, como discutimos a continuación.

3.3. El PSAH y su sistema de puntos

El que los servicios ambientales sean de definición difusa y difícil medición deja un gran margen de maniobra a los gobiernos que los compran. Pueden incorporar diferentes predios y el valor ambiental de hacerlo solo se conoce en el largo plazo. De hecho, ni México ni Costa Rica tienen construido un sistema de monitoreo sobre los efectos hidrológicos de sus programas y es solo por esfuerzos específicos de centros de investigación que se recolecta información para algunas zonas determinadas. Este margen de maniobra puede ser bien utilizado, usando la mejor información de acuerdo al estado del conocimiento científico, pero también puede abrir la puerta a un cabildeo intenso por parte de los grupos de interés para favorecer a predios específicos, en detrimento de la efectividad del programa en su conjunto. Engel *et al.* (2008) mencionan este problema como una debilidad inherente de los PSA de escala nacional. Argumentan que cuanto menor sea la escala del programa y más directa sea la relación con el beneficiario del servicio ambiental, más se estará corrigiendo este sesgo. Si bien no hay pruebas empíricas de este último argu-

mento, existe evidencia de que los esquemas nacionales de PSA tienen fallas en su focalización.

En el caso del PSAH mexicano se pueden distinguir tres períodos en la estrategia de focalización. El primer período abarca desde el lanzamiento del programa en 2003 hasta 2005. Durante este período prevaleció un sistema de asignación «ad-hoc» que combinaba un reparto proporcional por estados de acuerdo a la proporción de solicitudes, la fecha de recepción de la solicitud y un indicador genérico de importancia hidrológica. El segundo período comienza en 2006 cuando el trabajo conjunto del INE, la CONAFOR y el Banco Mundial muestra los problemas de focalización y se decide introducir un sistema formal de prelación con los criterios objetivos de asignación mediante un sistema de puntos. Las solicitudes con más puntos serían aprobadas primero y se va en orden descendiente hasta que se agota el presupuesto. El debate se trasladó entonces a la definición de los criterios con los que se podrán acumular puntos, y cuántos puntos se otorgarían.

Este proceso, más objetivo y muy útil para la focalización, no estuvo exento de presiones de grupos de interés, dentro y fuera de la burocracia. Al cabo de 4 años la discusión técnica y el cabildeo externo e interno habían llevado a la inclusión de un número creciente de criterios a calificar dentro de las reglas de operación del PSAH. Se pasó de nueve criterios en 2006 a un total de 26 en 2010. Y el problema no resultó ser el número de variables, sino el tipo y la forma en que se habían de combinar. En este caso se mezclaron al mismo nivel criterios primarios (hidrología, presión a la deforestación), criterios sociales (pobreza, género, etnicidad), y criterios secundarios (administrativos, participación en otros programas, etc.), todos con pesos similares.

La inclusión de nuevos criterios resultó útil en cierta medida. En 2007 se incluyó el indicador de la presión económica a la deforestación, en 2008 se incorporó un indicador de la escasez de agua superficial y para 2011 está planeada la inclusión de bosques protectores en zonas de alta vulnerabilidad a desastres naturales. El problema es que los objetivos secundarios han crecido más que los primarios (cuadro 1) y el peso de estos últimos ha bajado consecuentemente, volviéndose, irónicamente, los criterios secundarios los predominantes, alcanzando a ser más de 2/3 de la calificación total.

El bajo peso relativo de los criterios relacionados con los objetivos de política ambiental tiene sus consecuencias. El cuadro 2 analiza la diferencia entre las solicitudes presentadas y aprobadas en 2008. Estas se clasifican de acuerdo a cuantos criterios primarios cumplen. Se observa que hay una gran cantidad de predios ambientalmente

Cuadro 1

PORCENTAJE DE PUNTOS TOTALES QUE UNA SOLICITUD PSAH PUEDE OBTENER

Criterios	2006	2007	2008	2009	2010
Primarios: (importancia hidrológica y probabilidad de deforestación)	44%	37%	29%	25%	19%
Secundarios:	56%	63%	71%	75%	81%
<i>Sociales</i>	22%	19%	13%	11%	12%
<i>Administrativos</i>			3%	2%	8%
<i>Otros programas forestales</i>	11%	26%	27%	36%	37%
<i>Otros programas ambientales</i>	22%	19%	29%	26%	23%
Máximo de puntos	45	54	70	81	106
Mínimo de puntos	15	18	28	23	26
Número de criterios	9	12	17	21	26

valiosos rechazados mientras predios de mucha menor importancia ambiental son aceptados. Esta evidencia pone de manifiesto las oportunidades desaprovechadas por las fallas en el sistema de focalización. Para corregirlo se inició un proceso de revisión de las reglas del programa para 2011.

Cuadro 2

COMPARACIÓN DE PREDIOS SOLICITANTES Y ACEPTADOS. PSAH 2008

Max número de criterios primario+social* con que cumple la solicitud	Predios solicitantes válidos 2008	Predios aceptados 2008	Predios que hubieran sido aceptados si solo criterios primarios y sociales se hubieran considerado (aprox)
1	3,171	666	0
2	2,090	432	982
3	171	59	171
4	5	1	5

* Se toman como criterios primarios+sociales a: *Escasez de agua; algún grado de sobreexplotación del acuífero, riesgo de deforestación alto o muy alto (i.e.: índice de presión económica a la deforestación); y grado de marginación alto o muy alto.* Los predios solicitantes aquí contados fueron rechazados en el proceso de calificación, no por razones administrativas.

En comparación, no hay sistema de prelación de solicitudes del programa de PSA en Costa Rica. Las solicitudes completas son aceptadas en el orden en que fueron presentadas. No influyen ni el valor ambiental relativo del predio ni el riesgo relativo de deforestación. Robalino *et al.* (2008) concluyen que, de haberse introducido un criterio de selección que reflejara este riesgo, la deforestación evitada

por el programa sería mucho mayor; se hubieran inscrito más predios donde el pago hubiera creado una mayor diferencia en la decisión real. Por otro lado, el Programa *Socio Bosque* de Ecuador, lanzado en 2008, tiene la ventaja de poder tomar en cuenta algunas de las lecciones aprendidas en México y Costa Rica para mejorar su diseño. Una de ellas fue darle un papel importante al indicador de riesgo económico de deforestación para la prelación de solicitudes, el cual junto a la pobreza de las poblaciones alrededor de la zona propuesta y el grado de representatividad del bosque en el sistema de áreas naturales protegidas, forman los tres criterios utilizados para calificar las solicitudes.

3.4. Focalización y costos de oportunidad

Por el hecho de ser voluntarios, los programas de PSA hacen preguntarse a los propietarios elegibles si obtendrían mayores beneficios de la conservación o del cambio de uso de suelo. Evidentemente, no es lo único que se plantean, pero no es cuestión baladí. Estos ingresos agropecuarios que potencialmente se «sacrificarían» se conocen en la literatura económica como *costo de oportunidad*, y varían de productor a productor y de región a región. En algunos casos pueden ser cero si la actividad forestal es su mejor opción, por baja que sea. La decisión de cuánto pagar en los PSA debe pues tomar en cuenta la distribución de costos de oportunidad que enfrentan los propietarios de bosques, pues de eso dependerá la respuesta que tengan a los programas.

El problema para focalizar recursos es que hay *información asimétrica*: los compradores de servicios ambientales no conocen de inicio el costo de oportunidad de los diferentes bosques propuestos. Para solucionarlo, tanto México y Ecuador introdujeron el uso de *índices de riesgo económico de deforestación*, que reflejan la probabilidad de que un predio o hectárea en particular sea deforestado en un futuro cercano, basándose en la correlación entre variables económicas y deforestación observada en el pasado. En el caso de Ecuador es un indicador sencillo con una o dos variables relacionadas con la accesibilidad a mercados, mientras que en México se usa un vector de al menos diez variables pero que cumple el mismo propósito: es un indicador del costo de oportunidad. Costa Rica también ha considerado utilizar un índice así para focalizar mejor su programa (Robalino *et al.*, 2008) ante la evidencia de que se estaban realizando pagos en predios con poco riesgo base de deforestación. En todos estos casos, aceptar en el programa los predios con más alto índice de ries-

go de deforestación dentro de las solicitudes que se reciben podría maximizar el efecto final de la deforestación evitada por medio de los pagos.

El cuadro 3 presenta información para el caso de México respecto al poder de predicción de estos índices. La versión 1.0 del *Índice de Presión Económica a la Deforestación* (Muñoz-Piña *et al.*, 2010) que desarrolló el INE utiliza datos del período 1993-2000 para predecir la probabilidad de deforestación para los bosques en el período 2000-2007. El índice está basado en el valor esperado para los bosques existentes que resulta de los coeficientes estimados de un modelo de variables cualitativas dependientes, del cual la deforestación es la variable explicada y las variables socioeconómicas y biogeográficas son las variables explicativas. Usando la división de este índice en quintiles se pueden notar diferencias importantes entre los dos quintiles clasificados como de *Alto y Muy Alto* riesgo, deforestación de 3 y 8 por ciento en el período respectivamente, con los de *Bajo y Muy Bajo* riesgo, que tuvieron una deforestación igual o menor a 1 por ciento en ese mismo período. La conclusión es que una modificación de reglas, de este u otros programas, que focalice las acciones de conservación sobre el quintil de bosques en más alto riesgo tendrá mucho mayor efecto en reducir la deforestación que hubiera ocurrido.

Cuadro 3

RELACIÓN ENTRE ÍNDICE DE PRESIÓN ECONÓMICA A LA DEFORESTACIÓN (v1.0: 1993-2000)
Y LA DEFORESTACIÓN REALMENTE OBSERVADA EN EL PERÍODO 2000-2007

Cambio observado 2000-2007	Índice de Riesgo de Deforestación					Totales
	Muy bajo	Bajo	Medio	Alto	Muy Alto	
Deforestación	0%	1%	2%	3%	8%	3%
Degradación	2%	3%	3%	3%	2%	3%
Sin Cambio	96%	94%	92%	90%	86%	92%
Regeneración	1%	1%	2%	2%	3%	2%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Fuente: elaboración propia (INE).

3.5. Resultados de la focalización

Hay dos formas de medir los resultados de un programa de PSA. La primera es ver cuáles son los bosques incorporados y que tan valiosos son éstos en términos ambientales y sociales. La segunda es medir el

efecto que han tenido en reducir la deforestación en esas zonas. El cuadro 4 muestra lo primero: las características de los predios incorporados al PSAH. En esta interacción entre elegibilidad y prelación, el patrón observado sugiere que el sistema de calificación de solicitudes a partir de 2006 tuvo ventajas importantes. Hay un incremento significativo en la incorporación de predios forestales ubicados en zonas de muy alta marginación y en predios con alto o muy alto riesgo de deforestación, dos variables no necesariamente presentes simultáneamente. Sin embargo, hacia el final de la década, la introducción de otros criterios va diluyendo estas ganancias en focalización. Es importante recordar que los criterios de elegibilidad y prelación interactúan con la promoción y conocimiento del programa por parte de los usuarios.

Cuadro 4

PORCENTAJE DE LAS HECTÁREAS BAJO PSAH QUE ESTÁN EN ZONAS
CON ESTAS CARACTERÍSTICAS

	Año en que los predios son incorporados						
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Recarga de acuíferos sobreexplotados	10%	14%	37%	38%	18%	15%	18%
Riesgo Alto y Muy Alto de Deforestación	10%	28%	19%	16%	33%	32%	23%
Muy Alta Marginación de la población	25%	22%	27%	36%	50%	39%	40%
En parte alta de cuencas con fuerte escasez relativa de agua	15%	40%	37%	28%	19%	16%	17%

4. NIVEL DE PAGOS Y COSTOS DE OPORTUNIDAD

Las estructuras de precios de los PSA en Latinoamérica son generalmente sencillas, con pagos fijos por hectárea y pocas categorías diferenciando estos montos. En años recientes se han observado algunas variaciones del mismo sistema, ya sea diferenciando los montos pagados por hectárea de acuerdo al tipo de ecosistema como en el caso del PSAH de México, o diferenciando pagos de acuerdo al tamaño del predio inscrito en el programa, como en el caso de Ecuador. Sin embargo estos cambios han sido insuficientes para reconocer uno de los aspectos más importantes respecto a la eficiencia y efectividad de los programas de PSA: no todos los bosques tienen el mismo costo de oportunidad.

El problema de estas estructuras simples es que desaprovechan el poder de mercado que tendrían los gobiernos nacionales a la hora de pagar diferentes montos de acuerdo al costo de oportunidad. Esto funcionaría como lo que la literatura económica define como *discriminación monopsonica de precios de 3^{er} grado* (Carlton & Perloff, 2004). Separando mediante el «proxy» de índice de riesgo aquellos bosques con alto costo de oportunidad, se les atrae a éstos al programa de PSA en mayor medida gracias a ofrecerles un pago más elevado, sin por ello tener que pagarles más a aquellos bosques con bajos costos de oportunidad. Esto, comparando con el esquema de un precio fijo por cada hectárea que participe en el programa y que no distingue niveles de riesgo de deforestación, permitiría ampliar la superficie de bosques donde la deforestación sería evitada de forma real, dado un mismo presupuesto.

Ha habido intentos de reforma, pero se han encontrado con barreras de entendimiento y política. En el caso del PSAH, los grupos de investigación del INE y el Banco Mundial habían señalado en las revisiones al PSAH de 2008 y 2009 que el índice de riesgo de deforestación, además de utilizarse para la prelación de solicitudes, debería también usarse para diferenciar montos pagados y así atraer más predios en mayor peligro de cambio de uso de suelo. Para la convocatoria 2010 del PSAH el nuevo director de CONAFOR en efecto solicitó que se llevara a cabo una diferenciación de precios por costo de oportunidad. Sin embargo, esta instrucción fue distorsionada en el último momento por los mandos medios de la institución (ver cuadro 5) quienes lanzaron la convocatoria solo diferenciando por riesgo de deforestación en el caso del bosque mesófilo de montaña, mientras que en el resto solo diferenciaron por tipo de ecosistema (6). Se reflejó así una limitada perspectiva de ingeniería forestal donde solo el valor de la madera del bosque importa, y tal vez también respondiendo a negociaciones con grupos de interés.

En el caso del Programa Socio-Bosque ecuatoriano se utilizó una variación de la regla de diferenciación de precios. En este caso el monto por hectárea varía de acuerdo al total de la superficie ofrecida. La regla que surgió tiene similitudes con lo que la literatura económica se conoce como modelos de *discriminación monopsonica de precios de 2^o grado* donde el comprador también ofrece distintos precios, pero no por el tipo de propietario, sino por el volumen de bien o ser-

(6) El pronto reconocimiento en México del mayor valor ambiental de los bosques mesófilos de montaña tiene que ver con los estudios en la región sobre su papel en la captación del agua contenida en la niebla para los flujos de agua superficial (Bonell y Bruynzeel, 2005).

Cuadro 5

ESTRUCTURA DE LOS PAGOS POR HECTÁREA DEL PSAH EN MÉXICO

Tipo de ecosistema	Pago ha/año (precios base 2003, en euros*)			
	2003-2007	2008-2009	2010	
			Muy alto Riesgo de Deforestación	Alto, Medio, Bajo (y muy bajo) Riesgo de Deforestación
Bosque Mesófilo de Montaña	22	21	64	40
Selva Alta Perennifolia	16	16	32	
Bosque de Coníferas			22	
Selva Mediana y Selva Baja				
Bosque de Encino				

* El tipo de cambio que se toma es el de \$17.3 pesos mexicanos por euro (referencia de tipo de cambio: oct 2010).

vicio ofrecido, aprovechando las diferentes elasticidades de oferta a diferentes volúmenes para aumentar sus ganancias netas.

La idea de diferenciar por volumen surgió al estar compartiendo experiencias entre México y Ecuador y notarse la desigualdad de pagos totales que habría en este último país si se adoptara la regla de pagar un solo precio por tipo de ecosistema; la desigualdad de la propiedad forestal es mucho mayor en Ecuador que en México o Costa Rica. Mientras que en las zonas costeras y andinas de Ecuador las propiedades forestales tienden a ser de tamaños pequeños, según nos acercamos a la Amazonía, mayores van siendo los predios, siendo las diferencias de varios órdenes de magnitud. La solución al problema fue entonces crear una estructura *no lineal* de precios (cuadro 6) para hacer rendir más el presupuesto y no hacer transferencias tan desiguales. De esta manera, al ofrecer más superficie, un propietario individual o colectivo siempre estaría obteniendo un mayor ingreso, pero el incremento en el pago no sería tan grande como el incremento en superficie. Si bien esta discriminación de precios tiene como objetivo principal lograr la percepción política de transferencias menos desiguales, podría tener algunos efectos en eficiencia si el costo de oportunidad estuviera inversamente correlacionado con el tamaño del predio ofrecido. En las reuniones mencionadas los funcionarios ecuatorianos argumentaron que ese era el caso: los costos de oportunidad promedio eran mayores en las zonas andinas y costeras con predios pequeños que en las grandes extensiones de la ceja de selva y la Amazonía. Sin embargo, como no existe todavía evidencia empírica que permita comprobar que esta correlación existe,

la cuestión sobre la eficiencia y eficacia de este tipo de esquemas diferenciados para evitar mayor deforestación continua por resolver.

Cuadro 6

ESTRUCTURA DE PRECIOS POR HECTÁREA DEL PROGRAMA SOCIO BOSQUE, ECUADOR

Superficie	Monto del pago US\$ x ha
Primeras 50 ha	\$30
Siguientes 50 ha	\$20
Siguientes 400 ha	\$10
Siguientes 4.500 ha	\$5
Siguientes 5.000 ha	\$2
Resto de las ha	\$1

Fuente: Programa Socio Bosque, 2009.

4.1. Evitando la deforestación

Los resultados de un programa de PSA no pueden medirse solo a través del nivel de pagos entregados. Es necesario saber cuál es la diferencia en el comportamiento de los propietarios forestales respecto a detener la deforestación. Lo más sencillo sería reportar cuántos predios inscritos en los programas fueron deforestados. Serán pocos si las agencias implementadoras han tenido éxito en hacer cumplir las condiciones del acuerdo. Sin embargo, la verdadera prueba del efecto del programa requiere construir el *contrafactual* (Morgan & Winship, 2007): *¿cuántas hectáreas se hubieran deforestado sin la presencia del programa?* Este tipo de evaluación no es común en las políticas públicas en Latinoamérica, excepto para las políticas de reducción de pobreza. Para los casos de los programas nacionales de PSA en Costa Rica y México ya hay algunas respuestas.

La fuente de información para construir el *contrafactual* son los predios que no han participado en el programa. Sin embargo, dado que son programas voluntarios, y que tienen proceso de selección entre interesados, la medida de comparación no puede ser la tasa media de deforestación del resto del país o región. Es muy probable que los bosques participantes sean diferentes al resto y por lo tanto las conclusiones usando solo estos últimos estarían sesgadas. Para Costa Rica, Robalino *et al.* (2008) construyen una base de datos en la que combinan predios con PSA y construyen «gemelos estadísticos» a través de

la técnica del pareo de acuerdo al *índice de propensión* (*Propensity Score Matching*). La tasa de deforestación esperada para los predios inscritos en PSA es de 0,4 por ciento anual para el período 2000-2005, pues esa es la tasa que tienen sus predios pareados, y al encontrar que no se deforestaron esta misma es la tasa evitada. Al comparar con el período 1997-2000, utilizando el mismo método, se encuentra un avance significativo del programa, pues la deforestación evitada en ese primer período habría sido de solo solo 0,08 por ciento anual. Pfaff *et al.* (2006) encuentra un efecto similar. Lo bajo de las tasas de deforestación evitada se debió a que se habían invitado a participar y se habían seleccionado predios que realmente tenían muy poco riesgo de deforestación de inicio. Lo que no resuelven los autores, sin embargo, es si el cambio fue a propósito o una casualidad afortunada del cambio de áreas de atención. Por el contrario Tattenbach *et al.* (2006) encontró un nivel significativamente mayor respecto a la deforestación evitada al menos en la Cordillera Central. Es necesario pues profundizar en la investigación para esclarecer esta discrepancia.

Para el caso del PSAH en México hay dos evaluaciones. En la primera, Alix-García *et al.* (2010) utiliza, al igual que en el caso de Costa Rica, la técnica de pareo en base a un índice de propensión a nivel predio, y en este caso se controla además por el efecto de las variables no-observables a través de utilizar como comparación propiedades que solicitaron entrar al programa pero no fueron aceptadas por razones administrativas. Se estudia la cohorte 2004 de propiedades que entra al PSAH en cuanto a su deforestación 2003-2007. Los resultados estiman que entre 10 y 12 por ciento menos predios tuvieron algo (cualquier nivel) de deforestación. Además, dentro de las propiedades asociadas a la deforestación, encuentran que el área total deforestada hubiera sido 10 por ciento mayor de no haber recibido los pagos. El segundo estudio, realizado por el INE (Muñoz-Piña *et al.*, 2010), analiza la deforestación entre 2000 y 2007 utilizando los inventarios forestales nacionales. En este caso el análisis se hace a nivel de pixel, lo que permite la expresión espacial de los resultados e incluir un mayor número de variables explicativas. El INE ha analizado las cinco primeras cohortes anuales de predios que se incorporaron en el programa entre 2003 y 2007, e incluimos tanto el efecto de políticas públicas que inhiben la deforestación (i.e. áreas naturales protegidas, PSAH), como el efecto de políticas públicas que inducen a la deforestación (i.e. subsidios a la ganadería). En el primer acercamiento medimos los efectos directos, sin compensar por el sesgo de autoselección, y el resultado es que, mientras que la tasa de deforestación de los predios participantes fue de 0,6 por ciento en

ese período de siete años, en promedio con 2,8 años de estar participando en el PSAH, para predios estadísticamente equivalentes la tasa hubiera sido de 1,56 por ciento. El efecto es muy similar cuando en una segunda etapa se utiliza una muestra pareada para hacer una corrección de la posible autoselección, lo que en nuestro caso se hizo también través del método de pareo por índice de propensión a nivel pixel. Los predios equivalentes hubieran tenido una tasa de deforestación de 1,58 por ciento.

Ambos resultados nos indican que el efecto específico del programa PSAH es una reducción de un punto porcentual, es decir $5/8$ de la deforestación de este tipo de predios, lo que fue alcanzado con tan solo la mitad del tiempo recorrido por el acuerdo. En términos absolutos representan 17,5 mil hectáreas no deforestadas y más de tres millones de toneladas de carbono no emitidas. Extrapolando, encontramos que, si esos bosques hubieran estado inscritos durante todos los siete años observados, hubieran tenido una reducción de $6/7$ de su deforestación; una deforestación evitada de 20,3 mil hectáreas.

Pero el efecto promedio oculta uno de los fenómenos más importantes. Mientras que para el quintil de hectáreas con mayor índice de riesgo de deforestación, la tasa de esperada era de 9 por ciento y bajó gracias al PSAH a ser menos de 2,4 por ciento, para el quintil de más bajo riesgo este cambio es mínimo, solo pasa de 0,24 por ciento a 0,23 por ciento. Esto demuestra que, al igual que el caso de Costa Rica, la clave de la efectividad del programa está en la focalización de los pagos a las zonas bajo mayor presión económica al cambio de uso de suelo. Esos 7 puntos porcentuales reducidos en la tasa de deforestación del quintil de predios en mayor riesgo son el gran aporte del PSAH.

Es cierto que hay una correlación entre riesgo de deforestación y costo de oportunidad de la tierra. En general predios con mayor riesgo de deforestación requerirían de mayores montos de pago para estar interesados en participar. Sin embargo, aun con los niveles de pago actuales, algunos cambios en las reglas de los programas ya pueden atraer más predios con alta presión económica sobre la deforestación. Por ejemplo, en el año 2000 el programa costarricense de PSA tuvo un cambio de enfoque y reglas y así pudo atraer predios con 5 veces más riesgo de deforestación que en el período anterior. Lo mismo puede afirmarse en el caso del PSAH en México donde el trabajo de García *et al.* (2010) (7) muestra que en la convocatoria 2008 del PSAH hubo más de 100 solicitudes con al menos un criterio de importancia hidrológica y alto o muy alto riesgo de deforesta-

(7) *Misma información que se utiliza para el cuadro 2.*

ción (13 por ciento del total) que no fueron aceptadas, aceptándose en cambio cerca de 100 solicitudes que no cumplían ninguno de esos criterios ni estaban en riesgo significativo de cambio de uso de suelo, solo por el efecto perverso de un diseño que le da mucho peso a criterios «secundarios» tales como la entrega temprana de solicitudes o la participación del propietario forestal en programas forestales no conectados con la relación bosques-agua (biodiversidad, incendios, certificación, etc.), ambos elementos siendo importantes para elementos de la burocracia de CONAFOR y algunas de las empresas y organizaciones que cabildean en el Comité Consultivo del programa (8). Hasta 2010 se había seguido la dinámica de apoyar a todos los interesados a través de aceptar todos los criterios adicionales sugeridos como «sumándose» a la cuenta final, sin reconocer que efectivamente se estaban diluyendo los criterios primarios del programa.

Una estructura de prelación lexicográfica, es decir una donde primero se elijan todos los predios de alta importancia hidrológica y dentro de ellos en orden descendiente de riesgo de deforestación, podría solucionar el problema de combinar criterios primarios con secundarios. Esta propuesta se hizo en 2010 pero el equipo técnico de CONAFOR la rechazó por percibirla como «inequitativa» (*sic*). El INE volverá a explicarla para que se entienda mejor, y solucionar sus inquietudes, pero como segunda mejor opción concentrará sus esfuerzos en convencer a la CONAFOR de que entonces sería deseable incrementar significativamente el peso de los criterios primarios.

5. CONCLUSIONES

Los casos latinoamericanos nacionales de programas de pago por servicios ambientales hidrológicos son una innovación en políticas públicas forestales y ambientales por dos razones: en primer lugar, porque articulando la demanda resuelven problemas de presupuesto al obtener fondos cobrando directamente o indirectamente a los beneficiarios de dichos servicios, mientras que, en segundo lugar, tienen el potencial de alcanzar altos niveles de cumplimiento gracias a que utilizan convenios con pagos condicionales. Sin embargo, además de los retos de instrumentación, el éxito de los programas

(8) En la estructura de división CONAFOR es quien redacta las reglas de operación finales, tomando en cuenta las opiniones del Comité Técnico del programa, compuesto por representantes de sus diversas áreas internas y las agencias federales encargadas de agua y conservación, y las de su Comité Asesor, compuesto por representantes de organizaciones de propietarios forestales y organizaciones ambientalistas no gubernamentales, quienes solo requieren solicitar participar para entrar. También toma en cuenta las revisiones externas de donantes y financiadores del programa como el Banco Mundial.

depende de que su diseño resuelva dos preguntas: cuánto pagar y cómo seleccionar los predios participantes. La lección aprendida más importante es que, dada una misma importancia hidrológica, es crucial la focalización hacia los bosques en los lugares con mayor presión económica a la deforestación, los cuales por tener un mayor costo de oportunidad requieren de montos mayores que el resto para interesarse en participar.

El análisis del caso de México, apoyado en comparaciones con los casos de Ecuador y Costa Rica, muestra que hace falta crear estructuras de precios y procesos de selección que tomen en cuenta la distribución de costos de oportunidad de los bosques. Las evaluaciones cuantitativas muestran que la deforestación evitada tanto en México como en Costa Rica no ha sido tan grande como hubiera podido ser precisamente por fallas o ausencias en las reglas de operación de sus programas. Son necesarios cambios en estas reglas si se quiere atraer y elegir a más predios de alto valor ambiental que estén en mayor riesgo de cambio de uso de suelo. Tener predios sin una de estas dos características, o ninguna de ellas, representa un uso ineficiente de lo recaudado y no cumple con lo que los usuarios de servicios ambientales creen estar pagando. Una buena focalización puede producir un efecto significativamente mayor dada una misma cantidad de fondos.

Estos resultados e ideas han sido discutidos tanto en México como en Costa Rica y Ecuador. En el PSAH mexicano la respuesta ha sido algunos cambios en las reglas de operación a lo largo de los siete años del programa. Ecuador pudo diseñar su programa ya tomando en cuenta las lecciones de los dos primeros países. Sin embargo, lo que observamos en los tres países es que, a pesar de lo innovador y adaptable de sus programas, las ventajas del poder de compra de servicios ambientales por los gobiernos nacionales no han sido aprovechadas cabalmente para beneficio de los usuarios de los mismos. Las razones cabe hallarlas en el ámbito de la economía política. En el caso de México y Ecuador aparece una preocupación entre los tomadores de decisión por la distribución de los pagos entre tipos de propietarios y regiones, lo que ha llevado a que las reglas de sus programas sacrifiquen algo de eficiencia por lograr un resultado más «equilibrado», al menos en cuanto a la percepción política de sus resultados. Observado con más detalle, el caso de México muestra como en este proceso de decisiones interviene la búsqueda de rentas por parte de grupos de interés y las presiones de la burocracia que lucha por atraer recursos hacia sus áreas de influencia y clientelas a través de la introducción de criterios secundarios. No es

descartable tampoco que la falta de entendimiento sobre la economía de la deforestación entre los cuadros técnicos forestales haya dificultado la toma de decisiones para mejorar la eficiencia de los programas.

No podemos concluir sin reconocer que el problema de la economía política de la focalización no es nuevo. Es, por ejemplo, una de las preocupaciones centrales de la política social, donde se busca que los programas para reducir la pobreza llegue con más precisión a los hogares que más lo necesitan. Si bien podría ser cuestión de tiempo para que una política relativamente nueva, como la de PSA, madure vía la retroalimentación entre las instituciones que manejan los programas y los centros de investigación nacionales e internacionales que los estudian, hay dos elementos que lo harán más complicado que en el caso la política social. El primero es que el servicio ambiental es algo adquirido indirectamente, a través de proteger los bosques en los lugares con mayor probabilidad de prestar este servicio. Es un bien público, no exclusivo y no rival. Dado que la información sobre la localización y magnitud de este servicio aun no es bien conocida en países de ingresos medios y bajos, es difícil defender criterios de localización frente a los grupos de interés. A medida que avance el conocimiento científico, se va a ir adquiriendo mayor precisión en los criterios de focalización, pero aun así la posición de defensa de la eficiencia se mantiene vulnerable. El segundo elemento es que el otro gran componente de focalización, el riesgo económico de deforestación, tampoco es algo observable a simple vista o fácil de confirmar mediante evidencias, a diferencia, por ejemplo, de la pobreza extrema en un hogar. Esto dificulta el utilizar «proxies» o índices de riesgo como criterio preeminente frente a otros aspectos más fácilmente reconocibles como el tipo de madera que produce el bosque. La fácil confusión entre *posibilidad* y *probabilidad* de deforestación tampoco ayuda a defenderse en el debate ante presiones de buscadores de rentas.

Las recomendaciones discutidas aquí no son para lograr mejoras marginales en los programas. Los cambios logrados son significativamente mayores cuando las reglas tienen en cuenta la focalización. Sin ésta, las innovaciones de los programas de PSA no podrán entregar resultados a quienes están pagando por ellos, y su fuerte respaldo político y de opinión pública actual se perdería. Lograr los cambios es un reto de comunicación y negociación y los programas de PSA son un instrumento con ventajas que no podemos desperdiciar.

BIBLIOGRAFÍA

- ALIX-GARCÍA, J.; SHAPIRO, E. and SIMS, K. (2010): *Forest Conservation and Slip-page: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program*. Working Paper, University of Wisconsin, Madison.
- ANGELSEN, A. and KAIMOWITZ, D. (1999): «Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models». *World Bank Research Observer*, Oxford University Press, 14 (1): 73-98.
- BONELL, M. and BRUYNZEEL, L. (2005): *Forests-Water-People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management*. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- CARLTON, D. and PERLOFF, J. (2004): *Modern Industrial Organization*. 4ed. Addison-Wesley.
- CARRILLO-RIVERA, J.; PERVOCHTCHIKOVA, J. and TÁUT, M. (2004): *Definición de Indicadores de Impacto al Recurso Hídrico en Zonas Receptoras de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos 2003-2004*. Convenio Instituto Nacional de Ecología-Instituto de Geografía, UNAM.
<http://www.fnca.eu/fnca/america/docu/1624.pdf>, Cd. de México.
- DEININGER, K. and MINTEN, B. (2002): «Determinants of Deforestation and the Economics of Protection: An Application to Mexico». *American Journal of Agricultural Economics*, 943-960.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S. and WUNDER, S. (2008): «Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues». *Ecological Economics*, 64.
- FOREST TRENDS (2008): *Developing Markets from Water Services from Forests*. http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_133.pdf
- GARCÍA, H. and CISNEROS, A. (2010): *Evaluación de la Focalización del Programa de Pagos por Servicios Hidrológicos en México*. Instituto Nacional de Ecología. Documentos de Trabajo.
- GUEVARA, A. (2003): *Pobreza y Medioambiente: Teoría y Evaluación de una Política Pública*. México: Universidad Iberoamericana. Instituto Nacional de Ecología. Instituto Nacional de Administración Pública.
- KAIMOVITZ, D. (2002): «Amazon Deforestation Revisited». *Latin American Research Review*, 37 (2): 221-235.
- LAFFONT, J. and MARTIMORT, D. (2002): *The Theory of Incentives: The Principal-Agent Model*. Princeton University Press.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington: Island Press.
- MOKONDOKO, P. (2009): *Estudio de las Relaciones entre Cambio de Uso de Suelo, Calidad del Agua y Salud Pública para Valoración de Servicios Ambientales Hidrológicos en la Cuenca Alta del Río La Antigua*. Universidad Autónoma de México, Instituto de Ecología. Tesis de Maestría, Veracruz.
- MORGAN, S. and WINSHIP, C. (2007): *Counterfactuals and Causal Inference: Methods and Principles for Social Research*. Cambridge University Press.
- MUÑOZ-PIÑA, C. (Número Especial de 2003): «Reformas de Segunda Generación en Materia Ambiental y Agraria para los Bosques de México». *Gaceta de Economía ITAM*, 181-198.

- MUÑOZ-PIÑA, C.; GUEVARA, A.; TORRES-ROJO, J. M. and BRAÑA, J. (2006): «Paying for the Environmental Services of Mexican Forests: Analysis, Negotiation and Results». *Ecological Economics*.
- MUÑOZ-PIÑA, C.; RIVERA, M. and CISNEROS, A. (2010): *Cuantificando la Deforestación Evitada: Evaluación del Programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos y Otras Políticas*. Instituto Nacional de Ecología. Documentos de Trabajo.
- MUÑOZ-PIÑA, C.; RIVERA, M. and CISNEROS, A. (2010): «Índice de Presión Económica a la Deforestación. Versión 1.0». *Documentos de Trabajo. INE-DGIPEA*.
- ONU (2010): *Milennium Development Goals Report*. Organización de las Naciones Unidas.
- PAGIOLA, S. (2008): «Payment for Environmental Services in Costa Rica». *Ecological Economics*, 65 (4): 712-724.
- PAGIOLA, S. and BISHOP, J. (2003): *La Venta de Servicios Ambientales Forestales*. Ciudad de México: Instituto Nacional de Ecología.
- PFUFF, A.; ROBALINO, J. and SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. (2006): *Payments for Environmental Services: Empirical Analysis for Costa Rica*. New York: Columbia University.
- ROBALINO, J.; PFUFF, A.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.; ALPÍZAR, F.; RODRÍGUEZ, C. M. and LEÓN, C. (2008): *Deforestation Impacts of Environmental Services Payments: Costa Rica's PSA Program 2000-2005*. EFD-Resources For The Future. Working Paper Series EFD DP 08-24.
- SEN, A. (1996): «The Political Economy of Targeting». En D. van de Walle, & K. Nead: *Public Spending and the Poor: Theory and Evidence*. Baltimore: Published for the World Bank, The John Hopkins University Press.
- STIGLER, G. (1961): «The Economics of Information». *The Journal of Political Economy*, 69 (3): 213-225.
- TATTENBACH, F. O. (2006): *Mejora del Excedente Nacional del Pago de Servicios Ambientales*. San José: FONAFIFO.
- WUNDER, S. (2005): «Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts». Center for International Forestry Research. *CIFOR Occasional Paper*, 42.

RESUMEN

Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México

A lo largo de esta década Latinoamérica ha experimentado un rápido crecimiento en el número de programas de pago por servicios ambientales hidrológicos. Los ecosistemas objetivo han sido primordialmente bosques naturales, y los programas han abarcado desde la escala local hasta la escala nacional. Los programas nacionales, dentro de los cuales destacan el de Costa Rica, México y Ecuador, no han ocurrido sin controversias. Por una parte, una de sus principales ventajas consiste en disponer de una amplia base recaudatoria y de la posibilidad de reforzar conexiones hidrológicas entre regiones, pero por otro lado, los grados de separación que hay entre beneficiarios del servicio ambiental y quien decide asignar los pagos los hacen particularmente vulnerables a problemas de focalización; esto es, a ofrecer pagos donde no necesariamente se obtiene el mayor valor ambiental por lo invertido. Este artículo analiza los retos de focalización del programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) en México a través de relacionar variaciones en los elementos de su diseño contractual a lo largo de los primeros 6 años, esto es, las reglas de elegibilidad y selección de solicitudes, condicionalidades y montos pagados, con las características biológicas e hidrológicas de los bosques que resultaron ser aceptados a lo largo de este tiempo. Se utilizan también las comparaciones con los programas nacionales de Costa Rica y Ecuador, entre otros, para identificar patrones comunes y diferencias relevantes. El análisis demuestra que, a pesar del efecto positivo que ha tenido el programa, los problemas de focalización han resultado en una menor reducción de la deforestación y en un menor valor hidrológico que lo que hubiera sido posible lograr dada la distribución de costos de oportunidad. La principal recomendación es reformar los sistemas de elegibilidad y prelación con el objetivo de evitar la deforestación en predios hidrológicamente valiosos, y a la vez diferenciar los pagos por hectárea para reflejar los diferentes niveles de costos de oportunidad. De esta manera el poder de compra del gobierno nacional servirá para maximizar el valor hidrológico del programa, reduciendo la pérdida de bienestar por la transferencia de rentas a grupos de interés. Es una buena noticia que las reformas actuales en México comiencen a moverse en esta dirección.

PALABRAS CLAVE: pago por servicios ambientales, focalización, deforestación evitada, política ambiental, mecanismos de mercado, diseño de incentivos.

SUMMARY

Payment for Environmental Services in Mexico: Targeting Challenges

The last decade has witnessed an important growth in the number of Payment for Hydrological Services programmes and projects throughout Latin America. Natural forests have been the most frequent targeted ecosystems and initiatives have been developed at different scales, from the local to the national level. The national programmes in Costa Rica, Mexico and Ecuador are particularly relevant and their implementation has led to numerous controversies. On the one hand, one of their main advantages is that they can rely on substantial public funding and can support cross-regional hydrological connectivity. On the other hand, these programmes suffer from a strong spatial detachment between service beneficiaries and those who allocate service payments. This fact makes the programmes particularly vulnerable to targeting problems (i.e. allocating payments to areas that do not necessarily have the greatest environmental value) This paper analyses the targeting challenges in the Mexican programme of Payments for Hydrological Services (PSAH, for its Spanish acronym). This is done by relating procedural changes over the first six years of the program (i.e. changes in the eligibility rules, the selection of applications, conditionalities and payment levels) with the type of forests selected for implementation over this period and their hydrological characteristics. The paper also compares the PSAH with the Costa Rican and

Ecuadorian programmes in order to draw similarities and differences. Findings demonstrate that targeting problems have resulted in a lower impact on deforestation rates and fewer hydrological benefits, compared to what would have been achieved given the current distribution of opportunity costs. Our central recommendation is to reform the eligibility and participants' criteria to halt deforestation in hydrologically valuable areas, and to differentiate payments according to different opportunity cost scenarios. In doing so, the national government will maximize the programme's hydrological value, and will limit the flow of resources towards particular interest groups. The good news are that the most recent government reforms of the programme are starting to move in this direction.

KEYWORDS: Payment for environmental services, targeting, avoided deforestation, environmental policy, market-based instruments, incentive payments.

Pagos por carbono en América Latina: de la experiencia de proyectos piloto a la implementación a gran escala

JAN BÖRNER (*)

SVEN WUNDER (*)

ÁNGEL ARMAS (**)

1. INTRODUCCIÓN

Durante las dos últimas décadas, varios proyectos de carbono enfocados en la aforestación y reforestación (A/R) (1) han sido implementados en América Latina, y en otros países en desarrollo, sobre todo a pequeña escala. Aunque siendo elegibles para ser financiados por el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del Protocolo de Kyoto, reglas complicadas y altos costos de transacción han sido fuertes obstáculos para poder incrementar la escala de implementación de proyectos A/R –desde la creación del MDL solamente han sido aprobados 17 proyectos A/R de un total de 2970 proyectos registrados (2). La mayoría de las experiencias piloto existentes han sido confinadas al mercado voluntario (Michaelowa and Jotzo, 2005). En 2007 durante las negociaciones de políticas globales relacionadas con el clima, en la Conferencia de las Partes (COP 13) de la UNFCCC en Bali, Indonesia, se contempló oficialmente incluir la conservación de bosques como parte de los esfuerzos de mitigación del cambio climático, bajo el nombre de «Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y Degradación Forestal» (REDD). La idea de pagar a los usuarios de la tierra para la adopción de estrategias de gestión que mejoren el «stock» de carbono o reduzcan las

(*) *Center for International Forestry Research (CIFOR). Río de Janeiro. Brazil.*

(**) *Center for Development Research (ZEF). Bonn. Germany.*

(1) *La aforestación concierne el desarrollo de plantaciones en áreas deforestadas por un periodo mínimo de 50 años, mientras que la reforestación concierne su desarrollo en áreas deforestadas desde 1990.*

(2) *<http://cdm.unfccc.int/Statistics/index.html>*

emisiones de dióxido de carbono provenientes del cambio de uso de la tierra, se ha vuelto cada vez más popular.

Varias definiciones de estos pagos por servicios ambientales (PSA) coinciden en que el mecanismo involucra transferencias de dinero en efectivo o en especie hacia los usuarios de la tierra que están condicionadas al cumplimiento de acuerdos previos respecto a la provisión de servicios ambientales o a usos de la tierra que garanticen la provisión de estos servicios (Muradian *et al.*, 2010; Wunder, 2005). En el marco de la mitigación del cambio climático, el principal beneficiario del servicio de mitigación mediante acuerdos de PSA es la comunidad internacional. Créditos de emisiones evitadas podrían ser comercializados en mercados o, alternativamente, emisores particulares y/o gobiernos podrían negociar acuerdos individuales de conservación. Las transferencias entre compradores y proveedores del servicio ambiental (por ejemplo, usuarios de tierra individuales o asociados en grupos) son típicamente intermediadas por gobiernos u Organizaciones No Gubernamentales (ONGs).

América Latina ha sido una de las regiones del mundo donde los esquemas de PSA han surgido casi de manera natural, iniciándose principalmente en el ámbito de la protección de cuencas (véase Muñoz-Piña *et al.*, este número). Hoy en día, los primeros países en adoptar estos esquemas, tales como Costa Rica y México, están ejecutando programas nacionales a gran escala, remunerando no solo la protección de cuencas, sino también la provisión de carbono, protección de biodiversidad y la belleza escénica en sus esquemas de compensación.

Según el IPCC (2007), Sur y Centro América poseen el mayor potencial de mitigación en el sector forestal de las nueve regiones del mundo analizadas. Reducir la deforestación, principalmente en la Amazonía, se destaca como la mayor opción de mitigación en la región. El 47 por ciento de estas reducciones se encuentran en un rango de costos por debajo de los US\$ 20 por tonelada de CO₂. Las medidas A/R poseen el segundo mayor potencial de mitigación, con un 39 por ciento de reducciones a bajos costos. Por tanto, la capacidad para mitigar emisiones a través de la agricultura sostenible es también significativa, pero, en este caso, América Latina ocupa el segundo lugar después de Asia (FAO, 2007). Teniendo en cuenta estos potenciales, el número de esquemas de pago por carbono, especialmente en el sector forestal, es cada vez mayor.

Los PSA tienen una serie de ventajas conceptuales frente a las políticas convencionales de conservación, tales como las de comando y control, los impuestos y los subsidios. El hecho que los PSA sean direc-

tos, voluntarios y supeditados a cumplimiento, los hace potencialmente equitativos y socialmente costo-efectivos, minimizando los efectos de distorsión en la economía en general. Sin embargo, tal como cualquier instrumento de política, los PSA requieren ciertos requisitos para ser implementados y funcionar eficazmente (Wunder, 2008). La condicionalidad, para tomar como ejemplo una característica clave de los PSA, depende de la capacidad de los beneficiarios o implementadores para monitorear la provisión de servicios y sancionar efectivamente a los proveedores que incurran en incumplimiento. Entender las interrelaciones entre los usos del suelo y la prestación de servicios ambientales puede no ser fácil. Además, sanciones efectivas, como por ejemplo, reducir o suspender los pagos en caso de incumplimiento, requieren que la responsabilidad sea claramente atribuible al proveedor, lo que significa que la tenencia de la tierra y los derechos de acceso deben estar claramente expuestos y exclusivos. Conociendo que estos y otros factores, los cuales afectan a la efectividad de los PSA, tienden a variar entre países, regiones y sitios específicos, la investigación se ha enfocado frecuentemente en preguntas relacionadas con la efectividad y el costo de los PSA (Porras *et al.*, 2008; Wunder *et al.*, 2008):

1. ¿Cuándo los PSA pueden ser un instrumento efectivo de conservación?
2. ¿Cuánto debe pagarse?
3. ¿Cómo pueden los PSA implementarse de manera costo-efectiva?

Un nuevo acuerdo internacional para el clima que incluya al esquema REDD podría, potencialmente, dar paso a esquemas de PSA a gran escala en muchos países con fronteras forestales tropicales o bosques remanentes. Como resultado, la investigación de PSA se ocupa cada vez más del impacto de los esquemas PSA sobre los medios de vida (Landell-Mills y Porras, 2002; Bulte *et al.*, 2008; Corbera *et al.*, 2007; Grieg-Gran *et al.*, 2005; Karsenty, 2007; Pascual *et al.*, 2010; Wunder, 2008) enfocándose en cuestiones como:

1. ¿Quién se beneficiará de los PSA?
2. ¿Los pagos por dejar de usar la tierra y evitar la deforestación convierten a los usuarios en pasivos receptores de flujos de ingresos externos? ¿Cómo afectarían los PSA al desarrollo económico local?

Este artículo contribuye al debate sobre el costo-efectividad de los PSA y su impacto en los medios de vida, basándose en una revisión

de algunos esquemas de pago por carbono de A/R existentes en América Latina, y dos evaluaciones enfocadas en PSA bajo el contexto de REDD en la región amazónica. La sección 2 presenta los esquemas seleccionados y las fuentes bibliográficas de referencia. Sin la intención de dar respuestas exhaustivas a las preguntas planteadas anteriormente, la sección 3 discute la evidencia disponible actualmente sobre el costo-efectividad de los PSA, mientras que la sección 4 trata las cuestiones relacionadas con los posibles impactos sobre los medios de vida. Algunas lecciones aprendidas están remarcadas en la sección 5, junto con una discusión sobre los asuntos relacionados con la perspectiva de llevar los esquemas de pago por carbono a una mayor escala bajo el contexto REDD.

2. DATOS Y MÉTODOS

Nuestra evaluación de los esquemas de pagos por carbono existentes se basa principalmente en revisiones de literatura, complementadas por observaciones de campo propias. El cuadro 1 provee una visión general de los casos seleccionados.

Cuadro 1

ESQUEMAS DE PAGOS POR CARBONO BAJO ANÁLISIS

Nombre	Tipo de esquema	Años de operación	Enfoque	Observaciones en campo	Fuentes claves de literatura
Programa Nacional de PSA (Costa Rica)	Esquema nacional	14	REDD, A/R	Si	Pagiola 2008, Chomitz 1999, Wünscher <i>et al.</i> , 2008, Pfaff <i>et al.</i> , 2007
Proyecto Juma de Desarrollo Sostenible (Brasil)	Esquema subnacional	4	REDD	Si	PIN de proyecto, Augustsson <i>et al.</i> , 2010, Grieg-Gran, 2009
Proyecto de Acción Climática Noel Kempff Mercado (Bolivia)	Conducido por una ONG	14	REDD	No	Asquith <i>et al.</i> , 2002, May <i>et al.</i> , 2003, Sohngen 2004, Project PDD, Robertson y Wunder 2005
PROFAFOR (Ecuador)	Proyecto privado	18	A/R	Si	Wunder y Alban 2008, Alban y Argüello 2004
Plantar (Brasil)	Proyecto privado	9	A/R	No	May <i>et al.</i> , 2003, Ventura y Andrade 2008, Grieg-Gran <i>et al.</i> , 2005

Los esquemas de PSA evaluados operan a diferentes escalas, por ejemplo, nacional, sub-nacional y local. Los dos esquemas funcionando a gran escala fueron iniciados por gobiernos nacionales o federales (el Programa Nacional de PSA de Costa Rica y el Proyecto Juma de Desarrollo Sostenible), mientras que otros, implementados en una escala menor, son ejecutados por una ONG (Noel Kempff) así como por iniciativas privadas (Plantar y PROFAFOR). Es indicado mencionar que no todos los esquemas analizados son estrictamente esquemas de PSA en todos sus aspectos y para todos los actores involucrados. En el proyecto Noel Kempff, por ejemplo, los pagos fueron no solo condicionados a cambios en el uso de la tierra, sino también a la transferencia total de derechos de uso forestal (concesiones). Sin embargo, todos los esquemas involucran transferencias en efectivo condicionadas a la provisión de beneficios de carbono.

En el *Programa Nacional de PSA de Costa Rica*, establecido en 1996, los pagos se realizan por el conjunto de cuatro servicios ambientales (carbono, protección de cuencas hidrográficas, la biodiversidad y la belleza escénica), proveídos desde terrenos forestales privados y comunales, que deben alcanzarse mediante la reforestación y la conservación y el manejo forestal. Hasta ahora, la principal fuente de financiamiento ha sido un impuesto a la gasolina, funcionando como un mecanismo de compensación por las emisiones domésticas, no obstante se espera que los beneficios futuros por créditos de carbono también sean significativos. Los más altos pagos son por reforestación, pagados durante cinco años, lo cual refleja que la reforestación tiene el costo más alto de provisión de servicios.

El *Proyecto Juma de Desarrollo Sostenible* es una iniciativa piloto de REDD implementada por una institución pública-privada, la Fundación Amazonas Sostenible (FAS) y, entre otros, el gobierno del estado de Amazonas. Como proyecto REDD, fue diseñado para cofinanciar el programa estatal de apoyo a la conservación, Bolsa Floresta, en la Reserva de Desarrollo Sostenible Juma, un área protegida donde se permite la presencia de habitantes nativos. El programa Bolsa Floresta funciona en 15 áreas, las cuales poseen un estado de protección similar, y otorga transferencias directas y condicionadas a los agricultores independientes y a comunidades que decidan cumplir con sus objetivos de conservación. A pesar de esto, entre los casos de Bolsa Floresta, apenas el Proyecto Juma ha sido implementado y certificado como un proyecto REDD. Los beneficios a la comunidad incluyen la mejora de servicios de educación y salud, así como también apoyo financiero y asistencia técnica para la generación de ingresos mediante actividades alternativas, como por ejem-

plo la cría de animales menores. El financiamiento es provisto por el gobierno y a través de socios como el banco brasileño Bradesco, la cadena de hoteles Marriott, y Coca-Cola Brasil. En particular, los pagos en efectivo a las familias (50 Reales brasileños mensuales) están condicionados a, por lo menos, el cumplimiento de las normas del área protegida.

El proyecto Noel Kempff fue lanzado en 1997 en la Amazonía boliviana, en el marco de la Iniciativa de Estados Unidos sobre Aplicación Conjunta (*US Initiative on Joint Implementation*), el cual tenía por objetivo demostrar que la reducción de emisiones a través de la conservación de bosques puede ser efectiva (May *et al.*, 2003). Este ha sido globalmente uno de los primeros proyectos tipo REDD, aunque el término no existiera en el momento en el que fue concebido. Cuenta con actividades complementarias destinadas a reducir las fugas en las zonas circundantes y ofrecer alternativas económicas a las actuales prácticas agrícolas. The Nature Conservancy (TNC) y un consorcio de compañías estadounidenses, incluyendo la American Electric Power, se aliaron con el gobierno boliviano con el fin de comprar las concesiones forestales ya existentes y aumentar el área del Parque Nacional Noel Kempff. Aunque la atención se haya centrado en la reducción de emisiones, el proyecto Noel Kempff es una iniciativa en forma de «paquete», es decir que combina los beneficios de carbono y de la biodiversidad que se consiguen al evitar la deforestación (Boyd, 2003). Las comunidades han sido asistidas para obtener títulos de propiedad, se ha establecido un sistema de microcrédito y se ha dado extensión tanto agrícola como forestal.

La iniciativa de secuestro de carbono PROFAFOR (*Programa FACE de Forestación*), en Ecuador, es el esquema más antiguo de PSA bajo revisión. Aplicado por una fundación privada ecuatoriana, el financiamiento es proporcionado por un consorcio de empresas eléctricas holandesas interesadas en la compensación de emisiones de dióxido de carbono. PROFAFOR ha hecho contratos de reforestación y aforestación con los propietarios privados y con comunidades, mayormente en la sierra ecuatoriana, usando especies arbóreas exóticas y nativas. Después de 18 años de funcionamiento, la iniciativa recientemente ha dejado de aumentar la superficie contratada, debido al fuerte aumento de los costos de provisión tras la «dolarización» de la economía ecuatoriana (comunicación personal, Luis Fernando Jara, julio de 2009). Entre los esquemas de PSA revisados, la iniciativa PROFAFOR se acerca más directamente al concepto teórico de PSA, siendo un acuerdo voluntario y condicional entre los usuarios y los proveedores de servicios, sobre la provisión de un servicio ambiental bien definido.

La iniciativa *Plantar*, en el estado brasileño de Minas Gerais, apunta a la generación de compensaciones de carbono negociables a partir de la reforestación, apegándose a las normas del Protocolo de Kyoto. *Plantar*, una empresa de reforestación, se constituyó a finales de 1960. Existen dos componentes principales: en primer lugar, utilizar los créditos de carbono como un subsidio para mantener el uso de carbón vegetal en la industria de la fundición de hierro en lugar de cambiar al uso de carbón de coque (que si bien es la alternativa más barata, es también la más contaminante), y, en segundo lugar, promover la reforestación con eucalipto. Un compromiso con el 'Prototype Carbon Fund' del Banco Mundial para la compra de reducciones de emisiones certificadas ha ayudado a la empresa a obtener un préstamo bancario para nuevas plantaciones. La participación de la población local en el proyecto ha sido mayormente como empleados en las operaciones forestales e industriales (May *et al.*, 2003). Diez años después del inicio del proyecto, la aprobación de *Plantar* bajo el marco del MDL se encuentra a la espera de la aclaración de irregularidades en el proceso de consulta pública (3).

En síntesis, el programa nacional de PSA de Costa Rica se destaca como intento pionero de integrar los pagos por conservación dentro de una estrategia nacional de conservación forestal de un país en desarrollo; el proyecto *Plantar* fue la primera iniciativa brasileña de reforestación en aspirar a tener el estatus de un proyecto MDL, mientras que los proyectos Noel Kempff y Juma fueron los primeros en implementar intervenciones del tipo REDD en la región amazónica.

3. COSTO-EFECTIVIDAD DE LOS PAGOS POR CARBONO

Definimos costo-efectividad como el impacto que un esquema de pago causa sobre un servicio ambiental definido (p. ej. secuestro de carbono, reducción de emisiones) dividido por el costo total de dicho esquema. El impacto sobre el servicio ambiental es también conocido bajo el término de «adicionalidad», comparando el estado actual *versus* un escenario «negocio como siempre» (*business as usual*) previamente establecido, o línea de base (Angelsen, 2008). Las líneas de base infladas (i.e. que sobrestiman las emisiones futuras del escenario *business as usual*), o una fuga (p. ej. emisiones de carbono causadas por el proyecto que suceden fuera de su área de interven-

(3) <http://cdm.unfccc.int/Projects/DB/TUEV-SUED1242052712.92/UnderReviewScope/DBJKU72W10XA8T46RV9GZ3I/SINHQLE>

ción) pueden llevar a una fuerte sobreestimación de adicionalidad (Sathaye y Andrasko, 2007). Además, en el largo plazo, la efectividad de los esquemas de pago por carbono también depende de la permanencia de las emisiones reducidas y del carbono secuestrado más allá del horizonte temporal de intervención.

En la literatura sobre PSA, los costos de provisión de servicios se pueden dividir en pagos y costos de transacción. En los esquemas de pago, los costos de transacción suelen estar relacionados con el desarrollo y la gestión del proyecto, las negociaciones, el monitoreo y la verificación, el control y la protección. Estos costos son raramente contabilizados y, por lo tanto, son más difíciles de cuantificar que las transferencias monetarias a los proveedores de los servicios. Los proyectos Juma y Noel Kempff efectúan financiamientos «integrados» incurriendo en gastos para, por ejemplo, el desarrollo del turismo y programas de apoyo a la comunidad. Debido a que estos gastos no se relacionan directamente con su componente de PSA, debemos excluirlos de nuestra contabilidad de costos de transacción más adelante.

El cuadro 2 resume indicadores claves de diseño y desempeño relacionados con los esquemas de pago bajo revisión. Tres de los cinco esquemas se enfocan exclusivamente en la reducción de emisiones o en el secuestro de carbono como servicios ambientales. Sólo el programa de PSA de Costa Rica engloba un grupo de servicios, en donde se encuentran los beneficios de carbono junto a los servicios hidrológicos, beneficios de la biodiversidad y servicios recreacionales.

Los objetivos e impactos relacionados con la efectividad difieren considerablemente entre los cinco casos, asimismo las fuentes potenciales de fugas y sesgos en el establecimiento de la línea base no han sido consideradas de igual manera en todas las iniciativas. Ninguna de las iniciativas ha incluido aun sitios de control en su sistema de monitoreo, lo cual representa un obstáculo para las evaluaciones *ex post* sobre efectividad. Las comparaciones de adicionalidad esperada y los costos de intervención deben ser, por lo tanto, interpretados con precaución (Pattanayak *et al.*, 2010).

El programa de PSA de Costa Rica efectúa pagos directos y condicionales a los usuarios de la tierra como principal y único incentivo por la provisión de servicios. Aunque la participación en el programa de PSA está sujeta al cumplimiento de una gama de buenas prácticas de manejo forestal, que van más allá de la deforestación, los pagos funcionan en gran medida como subsidios al cumplimiento de la ley forestal. Además, los pagos están integrados a un conjunto más amplio de instrumentos de política de conservación que incluye la

Cuadro 2

INDICADORES CLAVE DE LOS PROYECTOS ANALIZADOS

Proyecto	Servicios incluidos	Escala (ha)	Pago directo US\$/ha/año	Costos de transacción (monitoreo & administración)	Evidencia sobre efectividad	Evidencia sobre efectos en medios de vida
PSA Costa Rica	Agua, biodiversidad, carbono, belleza escénica	3.273.145	41-196 (dependiendo de la actividad de conservación)	7% límite legal en recurrentes costos de transacción	Cubierta forestal en crecimiento, causado también por factores fuera del alcance del PSA	Beneficios netos para los propietarios de bosque participantes –sean estos pobres o no–
Juma	Carbono	589.612	sin información (330 por hogar mas beneficios a la comunidad)	26%	Aun no hay evidencias del impacto del proyecto	Beneficios individuales y colectivos (comunales) documentados en los datos del sondeo
Noel Kempff	Carbono	642.458	24 por transferencias de derechos de uso (mas beneficios a la comunidad)	29%	Objetivos del proyecto alcanzados fugas cuantificadas	Beneficios netos para las comunidades documentados
PROFAFOR	Carbono	22.300	100-200 en adelante	26%	Objetivos del proyecto alcanzados	Beneficios netos para los participantes documentados
Plantar	Carbono	23.100	70	n.a.	Objetivos del proyecto alcanzados	Generación de empleo

prohibición general de la deforestación y cabe mencionar que desde antes de sus inicios, la cubierta forestal en Costa Rica ha ido aumentando significativamente. Todo esto ha hecho difícil la atribución de los resultados de conservación al esquema de PSA (Pagiola, 2008). La implementación de PSA en Costa Rica coincidió con el punto de inflexión en el proceso de transición forestal de ese país, haciendo que el escenario de referencia tienda más bien al aumento de la cubierta forestal que a la pérdida continua de bosques (Rudel *et al.* 2005). El aumento de la cobertura forestal en Costa Rica es, pues, claramente el resultado de varios factores, no sólo de los PSA.

Acerca de los otros dos esquemas de pago por carbono del tipo REDD, Juma y Noel Kempff, sólo este último ha funcionado un tiempo suficientemente prolongado como para justificar una evaluación de efectividad. Es evidente que el proyecto Noel Kempff ha reducido significativamente las emisiones por degradación forestal. Al comprar las concesiones existentes de extracción maderera, el proyecto Noel Kempff eliminó permanentemente a los actores presuntamen-

te más responsables de futuras presiones sobre los bosques remanentes. Las fugas, directas e indirectas, han sido consideradas tanto en el escenario de referencia como en la estrategia de monitoreo. Sin embargo, las perspectivas para aumentar la escala a partir del enfoque adoptado por el proyecto Noel Kempff estarán probablemente limitadas a las áreas con concesiones forestales. Comprar los derechos de uso de actores claves es raramente una opción en las fronteras de bosques tropicales, donde usualmente los usuarios de la tierra son heterogéneos, y los derechos de propiedad a menudo están pobremente definidos. Por otro lado, si bien el proyecto Juma no ha hecho previsiones específicas para el control de fugas, su horizonte de intervención a largo plazo puede servir para asegurar la permanencia en el corto y mediano plazo.

Proyectos del tipo A/R suelen ser menos propensos a las fugas que las iniciativas de deforestación evitada. Por ejemplo, las fugas por cambios de actividad son bastante improbables en el caso de PROFAFOR, pues la mayoría de las plantaciones están establecidas sobre pastos degradados con desplazamiento de uso insignificante (Wunder y Albán 2008). En términos de cambio de uso del suelo, PROFAFOR representa un caso claro de adicionalidad, pues las plantaciones han sido efectivamente establecidas, mientras que la mayoría de los demás programas de reforestación en Ecuador han fallado. La permanencia de los beneficios de carbono, sin embargo sigue siendo un tema crítico. En el esquema de PROFAFOR, la permanencia dependerá de cuán económicamente atractivo sea reforestar al final del ciclo del bosque y el primer período contractual de 15 a 20 años, lo cual es incierto.

En el proyecto *Plantar*, los pagos por carbono básicamente co-financiaron los gastos de la supuesta adopción del cambio permanente de coque a carbón en la producción de hierro fundido, con poco o ningún potencial de fugas directas o indirectas. No obstante, han surgido dudas sobre la adicionalidad financiera de esta iniciativa debido a que el proyecto, con sus componentes individuales, bien puede ser rentable por sí mismo, incluso sin los pagos por carbono (4).

En resumen, la efectividad en la conservación de los esquemas de pago de carbono es generalmente algo más fácil de establecer para iniciativas de A/R como PROFAFOR. Sin embargo, y debido a su particular estrategia de comprar las concesiones madereras, el proyecto Noel Kempff también se ha demostrado efectivo en la conservación

(4) Comentarios de la ONG FERN (2010) en:

<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/E507G4XIPWJ8F3NK00T1IG6055Z7AS>

de bosques. Los modelos de intervención tales como los del programa de PSA en Costa Rica y del proyecto Juma parecen ser aplicables de manera más amplia para estrategias que busquen evitar la deforestación, pero aún resta obtener pruebas finales sobre su adicionalidad, y, por lo tanto, sobre la efectividad de sus intervenciones.

También existe una considerable variación en los costos de transacción y de pago a lo largo de los cinco esquemas de pago por carbono revisados. Nos abstenemos de comparar mecánicamente sus medidas de costo efectividad y preferimos discutir sobre de qué modo los proyectos pueden maximizar su costo-efectividad.

La iniciativa de Costa Rica efectúa pagos por hectárea que se encuentran en el promedio, tomando en cuenta como rango los valores de pago de los otros casos revisados; sin embargo, hasta hace poco el esquema no diferenciaba el pago según el servicio. Wünscher et al. (2008) han identificado un potencial considerable para incrementar el costo-efectividad si las intervenciones se enfocaban en áreas con bajo costo de oportunidad, especialmente cuando los costos de provisión, las amenazas y los valores de servicio son muy heterogéneos en el espacio. Si bien los costos de transacción del programa costarricense están legalmente limitados al 7 por ciento de los costos recurrentes del programa (el cual es un valor relativamente bajo), aún es posible que otros costos de transacción incurran en diferentes presupuestos institucionales.

Las iniciativas Juma y Noel Kempff incurren en costos de transacción mucho mayores (aproximadamente un cuarto de los costos totales), en parte porque las compensaciones directas son sólo uno de los componentes de la intervención. En ambos esquemas, los gastos de apoyo a la comunidad, como por ejemplo para mejorar la salud y los servicios de educación, y apoyo a actividades alternativas productivas, son casi tan altos como el costo del total de los pagos directos (Robertson y Wunder, 2005; Viana *et al.*, 2009). Debido a la inseguridad sobre la tenencia de tierras en sus áreas de intervención, los dos esquemas amazónicos de REDD invierten también una parte significativa de sus presupuestos en el control y en la protección de los límites del proyecto contra cualquier invasión externa. En zonas remotas, las medidas de protección vienen con altos costos logísticos, añadiéndose éstos al presupuesto total del proyecto. De los dos, sólo el proyecto Juma incurre en costos recurrentes relacionados a pagos, y ha optado por aplicar pagos uniformes a todos los participantes. Sin embargo, las ganancias potenciales de aplicar pagos focalizados pueden ser menor que en el caso de Costa Rica, ya que la variación espacial que influye sobre los costos de provisión del servicio y los

valores del servicio es mucho menos pronunciada en lugares de intervención relativamente homogéneos (Börner y Wunder, 2008).

Por otro lado, bajo el esquema de PROFAFOR los pagos por hectárea varían entre los proveedores, debido a que los contratos fueron negociados individualmente. Basados en la adicionalidad prevista y los gastos totales para el período inicial de 10 años de reforestación, el balance de costo-efectividad global de PROFAFOR se puede fijar en US\$/tCO₂ 0.8 (Wunder y Albán, 2008). Si bien esto se muestra comparativamente más ventajoso que los US\$/tCO₂ 2.2-2.5 estimados para el proyecto Juma, en un período descontado de 10 años (Viana *et al.*, 2009), tanto Juma (US\$/tCO₂ 0.14-0.24) como Noel Kempff [US\$/tCO₂ 0.45-0.76 (5)] muestran menores costos unitarios si se considera el tiempo de vida completo de cada proyecto. El hecho de tener derechos de propiedad relativamente bien definidos, así como seguridad en la tenencia de tierra, representa un entorno favorable para PROFAFOR. Los costos de transacción recurrentes, sin embargo, son casi tan altos como en los proyectos Juma y Noel Kempff, sobre todo porque PROFAFOR opera a una escala mucho más pequeña.

En un esquema con un único proveedor, como el caso del proyecto *Plantar*, no es posible aumentar su costo-efectividad a través de la diferenciación de pagos. Considerando sólo su componente de reforestación, los costos por hectárea reforestada reportados por May *et al.* (2003) estarían por encima de 60 millones de dólares o US\$/tCO₂ 13.4. Sin embargo, la rentabilidad financiera de las plantaciones de eucalipto en Brasil también puede ser elevada y, por ende, esta estimación no sería directamente comparable a las anteriores. No hay estimaciones de costos de transacción para el proyecto *Plantar*, pero Nagai (2005) estima que los costos de transacción representan aproximadamente el 1 por ciento del valor a obtener por la venta de créditos de carbono generados por el proyecto. Este costo estimado relativamente bajo no toma en cuenta los costos incurridos después de que el proyecto pase por el procedimiento de aprobación del MDL (aún pendiente), pero corrobora la idea de que los proyectos relacionados con pocos proveedores tienden a tener bajos costos de transacción (Cacho *et al.*, 2005).

Está claro que factores condicionantes, tales como ubicación y acceso, escala, tipo y grado de amenaza, incentivos preexistentes a la conservación, y las características de los proveedores y los servicios son

(5) Rango estimado basado en un riesgo de fugas reportado en Robertson y Wunder (2005).

elementos insuficientes para explicar las relaciones entre efectividad y costos a lo largo de los casos de PSA revisados. Debido a que muchos esquemas de PSA tienen múltiples objetivos, la estrategia de intervención se vuelve una importante fuente de variabilidad en los costos a lo largo de los diferentes esquemas. Componentes orientados hacia el desarrollo que se asemejan a los enfoques usados en Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo (PICD), tales como en los casos de Juma y Noel Kempff, requieren necesariamente de presencia de campo más continua. No existen evidencias conclusivas como para afirmar hasta dónde estas intervenciones complementarias tipo PICD han generado ganancias adicionales de conservación que podrían justificar sus altos costos.

Sin duda, los esquemas de pago por carbono son relativamente exigentes en términos de gestión y administración, especialmente al inicio. Los costos unitarios estimados por emisiones compensadas (no disponible para todos los esquemas revisados) permanecen holgadamente dentro del rango de los mercados voluntarios de carbono (World Bank, 2010). En esquemas PSA por deforestación evitada, a escala local, la minimización de fugas dependerá de mecanismos legales que sean eficientes fuera del área de intervención. En algunos casos, los esquemas de pago por carbono pueden estar envueltos en un conjunto de medidas existentes para la conservación, y que a su vez sean efectivas (en Costa Rica, por ejemplo). Es importante indicar que, especialmente en un futuro mecanismo REDD, la efectividad de los esquemas de pago a menudo depende de inversiones anteriores hechas para optimizar las condiciones institucionales básicas para la ejecución de los acuerdos contractuales, o para mejorar las medidas ineficaces de regulación, en el monitoreo y en la aplicación de la ley (Börner *et al.*, 2010; Corbera, 2010). El hecho que los PSA compensen los costos de oportunidad de los usuarios de la tierra hace que estos esquemas, por lo general, requieran de un mayor presupuesto que las medidas convencionales de regulación ambiental. Además los PSA están diseñados para alcanzar metas ambientales sin empeorar las condiciones de los usuarios del bosque. La siguiente sección analiza en qué medida esto último es válido para los cinco planes de pago de carbono bajo análisis.

4. EFECTOS DE LOS PAGOS POR CARBONO EN LOS MEDIOS DE VIDA

Gran parte del desacuerdo en el debate académico en torno a PSA está vinculada a las divergencias en las expectativas sobre las intenciones de los compradores de servicios ambientales. Los escépticos

temen que los PSA disocien la conservación y el desarrollo; que poderosos consorcios de conservación priven a las comunidades de sus derechos sobre las tierras y que la comercialización de la conservación pueda erosionar valores de conservación culturalmente arraigados (Wunder, 2006). Los defensores de PSA, incansablemente, enfatizan la voluntariedad y la condicionalidad como salvaguardas conceptuales frente a efectos adversos en el desarrollo y la efectividad de la conservación en los PSA (Ferraro y Kiss, 2002; Pagiola *et al.*, 2002; Wunder, 2008).

Conceptualmente, los impactos de los esquemas de pago por carbono sobre los medios de vida de la población local y sobre el desarrollo se pueden dividir en efectos hacia actores que participan y que no participan. Si los esquemas de pago son realmente voluntarios, los efectos negativos al bienestar de los participantes en tales esquemas son poco probables, ya que de otro modo no participarían. La distribución de los beneficios entre los actores, sin embargo, puede seguir siendo desigual, por la heterogeneidad de los valores del servicio o de los costos de provisión, y por desigualdades en el poder de negociación (Kosoy *et al.*, 2009). También pueden surgir problemas de equidad en esquemas de PSA que, al enfocar su intervención, ocasionen que posibles proveedores resulten excluidos. Aquellos que no participan pueden, además, verse afectados tanto positivamente como negativamente, debido a efectos económica y/o ambientalmente multiplicadores. Por ejemplo, si los PSA sustituyen las actividades económicas que generan empleo, actores no participantes en el esquema pueden perder su trabajo. Sin embargo, los efectos negativos relacionados al desarrollo a menudo se pueden anticipar en el diseño de PSA (Pagiola *et al.*, 2005). Y en caso de que los PSA induzcan al aumento de la actividad económica (e.g. aforestación y reforestación, establecimiento de agroforestaría, o intensificación en la ganadería), los efectos multiplicadores tienden a ser más bien positivos.

En Costa Rica, evaluaciones empíricas de PSA indican que la pobreza, bajos costos de oportunidad por hectárea y altos valores en servicios ambientales coinciden (Milder *et al.*, 2010; Pfaff *et al.*, 2007). Si bien inicialmente el programa nacional marginó a los campesinos más pobres (Pagiola, 2008), cambios posteriores en la modalidad del programa de PSA removieron parcialmente los obstáculos para la participación de grupos indígenas, pequeños agricultores, y personas sin títulos formales de propiedad, reduciendo así el sesgo en la participación. No obstante, aun si el enfocar proveedores pobres pueda, eventualmente, traer también beneficios de conservación, los costos de transacción pueden convertirse en una barrera para futu-

ros enfoques hacia la pobreza (Wünscher *et al.*, 2008; Locatelli *et al.*, 2008). No hay evidencia sobre efectos negativos hacia los no-participantes en los PSA de Costa Rica, aunque algunos intentos de modelizar efectos económicos multiplicadores han sugerido efectos negativos, pero de tamaño insignificante, tanto en la demanda de trabajo como en la producción agrícola (Ross *et al.*, 2007).

Para proveer alternativas a los usuarios de tierra cuyo sustento de vida depende del bosque, los esquemas Noel Kempff y Juma poseen importantes componentes de desarrollo comunitario. Estos han sido diseñados para reducir la dependencia de los agricultores en usos destructivos del bosque. Combinando la definición de prioridades de participación para el desarrollo comunitario con participación en esquemas de transferencias condicionales de dinero, el proyecto Juma espera superar los inconvenientes ocurridos a menudo en los intentos fallidos de PICD, para ofrecer oportunidades alternativas de subsistencia en entornos complejos (Brandon y Wells, 2009). En Juma, tres años después del inicio oficial del proyecto, la mayoría de los participantes evaluaron positivamente el desempeño global del proyecto en referencia a su situación económica (Agustsson *et al.*, 2010). Sin embargo, probablemente es muy temprano para hacer juicios definitivos sobre el éxito, incluyendo los efectos sobre los actores no participantes.

Para el proyecto Noel Kempff, el cual no incluye pagos directos a las comunidades, Asquith *et al.* (2002) informan que, cuando se inició el proyecto, las actividades técnicas de apoyo a la comunidad fueron insuficientes para satisfacer las necesidades locales. Los errores percibidos fueron corregidos posteriormente, cuando la estrategia de intervención fue revisada con un enfoque en la sostenibilidad a largo plazo. El mismo estudio concluye que, a pesar de estos inconvenientes, en general los beneficios económicos netos para las comunidades dentro del proyecto Noel Kempff fueron claramente positivos, como resultado de nuevas oportunidades de empleo en, por ejemplo, la vigilancia de áreas protegidas, el turismo y la habilitación del acceso a los bosques fuera de la zona del parque. Por otro lado, algunas comunidades fueron más negativamente afectadas que otras por la pérdida de empleos madereros. El proyecto también generó expectativas exageradas en la población local en relación a los eventuales beneficios, las cuales más tarde resultaron difíciles de satisfacer.

La iniciativa *Plantar* fue duramente criticada por los movimientos locales, principalmente por supuestas pobres condiciones de trabajo, y por efectos locales negativos hacia el ambiente, debido a la intro-

ducción intensiva de monocultivos de eucaliptos co-financiado por el PCF (Lohmann, 2006). Ante esto, la compañía rechaza la mayoría de las afirmaciones, y hace énfasis en los beneficios logrados en el desarrollo local, a través de la generación de empleo. No existen, desafortunadamente, análisis empíricos detallados al respecto.

Mientras que en los primeros años del esquema de PROFAFOR se utilizaron exclusivamente especies arbóreas exóticas de rápido crecimiento, útiles para el secuestro de carbono, posteriormente se incluyeron composiciones de especies nativas, mejor adaptadas al lugar. Como en el caso anterior, los efectos negativos del desarrollo de PROFAFOR no son evidentes a partir del material revisado. En cambio, las reinversiones de las rentas de los PSA en educación e infraestructura local en algunos sitios de PROFAFOR ofrecen una evidencia general del impacto positivo de dicho esquema sobre el bienestar humano (Wunder y Albán, 2008).

Siempre que existan fundamentos económicos que conducen a la degradación del recurso natural, la conservación vendrá con costos de oportunidad, y es natural esperar que se tenga que buscar un balance entre estos dos razonamientos. En relación a cuatro de los cinco distintos casos revisados podemos, sin embargo, concluir que los impactos negativos en el desarrollo local han sido mínimos, en caso que éstos hayan existido. Por el contrario, y especialmente para los participantes del esquema Juma, cuyos medios de subsistencia han estado bajo la presión de extractores externos, diversas estrategias mejoradas de conservación han supuesto un beneficio adicional para el sustento de las poblaciones, consistente en fortalecer sus propios mecanismos de protección de los recursos naturales locales hacia amenazas externas. La declaración de un área natural protegida, y el subsiguiente proyecto, empiezan a disminuir las invasiones ilegales externas, sin restringir significativamente el uso del bosque para los pobladores que viven de él.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Sobre la base de una muestra pequeña de cinco esquemas de pago por carbono en América Latina, todo parece indicar que la evidencia actual sobre su efectividad es preliminar, y no siempre unívoca - más aún cuando se aplican estrictos criterios de adicionalidad. Actualmente, sólo los proyectos antiguos de Noel Kempff y PROFAFOR han podido documentar significativa adicionalidad de sus componentes de PSA. En relación al modelo de la curva de transición forestal (Rudel *et al.*, 2005), el proyecto Juma fue implementado

antes de la aparición de presiones por la deforestación de grandes superficies (pudiendo haberlo hecho efectivo en su prevención), mientras que el PSA de Costa Rica fue iniciado después de la aparición de tales presiones (siendo posible también que haya acelerado el aumento de la cubierta forestal). *Plantar* puede haber alcanzado sus metas de reforestación, pero dado que las plantaciones de eucalipto crecen rápidamente en Brasil, incluso sin la financiación del mercado de carbono, las dudas sobre la adicionalidad de carbono acumulado parecen justificadas. Nuevas oportunidades para medidas de A/R pueden surgir si fueran contempladas en el nuevo y más amplio concepto REDD+ (Wertz-Kanounnikoff y Angelsen, 2009). Además es necesario mencionar que sólo se han podido comparar las medidas de costo-efectividad de los proyectos PROFAFOR, Juma y Noel Kempff parcialmente. El potencial para reducir los costos puede existir para prácticamente todos los esquemas pero estimamos que, aun así, los costos por unidad mitigada ya son bajos, comparados con los precios en los mercados de carbono.

Preocupaciones ambientales fuera de la problemática del carbono, tales como las alegaciones contra la iniciativa *Plantar*, pueden generalmente pesar más para A/R que para los esquemas REDD, donde las sinergias con la provisión de otros servicios ambientales (e.g. protección de biodiversidad y de cuencas) son más obvias. Las preocupaciones por efectos negativos sobre los medios de sustento de las poblaciones a causa de esquemas de pagos por carbono pueden estar conceptualmente justificadas, pero en todos los casos revisados, salvo tal vez el esquema de *Plantar*, las experiencias *de facto* sugieren lo contrario. Por tanto, aunque la distribución de los beneficios no fuera equitativa, ni los participantes ni los no participantes han sido significativamente afectados económica o socialmente.

Esta revisión de esquemas de pago por carbono nos conduce a cuatro importantes lecciones acerca de un eventual aumento en la escala de PSA bajo el contexto de REDD:

1. Los PSA rara vez operan de manera aislada. Mientras que la efectividad del PSA depende de reglas claras de condicionalidad y mecanismos funcionales de sanción, los tres esquemas revisados de tipo REDD (es decir, los esquemas de conservación de bosques en Noel Kempff, Juma, y el PSA de Costa Rica) han sido implementados sobre la base de regulaciones pre-existentes, aunque no muy funcionales. Especialmente en la Amazonía, ampliar la escala de los esquemas de pagos por carbono, sea cual fuere la herramienta de conservación seleccionada, requerirá de inversiones

previas en la regulación de tenencia de la tierra y en el refuerzo de la aplicación de la ley (Börner *et al.*, 2010).

2. La conservación integrada tiende a ser de alto costo. Los proyectos de PSA son frecuentemente implementados complementándolos con elementos de PICD, tal como sucede en los esquemas de Noel Kempff y Juma, porque los implementadores no confían que solamente con transferencias condicionales de dinero sea posible alcanzar cambios en las estrategias de uso de los recursos tal como se prevé. No obstante, la ampliación de PSA con componentes de PICD agrega costos adicionales significativos que, a escala mayor, pueden llegar a superar la disposición a pagar de parte de los beneficiarios de las emisiones reducidas.
3. Efectos colaterales económicos de PSA a nivel local pueden ser anticipados y tratados. Independientemente de su diseño, REDD afectará las economías de los actores locales que hayan desarrollado fuertes dependencias en la extracción de madera y en la conversión del bosque hacia usos agrícolas. Erradicar la expansión de estas actividades significará la pérdida de trabajo de pobladores, que no serían remunerados como proveedores en un esquema de PSA, tal como sucedió en el caso de Noel Kempff con la compra de concesiones forestales. Los esquemas de carbono, por lo tanto, no pueden compensar a todos los actores afectados por igual; es decir que habrá, eventualmente, ganadores y perdedores, tal como sucede en la mayoría de los procesos de desarrollo. Datos de la región amazónica de Perú y Brasil muestran, sin embargo, que la mayor parte del potencial de REDD proviene de impedir la expansión de las actividades caracterizadas por el uso extensivo de la tierra, tales como la ganadería (Amazonía Brasileña) y la agricultura de tala y quema (Amazonía Peruana), que tienen un considerable potencial de intensificación frente a una emergente escasez del recurso tierra (Armas *et al.*, 2009; Börner *et al.*, 2010). Así, los pagos por carbono tipo REDD también podrían inducir a una transformación hacia una economía rural más intensiva en el uso de mano de obra.
4. La neutralidad en efectos sobre la pobreza puede políticamente no ser suficiente para conducir programas públicos de PSA hacia grandes escalas. A pesar de cualquier advertencia, los pagos directos probablemente portarán el potencial para compensar emisiones reducidas a gran escala de manera más costo-efectiva que los instrumentos de política ambiental tradicionales. Además, décadas de débiles leyes de conservación en Latinoamérica han ocasionado que los usuarios de las tierras tengan una posi-

ción ampliamente reconocida de derechos *de facto* frente a la deforestación, y por tanto, compensaciones de tipo PSA pueden ser necesarias como recompensa por el abandono parcial o total de dichos derechos. Aun al introducir pagos por carbono en escenarios donde el acceso a la tierra es altamente concentrado, y ampliamente percibido como injusto, pueden surgir preocupaciones sobre la equidad, especialmente si se usan fondos públicos para los pagos (Pascual *et al.*, 2010). Además, desequilibrios claros entre asuntos de costo-efectividad y equidad pueden surgir cuando la presión por deforestación está dada por usuarios de tierra con grandes superficies y de manera ilegal –tal como en la Amazonía Brasileña (Börner *et al.*, 2010). A pesar de la evidencia empírica acerca de los impactos positivos de los PSA sobre el bienestar, algunos gobiernos y grupos de la sociedad civil desaprueban pagos de gran escala por el temor a desequilibrios en la distribución de impactos y beneficios. Negociar la efectividad en la conservación a favor de solidez en cuestiones de equidad puede ser, frecuentemente, un requisito para la factibilidad política de la implementación de esquemas de PSA a gran escala.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUSTSSON, K.; GARIBJANA, A. y ROJAS, E. C. S. (2010): *An assessment of initial impacts of applying a payment for environmental services programme on forest protection and livelihood security*. Norwegian University of Life Science, As.
- ALBÁN, M. y ARGÜELLO, M. (2004): *Un análisis de los impactos sociales y económicos de los proyectos de fijación de carbono en el Ecuador. El caso de PROFAFORFACE*. IIED, London, UK.
- ANGELSEN, A. (2008): «How do we set the reference levels for REDD payments?». In *Moving ahead with REDD: issues, options and implications*, edited by A. Angelsen. Bogor: CIFOR.
- ARMAS, A.; BÖRNER, J.; TITO, M. R.; CUBAS, L. D. y CORAL, S. T. *et al.* (2009): *Pagos por Servicios Ambientales para la conservación de bosques en la Amazonia peruana: Un análisis de viabilidad*. SERNANP, Lima, Perú.
- ASQUITH, N.; VARGAS-RÍOS, M. y SMITH, J. (2002): «Can forest-protection carbon projects improve rural livelihoods? Analysis of the Noel Kempff Mercado Climate Action Project, Bolivia». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 7: 323-337.
- BOYD, E. (2003): *Forests post Kyoto: Global priorities and local realities*. PhD Thesis, University of East Anglia, Norwich.
- BÖRNER, J. y WUNDER, S. (2008): «Paying for avoided deforestation in the Brazilian Amazon: From cost assessment to scheme design». *International Forestry Review*, 10: 496-511.

- BÖRNER, J.; WUNDER, S.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S.; TITO, M. R. y PEREIRA, L. (2010): «Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications». *Ecological Economics*, 69: 1272-1282.
- BRANDON, K. y WELLS, M. (2009): «Lessons for REDD+ from protected areas and integrated conservation and development projects». In: A. Angelsen (Ed.), *Realising REDD+*. Center for International Forestry Research Bogor: 225-237.
- BULTE, E. H.; LIPPER, L.; STRINGER, R. y ZILBERMAN, D. (2008): «Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives». *Environment and Development Economics*, 13 (03): 245-254.
- CACHO, O.; MARSHALL, G. R. y MILNE, M. (2005): «Transaction and abatement costs of carbon-sink projects in developing countries». *Environment and Development Economics*, 10: 597-614.
- CHOMITZ, K. M.; BRENES, E. y CONSTANTINO, L. (1999): «Financing environmental services: the Costa Rican experience and its implications». *The Science of The Total Environment*, 240(1-3): 157-169.
- CORBERA, E.; KOSOY, N. y MARTÍNEZ TUNA, M. (2007): «Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America». *Global Environmental Change*, 17 (3-4): 365-380.
- CORBERA, E. (2010): «REDD+: opportunities and challenges». *Ecología Política*, 39: 37-44.
- FAO (2007): *The State of Food and Agriculture: Paying Farmers for Environmental Services*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FERRARO, P. J. y KISS, A. (2002): «Direct payments to conserve biodiversity». *Science*, 298 (5599): 1718-1719.
- VIANA, V.; GRIEG-GRAN, M.; DELLA MEA, R. y RIBENBOIM, G. (2009): *The costs of REDD: Lessons from the Amazon*. IIED, London.
- GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I. y WUNDER, S. (2005): «How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America». *World Development*, 33 (9): 1511-1527.
- HANDA, S. y DAVIS, B. (2006): «The experience of conditional cash transfers in Latin America and the Caribbean». *Development Policy Review*, 24 (5): 513-536.
- KARSENTY, A. (2007): «Questioning rent for development swaps: new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries». *International Forestry Review*, 9 (1): 503-513.
- KOSOY, N.; CORBERA, E. y BROWN, K. (2009): «Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico». *Geoforum*, 39 (6): 2073-2083.
- LANDELL-MILLS, N. y PORRAS, I. (2002): *Silver buller or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*. IIED Catalogue.
- LOCATELLI, B.; ROJAS, V. y SALINAS, Z. (2008): «Impacts of payments for environmental services on local development in northern Costa Rica: A fuzzy multi-criteria analysis». *Forest Policy and Economics*, 10 (5): 275-285.

- LOHMANN, L. (2006): «Carbon Trading: A critical conversation on climate change, privatisation, and power». *Development Dialogue*, 48: 302-327.
- MAY, P. H.; BOYD, E.; VEIGA, F. y CHANG, M. (2003): *Local sustainable development effects of forest carbon projects in Brazil and Bolivia*. IIED Catalogue.
- MICHAELOWA, A. y JOTZO, F. (2005): «Transaction costs, institutional rigidities and the size of the clean development mechanism». *Energy Policy*, 33: 511-523.
- MILDER, J. C.; SCHERR, S. J. y BRACER, C. (2010): «Trends and future potential of payment for ecosystem services to alleviate rural poverty in developing countries». *Ecology and Society*, 15 (2): 6.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N. y MAY, P. H. (2010): «Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services». *Ecological Economics*, 69 (6): 1202-1208.
- NAGAI, H. (2005): *How cost-effective are carbon emission reductions under the Prototype Carbon Fund?* University of Oxford Oxford, UK.
- PAGIOLA, S.; BISHOP, J. y LANDELL MILLS, N. (2002): *Selling Forest Environmental Services: Market-based Incentives for Conservation and Development*. Earthscan.
- PAGIOLA, S. (2008): «Payments for environmental services in Costa Rica». *Ecological Economics*, 65 (4): 712-724.
- PAGIOLA, S.; ARCENAS, A. y PLATAIS, G. (2005): «Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America». *World Development*, 33 (2): 237-253.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; RODRÍGUEZ, L. C. y DURAIAPPAH, A. (2010): «Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach». *Ecological Economics*, 69 (6): 1237-1244.
- PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S. y FERRARO, P. J. (2010): «Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?». *Review of Environmental Economics and Policy*, 4 (2): 254-274.
- PFAFF, A.; KERR, S.; LIPPER, L.; CAVATASSI, R.; DAVIS, B. *et al.* (2007): «Will buying tropical forest carbon benefit the poor? Evidence from Costa Rica». *Land Use Policy*, 24 (3): 600-610.
- PORRAS, I.; GRIEG-GRAN, M. y NEVES, N. (2008): *All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries*. International Institute for Environment and Development.
- ROBERTSON, N. y WUNDER, S. (2005): *Fresh Tracks in the Forest. Assessing Incipient Payments for Environmental Services Initiatives in Bolivia*. CIFOR.
- ROSS, M.; DEPRO, B. y PATTANAYAK, S. (2007): *Assessing the economy-wide effects of the PSA Program*. Paper presented at the Workshop on Costa Rica's Experience with Payments for Environmental Services. San José, 25-26 September 2006.
- RUDEL, T. K.; COOMES, O. T.; MORAN, E.; ACHARD, F.; ANGELSEN, A.; XU, J. y LAMBIN, E. (2005): «Forest transitions: towards a global understanding of land use change». *Global Environmental Change Part A*, 15: 23-31.

- SATHAYE, J. y ANDRASKO, K. (2007): «Special issue on estimation of baselines and leakage in carbon mitigation forestry projects». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12 (6): 963-970.
- SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; CERQUEIRA, G. C. y GARCÍA, R. A. (2006): «Modelling conservation in the Amazon basin». *Nature*, 440 (7083): 520-523.
- SOHNGEN, B. y BROWN, S. (2004): «Measuring leakage from carbon projects in open economies: a stop timber harvesting project in Bolivia as a case study». *Canadian Journal of Forest Research*, 34 (4): 829-839.
- WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. y ANGELSEN, A. (2009): *Global and national REDD+ architecture: Linking institutions and actions*. In: A. Angelsen (Ed.), *Realising REDD+*. Center for International Forestry Research Bogor: 13-24.
- WORLD BANK (2010): *State and trends of the carbon market 2010*. World Bank, Washington D.C.
- WUNDER, S. (2005): «Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts». *CIFOR Occasional Paper*, 42, International Center for Forestry Research (CIFOR).
- WUNDER, S. (2006): «Are Direct Payments for Environmental services Spelling Doom for Sustainable Forest Management in the Tropics?». *Ecology and Society*, 11 (2).
- WUNDER, S. (2008): «Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence». *Environment and Development Economics*, 13 (03): 279-297.
- WUNDER, S. y ALBÁN, M. (2008): «Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador». *Ecological Economics*, 65 (4): 685-698.
- WUNDER, S.; ENGEL, S. y PAGIOLA, S. (2008): «Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries». *Ecological Economics*, 65 (4): 834-852.
- WÜNSCHER, T.; ENGEL, S. y WUNDER, S. (2008): «Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits». *Ecological Economics*, 65 (4): 822-833.

RESUMEN

Pagos por carbono en América latina: de la experiencia de proyectos piloto a la implementación a gran escala

En América Latina cada vez surgen más esquemas de pagos por servicios ambientales (PSA) como un elemento de política ambiental y gestión de los recursos naturales. A partir de una revisión de casos seleccionados sobre PSA relacionados con la captura de carbono en esta región, este artículo identifica oportunidades y potenciales obstáculos para la integración de PSA en programas nacionales y subnacionales en el ámbito de las iniciativas de Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y Degradación Forestal (REDD). Todavía no existe una evidencia clara sobre la efectividad comparativa de los esquemas de PSA como instrumento independiente de conservación de bosques. En muchos casos los pagos han sido implementados junto a medidas regulatorias de derecho de uso de los recursos y/o asistencia al desarrollo local. Los costos de implementación varían principalmente en función de la estrategia de intervención de estos esquemas. Sin descartar efectos negativos asociados al desarrollo bajo condiciones específicas, los esquemas PSA se han mostrado costo-efectivos a la hora de lograr objetivos conservacionistas de forma compatible con objetivos sociales. La viabilidad económica del mecanismo de PSA bajo el esquema REDD parece promisorio, pero deficiencias en el ordenamiento territorial de los derechos de propiedad de las tierras forestales en la región todavía representan un gran obstáculo para su aplicabilidad a gran escala.

PALABRAS CLAVE: pagos por carbono, REDD, conservación, costo de oportunidad, América Latina.

SUMMARY

Payment for Carbon in Latin America: From pilot project experiences to large scale implementation

In Latin America, payments for environmental services (PES) schemes play a steadily increasing role as elements of environmental policies and natural resource management approaches. PES follows the principles of conditional cash transfer, which many countries in the region have been applying for more than a decade in the form of national social assistance programs. In the environmental sector, nonetheless, few PES schemes have been up-scaled to the national level. Based on a selected set of Latin-American carbon payment schemes, this paper identifies opportunities and potential obstacles for the integration of PES in national and sub-national programs, such as those contemplated under a future Reduced Emissions from Deforestation and Degradation (REDD) mechanism. Evidence on the effectiveness of PES as an independent forest conservation policy tool is limited to date. In most cases, payments have been introduced alongside other policies, such as land use right regulations and/or local development assistance. Implementation costs thus vary predominantly depending on the intervention strategy. While negative development effects are possible under specific conditions, conservation objectives have been achieved in a socially compatible manner in most of the reviewed cases. Both from an environmental and socio-economic perspective, PES thus appear promising, but unclear tenure conditions in the major share of Latin American forest land still represent an important obstacle to large scale carbon payment schemes.

KEYWORDS: Payment for carbon, REDD, conservation, opportunity cost, Latin America.

La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable

DRISS EZZINE DE BLAS (*)

LUIS RICO (**)

MANUEL RUIZ PÉREZ (**)

VIRGINIE MARIS (***)

1. INTRODUCCIÓN

Los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) son [1] un contrato voluntario entre [2] un proveedor de [3] uno o varios servicios ambientales explícitamente definidos y [4] un beneficiario que retribuye por ellos [5] si y solo si estos servicios ambientales son efectivamente provistos –principio de condicionalidad (Wunder 2005). Esta definición, una y mil veces referida, sigue de actualidad aunque se traten de publicitar variantes que aportan sofisticaciones a la descripción del pago y a las características de los compradores y vendedores de servicios ambientales (Ferraro 2009).

En todos los casos, la definición de PSA ofrece una propuesta concreta y definida, una fórmula lista para usar en la gestión de ecosistemas, con los atractivos términos de «pagos» y «servicios ambientales» que integran en una misma expresión conceptos de economía y ecología. Su concreción en el terreno necesita además la interacción entre disciplinas como derecho –firma de contratos, convenios y partenariados–, geografía, sociología y psicología –métodos de consenso, mediación y acción colectiva, evaluación del bienestar asociado con la belleza estética, entre otros. La necesidad de esta interacción de disciplinas explica una parte del gran auge que los PSA están teniendo en el mundo académico, financiero, político y en ONGs de

(*) *Centro Internacional de Investigaciones Agronómicas para el Desarrollo (CIRAD). Montpellier, Francia.*

(**) *Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España.*

(***) *Centro Nacional de Investigaciones Científicas - Centro de Ecología Funcional y Evolutiva (CNRS-CEFE). Montpellier, Francia.*

desarrollo y conservación. Cabe destacar que los PSA han sido aplicados en programas nacionales de gestión de los ecosistemas –en Costa Rica, México y Ecuador (Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Pagiola 2008; Wunder 2008) y el incipiente desarrollo de instrumentos financieros para la mercantilización de los servicios ambientales como en el caso del *Wetland Banking* (1).

Desde el punto de vista geográfico, los PSA han supuesto una innovación cualitativa en la gestión de espacios rurales en países en desarrollo –en particular en América Latina (Wunder *et al.*, 2008), mientras que en países industrializados los PSA se están imbricando en las reformas de las políticas agrícolas ya en curso– como la Política Agraria Comunitaria en Europa (Dobbs y Pretty, 2008) y los subsidios a la producción agrícola en los Estados Unidos (Baylis *et al.*, 2008). Esta innovación cualitativa de los PSA en países en desarrollo es debida a que ha sido considerada una propuesta teóricamente más eficaz que las precedentes para integrar conservación y desarrollo –al menos a corto plazo– en contextos de institucionalidad baja (2) (Engel *et al.*, 2008; Wunder, 2006). Sin embargo, antes de entrar en el análisis de esquemas PSA biodiversidad y su implementación en países en desarrollo, debemos responder a dos preguntas básicas: ¿Qué definimos como pagos por servicios ambientales? Y más aún, ¿Qué papel ocupan los pagos por biodiversidad dentro del esquema de los PSA?

Sobre el terreno se identifican dos grandes tipos de PSA: los PSA puros y los casi-PSA (Muradian *et al.*, 2010). Los PSA puros son aquellos que cumplen las 5 condiciones arriba mencionadas. Los casi-PSA son aquellos que se inspiran en los mismos principios operacionales pero no reúnen alguna de las 5 condiciones anteriores. En la práctica, los casi-PSA son aquellos en los que el servicio ambiental no está bien definido o no es una externalidad –como es el caso del programa CAMPFIRE en Zimbabwe (Frost y Bond 2008), o bien aquellos en los que la condicionalidad no está asegurada –por substituir el pago directo a los proveedores del servicio por proyectos de conservación y desarrollo o cuando el vendedor del servicio no tiene *de facto* derechos de propiedad sobre las tierras (Turpie *et al.*, 2008). También se consideran como casi-PSA aquellos que no son voluntarios o en los que no existe adicionalidad –la medida en la que los PSA han supuesto una mejora para la conservación de la biodiversidad– comparado

(1) Esta iniciativa está apoyada por el servicio de fauna silvestre y pesca de los Estados Unidos, <http://www.epa.gov/wetlands/facts/fact16.html>.

(2) Definimos como institucionalidad baja aquellas situaciones en las que las leyes y normas son insuficientes o inapropiadas, y/o la capacidad de hacerlas cumplir está limitada por razones como: conflictos bélicos, corrupción, niveles de desarrollo económico y humano bajo etc.

con el escenario alternativo de la no implementación del PSA. En la práctica la excepción es que se contemplen las 5 condiciones (Muradian et al. 2010; ver Lipper y Neves, en este número).

La mayor parte de los PSA implementados alrededor del mundo generalmente retribuyen por: i) la regulación climática –en proyectos en los que se paga por la captura de carbono o la deforestación evitada; ii) la regulación hídrica –tanto en cantidad como en calidad; iii) el control de la erosión; iv) y la belleza escénica o paisajística (Mayrand y Paquin 2004). El PSA trata de internalizar al mercado los costes de mantenimiento de estos servicios que tradicionalmente no han tenido valor de cambio y de este modo, al menos teóricamente, potenciar su conservación y su flujo en el tiempo. Los servicios de provisión –alimentos, fibras etc.- ya tienen un valor de mercado (o en el caso de autoconsumo puede hacerse una estimación del mismo) y, por lo tanto, ya son comúnmente contabilizados en los indicadores de riqueza económica por lo que se suelen excluir del sistema de PSA.

Pero, con respecto a los servicios ambientales, la biodiversidad presenta un problema. Aunque se la incluye de forma explícita en varios esquemas PSA específicos, no aparece descrita como un servicio ecosistémico en la revisión hecha por el Informe de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005). Ricklefs (1993) define la biodiversidad como «una medida de la variedad de organismos dentro de un área local o regional, incluyendo variación genética, originalidad taxonómica y endemismos» (3). La biodiversidad es la diversidad de la composición –especies– y funciones de lo viviente a todos los niveles de organización.

En el contexto de este artículo, cabe plantearse qué relación existe entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad. Mientras algunos trabajos postulan que las características funcionales de los ecosistemas –la diversidad de las funciones del ecosistema o biodiversidad funcional– influyen de modo más sustancial que el número de especies –biodiversidad específica– en la producción de servicios ecosistémicos (Leps *et al.*, 1982; Givnish 1994; MacGillivray *et al.*, 1995; Hooper and Vitousek 1997; Grime 1997; Tilman *et al.*, 1997; Wardle *et al.*, 1997), otros señalan que la diversidad de poblaciones sí guarda relación con la provisión de servicios ambientales (Naeem y Wright 2003; Luck *et al.*, 2003; Díaz *et al.*, 2005; Kremen 2005; Balvanera 2006). Otros autores ofrecen una tercera vía que resalta la

(3) Traducción propia.

importancia de las estructuras jerárquicas de relaciones de red en las interacciones entre especies para caracterizar la funcionalidad de los ecosistemas (Bascombe *et al.*, 2006; Thébault y Loreau, 2006; Thébault y Fontaine, 2010).

Todos los autores coinciden en que los servicios ecosistémicos son bio-dependientes, la discusión está por contra articulada en torno a si es la biodiversidad funcional o la biodiversidad específica la que tiene una mayor influencia en el mantenimiento de estos servicios. Este debate no es baladí, pues la instrumentalización de sus conclusiones puede llevar a sectores no académicos a dar por sentado que una biodiversidad funcional mínima es suficiente para mantener la provisión de servicios ecosistémicos, legitimando en algún modo la extinción de la biodiversidad «teóricamente» no funcional –y por tanto parte de la biodiversidad específica, como un mal menor o un daño colateral al desarrollo económico. A su vez, al incorporar la biodiversidad dentro de un esquema de PSA surge la dificultad de monitorear la condicionalidad del pago cuando ésta no está explícitamente identificada. Y existe por supuesto el riesgo de creer –y de ejecutar– que los PSA equivalen a transmutar el valor de uso de los servicios ambientales, biodiversidad y funciones ecológicas asociadas, en simples valores de cambio que faciliten su mercantilización (Rees, 1997; McCauley, 2006; Spash, 2008; Kosoy y Corbera 2010; Gómez-Baggethum 2010).

Sin embargo, aún con estas polémicas en plena actividad, los esquemas PSA para la biodiversidad son una realidad. El objetivo de este artículo es analizar algunos casos relevantes de implementación de pagos por biodiversidad en países en desarrollo y la lógica de su funcionamiento, para ver de qué modo se han resuelto las dificultades mencionadas en esta introducción. Esto nos permite identificar las diferentes tendencias que existen dentro de la denominación genérica de PSA biodiversidad y proponer una perspectiva de análisis renovada de utilidad para futuras implementaciones de estos esquemas.

2. METODOLOGÍA Y CASOS DE ESTUDIO

Para el presente trabajo se ha realizado una revisión bibliográfica de esquemas PSA enfocados en la biodiversidad en países en desarrollo de Asia, África y América Central y del Sur. Contrariamente a otros esquemas PSA como pueden ser los pagos por regulación hidrológica o climática, los PSA biodiversidad son poco frecuentes. La revisión bibliográfica nos ha permitido seleccionar un total de 11 casos que cuentan con las características apropiadas para los objetivos del pre-

sente artículo. Estas son: que el esquema de PSA lleve el suficiente tiempo de implementación –mínimo 3 años–, que sea relevante en el debate internacional, y que se pudiese acceder a datos fiables en la bibliografía para tipificar el esquema y estimar cualitativamente sus impactos en el desarrollo rural y la conservación. Todos los datos del meta-análisis que presentamos en la sección 3 provienen por tanto de esta revisión bibliográfica.

De los 11 esquemas identificados cinco están siendo implementados en América Latina (Central y del Sur), otros cinco en el continente africano, y finalmente un único esquema en el Sureste Asiático (Camboya). En el continente asiático, los esquemas PSA son una propuesta reciente (Adhikari 2009), por lo que las dos regiones más representadas son África y América Latina. En el caso africano, la elevada frecuencia de casos se debe a que los esquemas de PSA biodiversidad han tomado el relevo o complementado los esfuerzos ya existentes de protección de las poblaciones de grandes mamíferos. A continuación describimos brevemente cada uno de los casos seleccionados:

América Latina

Bolivia - Los Negros:

Se trata de un pago por servicios de regulación hidrológica a través de la protección del bosque y de pagos por biodiversidad para la conservación del hábitat de la parte alta de la cuenca del río Los Negros, que es utilizada por 11 especies de aves migratorias neotropicales que se quieren proteger. Este esquema se está implementando en el valle del río Los Negros, en el departamento de Santa Cruz. El diseño ha respetado al máximo las 5 condiciones de los PSA puros: los pagos se realizan directamente a los proveedores del servicio por los compradores situados cuenca abajo con un alto grado de vigilancia en la evolución del caudal y por tanto de la condicionalidad.

Colombia – Río La Vieja:

Este esquema financiado por el Fondo Mundial para el Medio Ambiente –Global Environment Fund- ha sido implementado por la ONG colombiana CIPAV en 104 fincas ganaderas con un total de 3536,5 ha afectadas. El objetivo ha sido desarrollar itinerarios de explotación agrosilvopastoril alternativos que incrementen la diversidad general de las fincas. Los pagos se dan en función de la puntuación obtenida por el uso de la tierra en cada hectárea, habiendo

un total de 28 usos de tierra tipificados y pagándose por el total de puntuación obtenido anualmente.

Colombia – Salvajina:

Este proyecto se ubica en el corredor del Parque Nacional Natural (PNN) de Munchique en el departamento del Cauca al suroeste del país. El objetivo de esta intervención es conectar el PNN de Munchique con las Zonas Especiales de Manejo Zona Indígena, situadas al este del parque. El área afectada corresponde a 340.000 ha. Aunque su fecha de comienzo data del 2005 no se disponen todavía de resultados sobre el esquema de pagos realizados sino únicamente de los resultados sobre los diagnósticos ambientales, socio-económicos y el fortalecimiento de las instituciones indígenas, por lo que no cumple totalmente los criterios de selección de los casos.

Costa Rica – PSA biodiversidad:

El programa de PSA biodiversidad en Costa Rica fue iniciado en 1997 por el gobierno central de este país a través de una agencia creada específicamente para ello –el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, FONAFIFO. El PSA biodiversidad en Costa Rica se inserta dentro del programa PSA nacional en el que también se contemplan pagos por servicios de regulación hidrológica –mantención de bosques en partes altas de la cuenca– y regulación climática –captación de carbono. El gobierno financia los pagos a través de un impuesto del 3,5 por ciento recaudado sobre el precio de venta de los combustibles fósiles.

Ecuador – GTZ/CI Chachis:

El acrónimo de este esquema hace referencia a la agencia de cooperación alemana –Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)– que en colaboración con la ONG norteamericana Conservación Internacional (CI) han puesto en marcha desde 2004 un esquema de PSA biodiversidad para 300 familias de la etnia indígena de los Chachis que habitan en la región del Chocó ecuatoriano, en la frontera con Colombia. Los objetivos son la reducción de la caza y tala para proteger la biodiversidad de los bosques que estas comunidades habitan.

África

Sudáfrica – Parque Nacional de Richtersveld:

Al igual que en el caso de Campfire en Zimbabue (descrito más adelante), nos encontramos ante un esquema de PSA biodiversidad

«endémico» al continente africano, originado e implementado para dar una respuesta específica a las necesidades de conservación de la fauna y flora únicas de esta región. En el caso del Parque Nacional de Richtersveld –de 162.445 ha, y tras las negociaciones iniciadas en 1988, se produjo en 1991 la firma de los contratos de uso de las áreas incluidas en el parque entre la autoridad sudafricana de gestión de parques naturales –South African National Parks (SANP)– y la institución local en representación de los residentes de la región de Richtersveld. En el contrato se estipula un pago anual de 0,5 €/ha a la institución local que debe hacer respetar las consignas de conservación –evitar sobrepastoreo y explotación minera.

Kenia – Kitengela:

La zona de intervención de este proyecto se sitúa al sur del Parque Nacional de Nairobi. Debido a la densidad de población, a los períodos de sequías recurrentes y a la presencia de fauna silvestre, los conflictos por el acceso a tierras de cultivo y pastoreo estaban poniendo en peligro la estabilidad de las poblaciones, principalmente grandes mamíferos incluidos en la lista roja de especies en peligro de extinción de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). El esquema de PSA biodiversidad fue en este caso puesto en práctica por la agencia de cooperación de los Estados Unidos –USAID– a través del pago de un derecho de arrendamiento de las parcelas más conflictivas. El resultado ha sido el arrendamiento de un total de 300 ha en la periferia del PN de Nairobi. Los arrendatarios son cada uno de los propietarios de las tierras –que arriendan el tipo de uso de sus tierras– mientras que el arrendado es la USAID quién paga para que el uso de éstas sea el estipulado por ellos.

Madagascar – Proyecto Menabe:

Menabe se sitúa en la región central de la costa occidental malgache. Sus bosques son de importancia internacional para la conservación de especies endémicas amenazadas como la tortuga araña de carapacho plano (*Pyxis planicauda*) y la rata saltadora (*Hypogeomys antimena*) además de ser el hábitat de otras especies amenazadas. El promotor de los PSA biodiversidad se trata en este caso de la Fundación Durrell –Durrell Wildlife Conservation Trust– que remunera a los residentes de 10 pueblos en función de la abundancia y densidad de las especies de interés seleccionadas.

*Tanzania – Protección de nidos de tortuga marina
(Sea Turtle Nest Performance):*

Este esquema de PSA se ha aplicado en la isla de Mafia en Tanzania con el objetivo de proteger los huevos de las tortugas. La implementación de este esquema responde a los alarmantes datos de monitoreo previos a 2002 en los que se registraron tasas del 100 por cien en el robo de huevos de tortuga marina. El esquema está financiado por un comprador internacional (WWF) que aporta los fondos y ha capacitado una ONG nacional –SeaSense– que se encarga de su implementación desde el 2002 ofreciendo recompensas monetarias por la vigilancia de los nidos y primas en los casos en los que la incubación se dé con éxito.

*Zimbabue – CAMPFIRE (Communal Areas Management Programme
for Indigenous Resources):*

Este programa presenta la particularidad de haberse iniciado en 1989, con precedencia a la explosión de proyectos «etiquetados» como PSA en América Latina. Es importante señalar que esta misma precocidad en la concepción de un sistema de gestión de la biodiversidad cercano al propuesto por los PSA se encuentra también en otro de los casos africanos presentados más arriba, el Parque Nacional de Richtersveld. CAMPFIRE es un programa nacional que retribuye a los pueblos y residentes de reservas de safaris con un porcentaje del pago que los turistas y cazadores hacen para tener acceso a ellas. A diferencia de los PSA puros, en este caso el pago no se hace directamente a los proveedores del servicio sino que las compañías tour-operadoras de safaris ejercen como intermediarios pagando una cuantía a las instituciones locales. Éstas retribuyen a su vez al resto de los residentes de las reservas de safari. Un grupo de trabajo transversal compuesto por World Wildlife Fund (WWF), residentes de las reservas y otras organizaciones de gestión financiera asisten a las instituciones locales y residentes de los pueblos que reciben el pago para gestionar los fondos, identificar las inversiones necesarias y establecer las cuotas de caza.

Asia

Camboya – PSA biodiversidad:

Los bosques de Camboya se encuentran dentro del «hotspot» indo-birmaniano, caracterizados en particular por los bosques caducos de dipterocarpos que contienen una fauna extremadamente rica con un gran número de especies en la lista roja de la UICN (WCS 2009).

CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE LOS PSA ANALIZADOS

Cuadro 1

País	Fuente	Proyecto	Objetivos del pago	Biodiversidad	Comprador	Vendedor	¿Quién inició?	Año de comienzo
Bolivia	Asquith <i>et al.</i> , 2008	PSA Los Negros	Protección hábitat 11 especies de aves migratorias	Especies amenazadas	Municipalidad y donantes internacionales (US Fish & Wildlife Service)	Agricultores locales	ONG nacional (Fundación Natura)	2003
Colombia	Blanco <i>et al.</i> , 2008	Río La Vieja	Protección agrobiodiversidad	General	Donante público internacional (GEF)	Agricultores locales	Gobierno regional y ONG nacional (CIPAV)	2001
Colombia	Blanco <i>et al.</i> , 2008	Salvajina	Implementación corredor ecológico	General	Donantes internacionales públicos y privados (GEF y CI)	Agricultores locales y grupos indígenas residentes (Chachis)	ONG nacional (CIPAV)	2005
Costa Rica	Pagiola 2008	Programa nacional de PSA	Protección áreas de biodiversidad prioritaria	General	Gobierno nacional (FONAFIFO)	Propietarios de tierras, pueblos indígenas	Gobierno nacional y org. Internacional (WCS)	1997
Ecuador	Kosmus 2007	GTZ/CI-Chachis	Evitar la caza y la tala	General	Donantes internacionales (GTZ/CI)	Grupos indígenas residentes (Chachis)	Organizaciones internacionales (CI y GTZ)	2004
Sudáfrica	Ferraro 2009	Parque de Richtersveld	Protección hábitat fauna y flora silvestre	Especies amenazadas	Gobierno Nacional (SANP)	Pastores	Gobierno Nacional (SANP)	1991
Kenya	Ferraro 2009	Valle de Kitengela	Protección hábitat fauna silvestre	Especies amenazadas	Donante público internacional (USAID)	Agricultores locales, pueblos indígenas	Org. internacional (USAID) y Entidad Gestora del Parque	2002
Madagascar	Sommerville <i>et al.</i> , 2010	Menabe	Protección esp. en extinción	Especies amenazadas	Donante internacional (Durrell)	Residentes del bosque	Organización internacional (Durrell)	2003

Cuadro 1 (Continuación)

CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE LOS PSA ANALIZADOS

Pais	Fuente	Proyecto	Objetivos del pago	Biodiversidad	Comprador	Vendedor	¿Quién Inició?	Año de comienzo
Tanzania	Ferraro <i>et al.</i> , 2009	Sea Turtle Nest Performance	Protección hábitat tortuga marina	Especies amenazadas	Donante privado internacional (WWF)	Residentes de comunidades litorales	ONG internacional (WWF)	2002
Zimbabue	Frost y Bond 2008	Campfire	Protección de poblaciones de grandes mamíferos (elefantes, búfalos, etc.)	Especies amenazadas	Compradores internacionales privados y Donantes públicos internacionales (USAID, NORAD, DFID)	Residentes a través de Consejos Rurales de Distrito	Gobierno Nacional y ONGs nacionales	1989
Camboya	Clements <i>et al.</i> , 2010	PSA biodiversidad	Protección esp. en extinción	Especies amenazadas	Compradores privados y Donantes públicos internacionales	Residentes del bosque	Gobierno nacional y org. Internacional (WCS)	2007

Ante la imposibilidad del gobierno de Camboya de frenar la degradación de estos bosques a través de su sistema de áreas protegidas, el Ministerio de Medio Ambiente y el Ministerio de Agricultura, Bosques y Pesca trabajan conjuntamente con la ONG internacional *World Conservation Society* para elaborar una serie de esquemas PSA biodiversidad adaptados a los diferentes contextos y potencialidades de las regiones afectadas. Este programa piloto de PSA se inició en 2007 y ha adoptado tres estrategias diferentes: ecoturismo, producción de arroz certificada «amigable con la biodiversidad» y contratos para la protección de nidos de aves.

Dada la naturaleza cualitativa de la revisión bibliográfica, nos basaremos en los datos seleccionados de los casos de estudio para conducir el análisis comparativo. El cuadro 1 presenta los descriptores básicos utilizados, así como los autores de referencia del caso de estudio. La variable «objetivo del pago» describe el objeto contractual por el que se remunera, que categorizamos en la columna siguiente como biodiversidad en su conjunto o relativa a algunas especies emblemáticas (lo que Chevasus-au-Louis, 2009, llama biodiversidad común frente biodiversidad extraordinaria). La variable «comprador» permite identificar si se tratan de actores locales, nacionales o internacionales y de si son privados o públicos. La columna «vendedor» describe los actores locales receptores del pago y permite distinguir entre pagos destinados a un colectivo o pagos realizados a propietarios individuales. A continuación se realiza un análisis transversal de estas variables así como de la incidencia de estos proyectos en los contextos de desarrollo rural y de conservación en los que actúan.

3. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

3.1. Características y contextos de implementación

Un primer aspecto que surge del análisis es la variedad de proyectos que se circunscriben bajo el paraguas de PSA biodiversidad, desde híbridos entre esquemas PSA de regulación hidrológica y climática (como en el caso de Bolivia) a instrumentos clásicos de protección de la biodiversidad –como las áreas protegidas (caso de Sudáfrica) o los proyectos de integración de conservación y desarrollo (PICD, caso de Camboya), pasando por impuestos a la caza y al turismo (caso de Zimbabue). La dificultad de definir explícitamente la biodiversidad como un servicio hace que no sea posible realizar un esquema PSA puro para ésta. Aún así, la moda de los PSA y la cantidad creciente de recursos asociados a éstos ha conseguido atraer a

todo tipo de proyectos de conservación y desarrollo, amparándose en la protección de la biodiversidad, lo cual parece haber reforzado, al menos a corto plazo, los mismos.

Sin embargo, según se ha discutido en la introducción el vínculo entre biodiversidad y servicios ambientales, no queda del todo claro en ninguno de los proyectos. En América Latina, salvo el esquema PSA de Los Negros en Bolivia, todos los esquemas tienen como objetivo la protección de la biodiversidad en general. Los esquemas PSA biodiversidad del continente africano tienen por el contrario como objetivo la protección de especies concretas. Esta diferenciación se suma así a la discusión sobre biodiversidad *funcional y específica* y expresa la importancia –emocional– que tiene para la sociedad la diversidad biológica que se esté protegiendo: especies emblemáticas con frecuencia amenazadas de extinción frente a la protección general de la diversidad biológica en su conjunto. Así, mientras los términos biodiversidad específica y funcional guardan relación con el funcionamiento del ecosistema, la diferenciación entre especies emblemáticas y biodiversidad en general utilizada en los PSA biodiversidad estudiados tiene únicamente un valor social –asociado a emociones. Este hecho vincula a la biodiversidad con el servicio ambiental de belleza escénica, aunque es obvio que se comete un grave error al reducir el valor de la biodiversidad a su mero valor escénico.

Subyace aquí una primera contradicción pues ambas clasificaciones no guardan relación entre sí: una especie amenazada puede jugar un papel determinante en el ecosistema –biodiversidad funcional– o afectar únicamente al comportamiento de una población determinada. Esta diferencia conceptual entre el diseño de los PSA biodiversidad seleccionados y el contenido del debate académico muestra la existencia de una relativa lejanía y desconexión entre los actores que implementan proyectos PSA biodiversidad y los grupos científicos que investigan el vínculo entre servicios ambientales y biodiversidad. Mientras los primeros buscan cumplir con objetivos específicos y urgentes de conservación en un contexto particular, los segundos buscan establecer los nexos entre biodiversidad, funciones ecológicas y servicios ecosistémicos desde el plano teórico.

La dificultad existente en el monitoreo de la biodiversidad (y con ello de la dificultad de verificar la condicionalidad) es otra razón para elegir como objetivos del programa la protección de especies emblemáticas, pues se trata de un elemento más fácil de monitorear. En los programas cuyo objetivo es la protección de la biodiversidad en general, la provisión del servicio ambiental se asocia con cambios

en el uso del suelo, con servicios hidrológicos o de captación de carbono (más fáciles de cuantificar) o con el cumplimiento de alguna actividad propia de PICD (Zapata *et al.*, 2007).

Con respecto a las metodologías utilizadas para estipular la cuantía de los pagos, la solución más frecuente es realizar una evaluación de los costes de oportunidad para los vendedores del servicio como punto de inicio de las negociaciones. En ningún caso los pagos se corresponden con evaluaciones económicas de la biodiversidad. Los pagos responden a una compensación en la que el consenso y la negociación juegan un papel clave para determinar el valor del pago socialmente aceptable. Esta construcción de un consenso –aunque la existencia generalizada de consenso en los esquemas PSA se trate de un tema más de discusión (Perfecto *et al.*, 2005; Corbera *et al.*, 2007), junto con lo directo del pago y su condicionalidad son innovaciones eficaces y cualitativas con respecto a las herramientas clásicas de conservación de la biodiversidad pues tiene efectos como el empoderamiento de los usuarios locales de una forma eficaz (Corbera *et al.*, 2007). Los PSA biodiversidad parecen haber reforzado de manera exitosa –en el corto plazo, insistimos– los dispositivos de protección de la biodiversidad que caracterizan cada uno de los casos estudiados: en África la conservación de grandes mamíferos y flora endémica –casos de CAMPFIRE, Kitengela y Richtersveld– y en América Latina –donde en general un mayor nivel de desarrollo y presencia del Estado permite conservar la biodiversidad– a través de la red de áreas protegidas, la agrobiodiversidad y la restauración de corredores de biodiversidad a escala regional.

Otra de las características de los esquemas estudiados es que los compradores del servicio son en su mayoría entidades internacionales, con la excepción del programa de PSA en Costa Rica y los contratos de conservación en el Parque Nacional de Richtersveld. En este contexto, la labor de las organizaciones intermediarias y catalizadoras del esquema es clave para asegurar la condicionalidad del pago y la comunicación entre *comprador y vendedor de la biodiversidad* (4) por la lejanía cultural y geográfica entre ambos.

En relación también con este binomio formado por un comprador internacional y un vendedor local, una de las características de «mutuo beneficio» –en referencia a la expresión inglesa «win-win situation»– que el diseño PSA ha aportado a la conservación de la biodiversidad es que los receptores de los pagos tradicionalmente afec-

(4) Resaltamos con cursiva esta expresión pues ella levanta el polémico debate sobre la mercantilización de la biodiversidad y de la naturaleza y sus ecosistemas en general, analizado por Erik Gómez Baggeth en este mismo monográfico.

tados por las reglamentaciones ligadas a la conservación, sienten que su función mundial como protectores de la biodiversidad ya no es una quimera o una maldición que recae sobre sus esperanzas de desarrollo: su labor es reconocida por los donantes internacionales y nacionales de forma directa y el reconocimiento y retribución por esta responsabilidad genera una mayor estima social. Heyman y Ariely (2004) postulan en este sentido que aun pagos bajos pueden provocar cambios cualitativos en el comportamiento si este pago –en especies o monetario– va asociado con una carga de estima o rol social reconocido (van Noordwijk *et al.*, 2004). De este modo, la ineficaz integración por los mercados de los valores sociales en los programas de conservación clásicos ha sido parcial e implícitamente incorporada con éxito en el diseño de los esquemas PSA biodiversidad.

3.2. Los PSA biodiversidad en la balanza entre conservación y desarrollo

Esta sección aborda el impacto que los pagos por biodiversidad seleccionados han tenido en la conservación y el desarrollo rural. Para ello analizaremos la forma en la que los pagos han influido en el desarrollo local y el grado de amenaza para la biodiversidad antes y después de la implantación del pago. Este análisis *ex post*, cuyos datos se resumen en el cuadro 2, será utilizado para estimar la adicionalidad del esquema.

En lo que respecta al desarrollo económico y rural se observa que los pagos son mayoritariamente en forma de dinero: de los 11 casos seleccionados 8 casos ejecutaron pagos monetarios, un caso mezcló pagos monetarios y en especie y tan solo un caso pagó únicamente en especie. Para el caso de La Salvajina en Colombia no se disponen de información sobre los pagos. El pago se realiza o bien por hectárea o bien a título individual –el individuo puede representar a una familia. En la medida que lo permitían la disponibilidad de datos hemos convertido los pagos a €/familia/año, pues consideramos que es una mejor medida para comprender el alcance de los mismos en el desarrollo rural. De esta manera, el pago promedio de los casos seleccionados es de 100,3 €/fam./año –y de 15,4 €/ha/año (para el caso de Costa Rica y de Richtersveld la falta de datos ha imposibilitado esta conversión). El pago puede darse de forma directa al proveedor del servicio o a la institución local que represente al conjunto de los proveedores. En todos los casos estos pagos contribuyen al incremento de la riqueza de los proveedores del servicio: La existencia de una retribución directa entre compradores y proveedores permite que el pago impacte a corto y medio plazo de forma significativa a los proveedores.

Cuadro 2

IMPACTO DE LOS ESQUEMAS PSA BIODIVERSIDAD ESTUDIADOS EN LA CONSECUCIÓN DE OBJETIVOS DE DESARROLLO RURAL Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Proyecto	Modo de pago	Receptor del pago	Cuantía del pago o equivalente en dinero	Monitoreo	Impacto para el desarrollo rural	Amenaza antes	Amenaza después	Adicionalidad
GTZ/CI-Chachis	Dinero	Individual	92 €/fam./año (3,8 €/ha/año)	Bajo	Tiendas, Pozos, Techos, cacao orgánico	Caza y tala - Altas	Caza - Baja; Tala - Media	● ● ○
Menabe project	Dinero y en especies	Individual	2,8 €/pers./año	Estricto	Bienes domésticos de alto valor (generador etc.)	Caza y tala - Altas	Caza - Baja; Tala - Baja	● ● ●
PSA Cambodia	Dinero	Individual	92-122 €/fam./año	Medio	Infraestructuras colectivas, incremento del ingreso familiar	Caza - Media; Deforestación - Alta	Caza - Baja; Deforestación - Baja	● ● ○
Campfire	Dinero	Colectivo	n.d.	Estricto	Escuelas, dispensarios rurales, maquinaria agrícola	Caza y hábitat fauna silvestre - Media	Baja	● ● ○
PSA Los Negros	En especies	Colectivo	103 €/fam./año	Medio	Colmenas, vallas.	Deforestación - Baja	Baja	● ○ ○
PSA Costa-Rica	Dinero	Individual	35-49 €/ha/año	Bajo	Incremento ingreso familiar	Deforestación - Media/Baja	Baja	● ○ ○
Valle de Kitengela	Dinero	Individual	245 €/fam./año	Medio	Incremento ingreso familiar	Caza - Alta	Media	● ○ ○
Parque de Richtersveld	Dinero	Individual	0,5 €/ha/año	Bajo	Ecoturismo	Sobrepastoreo - Alta; Minería - Media	Sobrepastoreo - Media; Minería - Baja	● ● ○
Sea Turtle Nest Perf.	Dinero	Colectivo	4 €/pers./año	Estricto	Pequeños ingresos alternativos	Robo de huevos - Alta	Baja	● ● ●
Río La Vieja	Dinero	Colectivo	147 €/fam./año	Estricto	Mejora ambiental de itinerarios silvopastoriles	Agricultura intensiva - Alta	Media	● ○ ○

Sin embargo, la naturaleza de este impacto depende del receptor del mismo. Los pagos individuales suponen un ingreso alternativo al ingreso principal que permite ser invertido en bienes o prioridades individuales: compra de generadores eléctricos, cambio de itinerario agrícola, escolarización etc. El único caso de pago exclusivo en especies es en Los Negros, Bolivia, y ha permitido la inversión en sistemas productivos silvopastoriles –colmenas para la producción de miel o vallas para la protección del bosque y gestión del ganado. Cuando los pagos se realizan a las instituciones que representan a los proveedores locales, se observan mejoras en los bienes de uso colectivo: construcción de escuelas, mejora de las casas, dispensarios, maquinaria agrícola, pozos.

El cuadro incorpora una columna en cuanto a los requerimientos de monitoreo del PSA. Se ha estimado como *monitoreo estricto o alto* a aquellos esquemas en los que el monto del pago está condicionado por los resultados del monitoreo. Se ha considerado *monitoreo flexible o medio* cuando existe un monitoreo, pero el monto del pago no depende de él y *monitoreo bajo* cuando el esquema demanda escaso monitoreo.

Se observa un efecto positivo con respecto a la adicionalidad de los objetivos de conservación, en todos los casos, aunque con matices en cuanto a la persistencia de la amenaza y a su viabilidad en el medio y largo plazo. En aquellos casos en los que los efectos sobre la conservación se han valorado como bajos se debe a que la amenaza anterior ya era baja, y la implementación del PSA biodiversidad –justificado como prevención– la ha mantenido (Los Negros, Costa-Rica, Kitengela, La Vieja). En aquellos casos en los que una o varias amenazas son altas o alta y media, y el esquema PSA biodiversidad logra disminuirlas, se ha evaluado en adicionalidad media. Esta es la situación los casos más frecuente –5 casos– e indican amenazas que implican actores sociales o dinámicas de cambio de uso del suelo de mayor envergadura que la protección que puede aportar un esquema PSA. Esto indica que aunque el esquema PSA es apropiado, por sí solo no será suficiente para contener la amenaza en el largo plazo (Chachis, Camboya, Campfire, Richtersvel). Finalmente en aquellos casos en los que la amenaza era alta y pasa a ser baja se ha valorado la adicionalidad como alta. Estos casos responden a contextos en los que los proveedores del servicio tienen un control alto sobre la amenaza ya sea porque ellos son la causa o bien porque son capaces de controlar su origen. En estos casos el esquema PSA biodiversidad parece un instrumento eficaz siempre que se pueda mantener el (Menabe, Sea Turtle Nest).

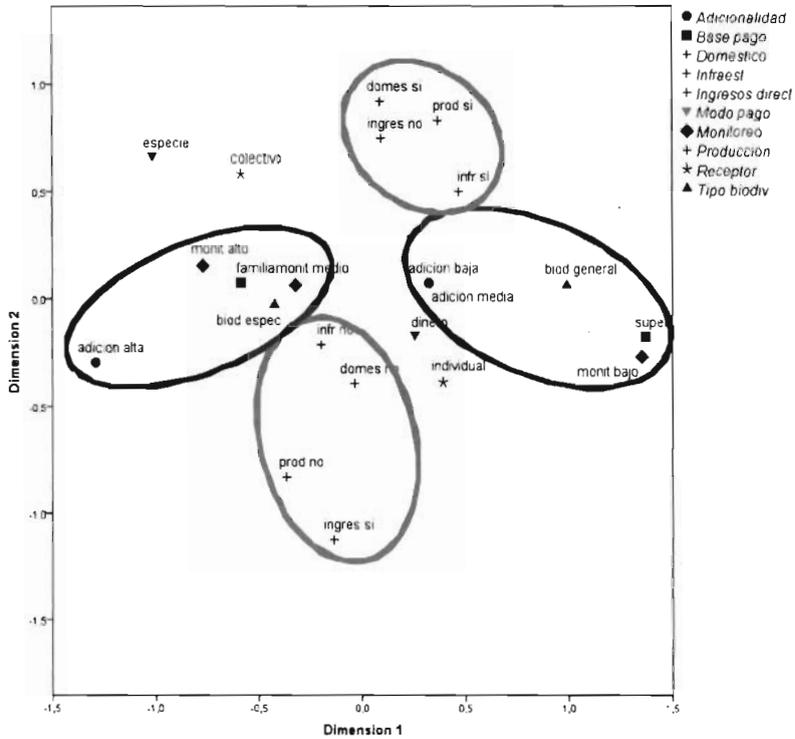
El cuadro 2 ha sido codificada añadiéndole la columna sobre tipo de biodiversidad del cuadro 1, a fin de analizar las relaciones entre las variables que conforman las modalidades de pago. La figura 1 muestra esta relación en el espacio definido por las primeras dimensiones del Análisis de Componentes Principales Categóricos.

El primer eje, que absorbe el 32 por ciento de la varianza, representa la base o motivo del pago, separando claramente los PSA destinados a conservar la biodiversidad en general, asociados a pagos por superficie, con escasa demanda de monitoreo y adicionalidad media-baja, de los PSA centrados en especies emblemáticas o amenazadas concretas, que requieren mayor monitoreo y ofrecen una adicionalidad mayor, cuyos pagos suelen estimarse en base a las familias.

El segundo eje (24 por ciento de la varianza) representa el destino del pago, separando los pagos monetarios directos del resto (mejora de infraestructuras, vivienda o base productiva), aunque los datos no permiten adentrarse en el impacto real de cada uno de los tipos en el desarrollo local. Dado que los esquemas son voluntarios parecería que se ha valorado entrar y es razonable suponer que compensa el coste de oportunidad, pero la falta de datos nos impide concretar este aspecto. En aquellas regiones en las que existe una institución local representativa y legítima, un consenso se establece entre la misma y los proveedores para decidir si se reparte el dinero por familias o se invierte el dinero de manera colectiva –es el caso de los proyectos Chachis, Campfire y Camboya. En aquellas en la que esta institución no existe y los objetivos de conservación apremian, un pago directo, individualizado y condicional puede ser efectivo si el pago se adecua al *coste de oportunidad socialmente aceptado* –que puede ser mayor o menor al coste de oportunidad definido por la teoría económica. Este coste incluye, además del coste de oportunidad, los costes de inversión y los costes de transacción necesarios para revertir el vector de degradación del servicio ambiental o de la biodiversidad (Van Hecken y Bastiaensen, 2009; Gregersen *et al.*, 2010; Karsenty *et al.*, 2010). Los costes de inversión son aquellos pagos cuyo objetivo es revertir de forma sistémica la amenaza para la biodiversidad ofreciendo una actividad económica alternativa y poniendo en marcha las condiciones necesarias para que esta actividad pueda realizarse. En el caso por ejemplo del PSA de Los Negros, esto equivaldría a no solo ofrecer a los agricultores colmenas para producir miel sino también asegurar los compradores y demás condiciones para que la producción sea vendida.

Figura 1

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES CATEGÓRICOS DE LAS RELACIONES ENTRE LAS VARIABLES QUE CONFORMAN LAS MODALIDADES DE PAGO



Dado el nivel de detalle del presente estudio no nos es posible establecer una valoración objetiva sobre cuál de las opciones es más eficaz para promover la conservación y el desarrollo rural de las poblaciones que participan en el esquema. Parece que la adaptación al contexto local es la única directriz para escoger la forma más adecuada de efectuar los pagos y asegurar la viabilidad del esquema de pagos por biodiversidad y su eficacia.

4. CONCLUSIONES: ÉXITOS Y LIMITACIONES DE LOS PSA BIODIVERSIDAD

El presente artículo traza una visión general de las principales polémicas que giran en torno a los pagos por biodiversidad así como las características de algunos esquemas seleccionados en aplicación en países en desarrollo para discutir su eficacia para contribuir a la conservación y al desarrollo rural.

La primera característica que destaca de los PSA biodiversidad es la dificultad de establecer esquemas puros de PSA, pues no existe un servicio delimitado como tal y el monitoreo o la valoración económica de los servicios prestados por ésta no se presenta como una tarea fácil. Ante esta dificultad, fundamentalmente desde diferentes entidades dedicadas a la gestión de proyectos de conservación se ha optado por establecer programas ligados a especies emblemáticas o a usos del suelo concretos, a fin de canalizar fondos de donantes internacionales aprovechando la popularidad de los PSA.

Los PSA cuyo objetivo es mantener especies concretas, muestran por lo general más posibilidades de asemejarse a un esquema PSA puro. Sin embargo, esta solución puede resultar problemática en diferentes casos, como el hecho de que no existan especies emblemáticas concretas en peligro de extinción o en el caso de que programas enfocados a la protección de una sola especie descuiden otros aspectos del funcionamiento del ecosistema. Una primera reflexión que surge de aquí es la necesidad de ir más allá del debate PSA-puros o casi PSA, pues se muestra poco útil en el terreno, lo que implica redefinir los esquemas de PSA para que se ajusten mejor a las necesidades locales de cada región (Muradian *et al.*, 2010).

Los resultados de nuestro meta-análisis muestran cómo desde la gestión se ha obviado en gran medida el debate académico acerca de la evaluación de la biodiversidad y muestra que dentro del espectro que va de la investigación a la implementación, la diferencia de discurso varía notablemente. También pone de manifiesto que por más que el avance del conocimiento científico trate de agregar valor económico a la biodiversidad por la suma de servicios ambientales en los cuales demostramos que participa, existe una intangibilidad inherente al papel que la biodiversidad juega en el equilibrio ecológico que mantiene –todavía– en vida a la especie humana. Por este motivo, justificar que el valor de la biodiversidad sea el de los servicios que mantienen nos conducirá a una estrategia de gestión del medio ambiente demasiado reduccionista.

Los casos analizados en este estudio muestran que los pagos por biodiversidad han tomado prestado del diseño de los PSA la condicionabilidad y la remuneración directa entre compradores y proveedores. De este modo se ha logrado revertir o disminuir eficazmente –y a corto plazo– amenazas sobre la biodiversidad a la vez que parece haber desencadenado ciertas mejoras locales en el nivel de desarrollo. En todos los casos los pagos se establecen como resultado de una negociación que fija un umbral mínimo de aceptación social. Sin embargo se desconocen los costes de oportunidad de haber implementado los

programas, por lo que, desde un punto de vista clásico en el esquema PSA, no se puede evaluar de forma completa si éstos han sido eficientes o no (Wunder, 2005), aunque, como hemos señalado con anterioridad, la evaluación económica del pago que se basa en la evaluación del coste de oportunidad es una aproximación limitada.

Con todo, no queda muy clara la idoneidad de los PSA como herramienta de lucha contra la pérdida de biodiversidad en zonas empobrecidas. Pese a las ventajas en términos de adicionalidad para ciertos parámetros ligados a la conservación cabe enumerar un número importante de desventajas que, analizadas en su conjunto, y unidas a las dificultades enunciadas anteriormente, podrían indicar una nueva generación de estrategias de gestión del medio ambiente. En primer lugar, desde el punto de vista temporal, se precisa asegurar un flujo financiero en el tiempo para que los pagos sean efectivos en el largo plazo, algo que no parece asegurado en los casos estudiados donde mayoritariamente se trata de una donación internacional puntual. No se debe olvidar que los PSA pueden generar conflictos sobre la tenencia de la tierra que desplace a las poblaciones más empobrecidas (Landell-Mill & Porras, 2002), especialmente en lugares en donde muchas poblaciones no disponen de derechos sobre sus tierras. Por último cabe señalar que los esquemas PSA pueden servir como vector para la mercantilización de la naturaleza en detrimento de su valor intrínseco de uso, provocando la pérdida de una base cultural para su conservación (Martin *et al.*, 2008).

Estas limitaciones en la implementación de los PSA biodiversidad pueden tener sin embargo un efecto dinamizador al hacernos confrontar las necesidades de la gestión de los servicios ecosistémicos y de las externalidades ecológicas del modelo económico actual. Puede llevarnos a diseñar e implementar nuevos esquemas de cambios dominó de regulaciones que alíen prosperidad sin crecimiento, a través de una economía y ecología aliadas de forma sistémica desde la raíz del modelo de sociedad (Jackson, 2009; Pauli, 2009; Weber, 2009).

BIBLIOGRAFÍA

- ADHIKARI, B. (2009): «Market-Based Approaches to Environmental Management: A Review of Lessons from Payment for Environmental Services in Asia». *ADBI Working Paper*, 134. Tokyo: Asian Development Bank Institute. <http://www.adbi.org/workingpaper/72009/03/26/2906.market.based.approaches.environmental.mngt/>.
- ASQUITH, N. M.; VARGASA, M. T. y WUNDER, S. (2008): «Selling two environmental services: In-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia». *Ecological Economics*, 65: 675-684.

- BALVANERA, P.; PFISTERER, A. B.; BUCHMANN, N.; HE, J. S.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D. y SCHMID, B. (2006): «Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services». *Ecology Letters*, 9: 1146-1156.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. y OLESEN, J. M. (2006): «Asymmetric Coevolutionary Networks Facilitate Biodiversity Maintenance». *Science*, 312: 431-433.
- BAYLIS, K.; PELOW, S.; RAUSSER, G. y SIMON, L. (2008): «Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison». *Ecological Economics*, 65: 753-764.
- BERTKE, E. y MARGGRAF, R. (2005): «An Incentive Based Tool for Ecologically and Economically Efficient Provision of Agrobiodiversity». Bogor, CIFOR.
- BLANCO, J.; WUNDER, S. y NAVARRETE, F. (2008): «La Experiencia Colombiana en Esquemas de Pagos por Servicios Ambientales. Ecovera, Bogotá, Colombia».
http://www.cifor.cgiar.org/pes/publications/pdf_files/colombia_experience.pdf
- BOYD, J. y BANZHAF, S. (2007): «What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units». *Ecological Economics*, 63: 616-626.
- CLEMENTS, T.; JOHN, A.; NIELSEN, K.; AN, D.; TAN, S. y MILNER-GULLAND, E. J. (2010): «Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia». *Ecological Economics*, 69: 1283-1291.
- CORBERA, E.; KOSOY, N. y MARTÍNEZ TUNA, M. (2011): «Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America». *Global Environmental Change*, 17: 365-380.
- DÍAZ, S.; TILMAN, D.; FARGIONE, J.; CHAPIN, F. I. y DIRZO, R. (2005): «Biodiversity regulation of ecosystem services». En: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Condition and Trends Working Group*. Washington (D. C.): Island Press. pp. 297-329.
- DOBBS, T. L. y PRETTY, J. (2008): «Case study of agri-environmental payments: The United Kingdom». *Ecological Economics*, 65: 765-775.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S. y WUNDER, S. (2008): «Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues». *Ecological Economics*, 65: 663-674.
- FERRARO, P. J. (2009): «Regional Review of Payments for Watershed Services: Sub-Saharan Africa». *Journal of Sustainable Forestry*, 28: 525-550.
- FERRARO, P. J. y GJERTSEN, H. (2009): «A Global Review of Incentive Payments for Sea Turtle Conservation». *Conservation and Biology*, 8(1): 48-56.
- FROST, P. G. H. y BOND, I. (2008): «The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services». *Ecological Economics*, 65: 776-787.
- GIVNISH, T. J. (1994): «Does diversity beget stability?» *Nature*, 371: 113-114.

- GÓMEZ-BAGGETHUM, E. (2010): «To ecologise economics or to economise ecology. Theoretical controversies and operational challenges in ecosystem services valuation». Tesis doctoral. Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- GRIME, J. P. (1997): «Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens». *Science*, 277: 1260-1261.
- GREGERSEN, H.; LAKANY, H. E. y WHITE, A. (2010): «Does the Opportunity Cost Approach Indicate the Real Cost of REDD+? Rights and Realities of Paying for REDD+». Rights and Resources Initiative, Washington DC.
- HEYMAN, J. y ARIELY, D. (2004): «Effort for payment. A tale of two markets». *Psychological Science*, 15 (11): 787-793.
- HOOPER, D. U. y VITOUSEK, P. M. (1997): «The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes». *Science*, 277: 1302-1305.
- JACKSON, T. (2009): «Prosperity without Growth». Sustainable Development Commission. Londres. http://www.sd-commission.org.uk/file_download.php?target=/publications/downloads/prosperity_without_growth_report.pdf
- KARSENTY, A.; SEMBRES, T. y RADRIANARISON, M. (2010): «Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud». *Revue Tiers Monde*, 202: 57-74.
- KOSMUS, M. (2007): «Acuerdos de Incentivos para la Conservación Proyecto Gran Reserva Chachi Ecuador». Taller Diseño de PSAs 15 Enero 2007 Papallacta, Ecuador. <http://www.redrisas.org/casos/chachis.pdf>.
- KOSOY, N. y CORBERA, E. (2010): «Payments for ecosystem services as commodity fetishism». *Ecological Economics*, 69: 1228-1236.
- KREMEN, C. (2005): «Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?». *Ecology Letters*, 8: 468-79.
- LANDELL-MILLS, N. y PORRAS, I. T. (2002): «Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. Instruments for sustainable private sector forestry series». International Institute for Environment and Development, London.
- LEP?, J.; OSBORNOVÁ-KOSINOVÁ, J. y REJMÁNEK, M. (1982): «Community stability, complexity and species life history strategies». *Vegetation*, 50: 53-63.
- LUCK, G. W.; DAILY, G. C. y EHRLICH, P. R. (2003): «Population diversity and ecosystem services». *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 331-336.
- MCCAULEY, D. J. (2006): «Selling out on nature». *Nature*, 443: 27-28.
- MACGILLIVRAY, C. W., GRIME, J. P. y BAND, S. R. (1995): «Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events». *Functional Ecology*, 9: 640-649.
- MARTIN, A.; BLOWERS, A. y BOERSEMA, J. (2008): «Paying for environmental services: can we afford to lose a cultural basis for conservation?». *Environmental Sciences*, 5: 1-5.
- MAYRAND, K. y PAQUIN, M. (2004): «Payments for Environmental Services: A Survey and Assessment of Current Schemes». Unisféra, Montreal.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA) (2005): «Ecosystems and human well-being. Biodiversity synthesis».

- <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>
- MUÑOZ-PIÑA, C.; GUEVARA, A.; TORRESC, J. M. y BRAÑA, J. (2008): «Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results». *Ecological Economics*, 65: 725-736.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N. y MAY, P. H. (2010): «Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services». *Ecological Economics*, 69: 1202-1208.
- NAEEM, S. y WRIGHT, J. P. (2003): «Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem». *Ecology Letters*, 6(6): 567-579.
- NOORDWIJK, M. VAN, CHANDLER, F. y TOMICH, T. (2004): «An introduction to the conceptual basis of RUPES: rewarding upland poor for the environmental services they provide». ICRAF-Southeast Asia, Bogor.
- PAGIOLA, S. (2008): «Payments for environmental services in Costa Rica». *Ecological Economics*, 65: 712-724.
- PAULI, G. (2009): «The Blue Economy Cultivating a New Business Model for a Time of Crisis». Paradigm Publications, New Mexico.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; MAS, A. y SOTO PINTO, L. (2005): «Biodiversity, yield, and shade coffee certification». *Ecological Economics*, 54: 435-446.
- RICKLEFS, R. (1993): «The Economy of Nature». W. H. Freeman, New York.
- REES, W. E. (1997): «How should a parasite value its host?». *Ecological Economics*, 25: 49-52.
- SOMMERVILLE, M.; JONES, J. P.; RAHAJAHARISON, M. y MILNER-GULLAND, E. J. (2010): «The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar». *Ecological Economics*, 69: 1262-1271.
- SPASH, C. (2008): «How much is that ecosystem in the window? The one with the Bio-diverse Trail». *Environmental Values*, 17: 259-284.
- THÉBAULT, E. y FONTAINE, C. (2010): «Stability of Ecological Communities and the Architecture of Mutualistic and Trophic Networks». *Science*, 329: 853-856.
- THÉBAULT, E. y LOREAU, M. (2006): «The relationship between biodiversity and ecosystem functioning in food webs». *Ecological Research*, 21: 17-25.
- TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M. y SIEMANN, E. (1997): «The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes». *Science*, 277: 1300-1302.
- TURPIE, J. K., MARAIS, C. y BLIGNAUT J. C. (2008): «The working for water programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa». *Ecological Economics*, 65: 788-798.
- VAN HECKEN, G. y BASTIAENSEN, J. (2009): «The Potential and Limitations of Markets and Payments for Ecosystem Services in Agricultural Landscape Restoration». Critical Reflections Inspired by an Assessment of the RISEMP Program in Matiguás - Río Blanco, Nicaragua. Discussion paper 2009/2. Institute of Development, Policy and Management, Antwerp.

- WARDLE, D. A.; ZACKRISSON, O.; HORNBERG, G. y GALLET, C. (1997): «The influence of island area on ecosystem properties». *Science*, 277: 1296-1299.
- WEBER, J. (2009): «Un monde plus responsable. Green Economy et nouvelles regulations, resorts d'une nouvelle croissance?». *Prospective Stratégique*, 35: 42-29.
- WORLD CONSERVATION SOCIETY (2009): «List of Animals on the IUCN Red List Found in Cambodia». Wildlife Conservation Society, Cambodia Program, Phnom Penh.
- WUNDER, S. (2005): «Payments for Environmental Services: some nuts and bolts». *CIFOR artículo de trabajo*, N° 42.
http://www.cifor.cgiar.org/pes/publications/pdf_files/OP-42.pdf
- (2006): «The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation». *Conservation Biology*, 21: 48-58.
- WUNDER, S.; ENGEL, S. y PAGIOLA, S. (2008): «Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries». *Ecological Economics*, 65: 834-852.
- ZAPATA, A.; MURGUEITIO, E.; MEJÍA, C.; ZULUAGA, A. F. e IBRAHIM, M. (2007): «Efecto del pago por servicios ambientales en la adopción de sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos de la cuenca media del río La Vieja, Colombia». *Agroforesteria en las Américas*, N° 45.

RESUMEN

La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable

En el presente artículo exploramos el papel de los PSA en la protección de la biodiversidad en países en desarrollo. Para ello analizamos el vínculo entre biodiversidad y servicios ambientales. Exploramos qué complejidades inherentes a su naturaleza ecológica emergen a la hora de su cuantificación, monitoreo y evaluación económica. A continuación interpretamos este marco teórico a través de 11 proyectos de PSA biodiversidad en países en desarrollo donde analizamos su impacto para la conservación y el desarrollo rural. El meta-análisis muestra que los pagos genéricos por biodiversidad suelen requerir menos monitoreo y están asociados a pagos por superficie, mientras que los pagos para conservar especies emblemáticas suelen realizarse por hogar y están sujetos a un mayor seguimiento y control. Estos proyectos han obviado debates académicos sobre la funcionalidad y el monitoreo de la biodiversidad, optando por soluciones pragmáticas como el hecho de ligar la biodiversidad a especies emblemáticas o al uso de la tierra. Por ello discutimos e identificamos algunos elementos para avanzar hacia nuevas conceptualizaciones de PSA que se ajusten más a las necesidades locales de cada región.

PALABRAS CLAVE: Pagos por Servicios Ambientales, biodiversidad, desarrollo rural, conservación, adicionalidad, condicionalidad.

SUMMARY

The role of Biodiversity in Payments for Environmental Services: Disentangling the inextricable

The present paper analyses the links between Payments for Environmental Services (PES) and biodiversity conservation in developing countries. We first discuss some of the inherent complexities and uncertainties when linking biodiversity to ecosystem services and the related inconsistencies to deal with ecosystem services monitoring, quantification and biodiversity economic valuation. We then apply such theoretical framework in 11 biodiversity PES field projects to evaluate the impacts on biodiversity conservation and rural development. We find that PES designed for conserving ecosystem biodiversity with no concrete species targeting, require less monitoring and payments are done on a per surface basis. Biodiversity PES projects targeting concrete species require more monitoring and control, and payments are done on a per family basis. These projects have not addressed the polemic of the lack of consistent links between ecosystem functions and biodiversity, and have adopted a practical approach where biodiversity depends on land uses or targets specific species threaten by extinction. We finally suggest some design features to better adjust PES to local needs while coping with forthcoming socio-economic challenges.

KEYWORDS: Payments for Environmental Services, biodiversity, rural development, conservation, additionality, conditionality.

**EVALUADORES QUE HAN COLABORADO EN LA REVISTA ESPAÑOLA DE ESTUDIOS
AGROSOCIALES Y PESQUEROS DESDE ENERO A DICIEMBRE DE 2010**

Juan Manuel García Bartolomé. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino

Eduardo Bericat. Universidad de Sevilla

Teresa Ferreira. Universidade Técnica de Lisboa

Manuel Varela. Universidad de Vigo

José Albiac Murillo. Universidad de Zaragoza

José Antonio Gómez-Limón. Universidad de Valladolid

Rosario Sampedro Gallego. Universidad de Valladolid

Cecilia Díaz-Méndez. Universidad de Oviedo

Ikerne del Valle Erkiaga. Universidad del País Vasco

Fernando González Laxe. Universidad de La Coruña

Lorenzo Serrano Martínez. Universidad de Valencia

Ernest Reig Martínez. Universidad de Valencia

Dolores de Miguel Gómez. Universidad Politécnica de Cartagena

Víctor Martín Cerdeño. Universidad Complutense de Madrid

Teodoro Luque Martínez. Universidad de Granada

José Ramón Mauleón. Universidad del País Vasco

Rafaela Dios Palomares. Universidad de Córdoba

Monia Ben Kaabia. Universidad de Zaragoza

Cecilia Díaz Méndez. Universidad de Oviedo

Rosario Sampedro. Universidad de Valladolid

Eneko Garmendia. Universidad del País Vasco

Javier Sanz Cañada. CSIC, Centro Superior de Investigaciones Científicas

María del Mar Delgado. Universidad de Córdoba

Dionisio Ortiz Miranda. Universidad Politécnica de Valencia

Elena Meliá Martí. Universidad Politécnica de Valencia

Ricardo Server Izquierdo. Universidad Politécnica de Valencia

José Enrique Bigné Alcañiz. Universidad de Valencia

Manuel Parras Rosa. Universidad de Jaén

Cándido Pañeda Fernández. Universidad de Oviedo

Víctor Bretón Solo de Zaldivar. Universidad de Lleida

David Hoyos Ramos. Universidad del País Vasco

Aurelia Bengochea Morancho. Universidad Jaume I. Castellón

Fernando Garrido Fernández. CSIC, Centro Superior de Investigaciones Científicas

Carlos Parra López. IFAPA – Junta de Andalucía

Fernando Vidal Giménez. Universidad Miguel Hernández

Eva Iglesias Martínez. Universidad Politécnica de Madrid

Ana Cristina Gómez Muñoz. Universidad de Córdoba

María Blanco Fonseca. Universidad Politécnica de Madrid

Lourdes Viladomiu Canela. Universidad Autónoma de Barcelona

María Loureiro García. Universidad de Santiago de Compostela

Oihana García Alonso. Universidad del País Vasco
 Javier Calatrava Requena. IFAPA – Junta de Andalucía
 M^a José Vázquez Cueto. Universidad de Sevilla
 Antonio Titos Moreno. Universidad de Córdoba
 Ana Jesús López Menéndez. Universidad de Oviedo
 Jorge Santiso Blanco. Universidad de Santiago de Compostela
 Alicia Langreo Navarro. SABORA – Sociedad de Estudios
 Encarnación Aguilar Criado. Universidad de Sevilla
 Mercedes Sánchez García. Universidad Pública de Navarra
 Juan Sebastián Castillo Valero. Universidad de Castilla-La Mancha
 Edelmiro López Iglesias. Universidad de Santiago de Compostela
 Elena Espeitx Bernat. Universidad de Zaragoza
 Luis Miguel Albisu Aguado. CITA – Gobierno de Aragón
 Vicent Estruch Guitart. Universidad Politécnica de Valencia
 Felisa Ceña Delgado. Universidad de Córdoba
 José Ferragolo da Veiga. Universidade Técnica de Lisboa
 Paloma Candela Soto. Universidad Complutense de Madrid
 Luis Carlos Rodríguez. Australian Commonwealth Scientific and Research Organization, Australia
 Roldan Muradian. Centre for Internacional Development Issues Nijmegen, Holanda
 Fabiano Toni. CDS, Universidade de Brasilia
 Adam Drucker. Bioversity International, Roma
 Leo Peskett. Overseas Research Institute, Reino Unido
 Tobias Wünscher. Center for Development Research (ZEF), Bonn
 Peter May. Federal Rural University of Rio de Janeiro, Brasil.
 Stefano Pagiola. Banco Mundial, Washington
 Ina Porras. International Institute for Environment and Development, Londres
 Chirstos Zografos. Universidad Autónoma de Barcelona

**Datos correspondientes al período
 1 de enero de 2010 a 31 de diciembre de 2010**

01.01.2010	Artículos en proceso de evaluación	11
01.01.2010 a 31.12.2010	Artículos recibidos en la Secretaría de la Revista	31
Total		42

Acuerdos del Comité de Redacción durante 2010

Artículos aceptados para su publicación	10	23,8%
Artículos no aceptados para su publicación	17	40,5%
Artículos que continuaban en proceso de evaluación a 31.12.2010	15	35,7%

227
3/2010

*Revista Española
de Estudios
Agrosociales y
Pesqueros*

La Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, refundición de la Revista de Estudios Agrosociales y de la revista Agricultura y Sociedad, es una publicación periódica y especializada en temas relativos al medio rural con referencia especial a los sectores agrario, pesquero y forestal, al sistema agroalimentario, a los recursos naturales, al medio ambiente y al desarrollo rural, desde el objeto y método de las ciencias sociales.

ESTUDIOS

Joaquín Olona Blasco y Miguel Ángel Horta Sicilia

Evaluación de la política de precios del agua de riego. Evidencias empíricas en Navarra.

María José Fernández Aldecua y Yancy Vaillant

Capital social e innovación empresarial. El caso del Priorat, Catalunya.

María Mónica Fernández López, Alfredo Fernández Ríos y Guillermo Riesco Muñoz

Propuesta de gestión de la pesca en las poblaciones de trucha común del río Lóuzara (Lugo, España).

María del Mar García Galán, Alejandro del Moral Agúndez y Clementina Galera Casquet

Valoración de la importancia de la denominación de origen desde la perspectiva de la empresa. El caso DO Ribera del Guadiana.

Ester Guijarro y Francisco Guijarro

Valoración multicriterio de empresas: una aplicación al sector bodeguero.

CRÍTICA DE LIBROS

Director:

Edita: *Secretaría General Técnica
Ministerio de Medio Ambiente
y Medio Rural y Marino*

Solicitudes: A través del Centro de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Paseo de la Infanta Isabel, 1 • 28071 Madrid. Télf.: (91) 347 55 50 • Fax: (91) 347 57 22 • 28071 • E-mail: mcruzpl@mapya.es
www.mapya.es/pags/info/index.htm. Librerías especializadas.

Redacción: Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros. C/ Alfonso XII, n.º 56 - 28071 Madrid (España).
Télf.: 91 347 55 48 Fax: 91 347 57 22 • E-mail: jpalacio@mapya.es / smorales@marm.es

Suscripción anual 2010 (4 números)

- España	52,88 €
- Extranjero	72,60 €
- Número suelto	20,19 €

ARTÍCULOS

Gutiérrez S., Alejandro

PRESENTACIÓN

(9-12)

Oliveira, Leidy Diana de Souza de;
Watanabe, Eluiza Alberto de Morais;
Lima-Filho, Dario de Oliveira y
Sproesser, Renato Luiz

EVALUACIÓN DE POLÍTICAS PÚBLICAS PARA LA SEGURIDAD ALIMENTARIA EN PAÍSES CON DIFERENTES NIVELES DE DESARROLLO

(15-29)

Macías Macías, Alejandro

COMPETITIVIDAD DE MÉXICO EN EL MERCADO DE FRUTAS Y HORTALIZAS DE ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA, 1989-2009

(31-48)

Delgado, Aleyda; Armas, Wilmer;
D'Aubeterre, Ramón; Hernández, Carlos y
Araque, César

SOSTENIBILIDAD DEL SISTEMA DE PRODUCCIÓN Capra hircus-Aloe vera EN EL SEMIÁRIDO DE CAUDERALES (ESTADO LARA, VENEZUELA)

(49-63)

Grisa, Catia; Gazolla, Marcio y Schneider, Sergio

LA «PRODUCCIÓN INVISIBLE» EN LA AGRICULTURA FAMILIAR: AUTOCONSUMO, SEGURIDAD ALIMENTARIA Y POLÍTICAS DE DESARROLLO RURAL

(65-79)

Tondolo, Vilmar Antonio Gonçalves;
Bitencourt, Cláudia Cristina y
Tondolo, Rosana da Rosa Portella

DINÁMICA DE DESARROLLO DE CAPACIDADES PARA IMPLEMENTAR UNA ESTRATEGIA INTERNACIONAL: EL CASO DE UNA EMPRESA VINÍCOLA BRASILEÑA

(81-86)

Viloria Carrillo, Francisca

DOS DIMENSIONES DE LA TOMA DE DECISIONES DE AGRICULTORES SOBRE EL MANTENIMIENTO DE REGISTROS

(87-99)

Souza Passador, Cláudia; Passador, Luiz João y
Rojas Huayta, Violeta

POLÍTICAS CONTRA LA SEQUÍA Y LA TÉCNICA DE CISTERNAS EN BRASIL

(101-113)

Anido R., José Daniel; García Álvarez-Coque, José María y Ouabouch, Hassan

EL SECTOR DE FRUTAS Y HORTALIZAS ESPAÑOL Y LA POLÍTICA AGRARIA COMÚN: ACTUALIDAD Y PERSPECTIVAS EN EL MARCO DE LA ORGANIZACIÓN COMÚN DE MERCADOS

(115-139)

MISCELÁNEOS (141)

Agroalimentaria es una publicación científica, arbitrada, de frecuencia semestral, especializada en el área de las ciencias sociales relacionadas con los estudios sobre agricultura, alimentación, desarrollo rural y ambiente. Los artículos que se publican en *Agroalimentaria* son de exclusiva responsabilidad de sus autores y no reflejan en ningún caso el pensamiento de los editores ni del Centro de Investigaciones Agroalimentarias (CIAAL) de la Universidad de Los Andes (ULA).

Agroalimentaria está abierta a todos los investigadores de la especialidad, nacionales y extranjeros. Es editada por el CIAAL de la Facultad de Ciencias Económicas y Sociales (FACES) de la ULA (Mérida, Venezuela).

Los artículos publicados en *Agroalimentaria* son admitidos previamente por el Comité Editorial y luego revisados por dos árbitros, bajo el sistema de doble ciego.

Para toda correspondencia, envío de manuscritos, suscripciones, canje y otros propósitos, dirigirse a: **AGROALIMENTARIA-Centro de Investigaciones Agroalimentarias (CIAAL), Facultad de Ciencias Económicas y Sociales (FACES), Universidad de Los Andes, Núcleo Liria, Edificio G «Leocadio Hontoria», 2° Piso, Mérida 5101, Venezuela.** Telefax: +58-274-2401031 y +58-274-240385531; o a través de la página Web: <http://www.saber.ula.ve/ciaal/agroalimentaria>.

Para contactos o envío de manuscritos, favor escribir a las direcciones electrónicas: agroalimentaria@ula.ve; ciaalgut@ula.ve; agutie@ula.ve

Coordinador del Comité Editorial:

Alejandro Gutiérrez S.

Comité Editorial: Elvira Ablan, José Daniel Anido R.,

Rafael Cartay, Rita Giacalone, Luisa Elena Molina

Asistente Editorial:

Martha Hernández

Agroalimentaria es publicada dos veces al año (junio, diciembre) y las tarifas de suscripción, incluido el flete, son las siguientes:

	Ejemplar suelto	Anual (2 números)	Bianual (4 números)
Venezuela	Bs.F. 40	Bs.F. 70	Bs.F. 130
América Latina	US \$ 20	US \$ 35	US \$ 65
Resto del mundo	US \$ 25	US \$ 40	US \$ 75

Número Monográfico
«PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES Y DESARROLLO ECONÓMICO:
PERSPECTIVAS Y RETOS»

(Payments for Environmental Services and Economic Development:
Perspectives and Challenges)

INTRODUCCIÓN

Pagos por servicios ambientales: perspectivas y experiencias innovadoras para la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural, por <i>Unai Pascual</i> y <i>Esteve Corbera</i>	11
---	----

ESTUDIOS

Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación teórica a la implementación, por <i>Erik Gómez-Baggethun</i>	33
Pagos por servicios ambientales: ¿qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?, por <i>Leslie Lipper</i> y <i>Bernardete Neves</i>	55
Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México, por <i>Carlos Muñoz-Piña</i> , <i>Marisol Rivera</i> , <i>Alfredo Cisneros</i> y <i>Helena García</i>	87
Pagos por carbono en América Latina: de la experiencia de proyectos piloto a la implementación a gran escala, por <i>Jan Börner</i> , <i>Sven Wunder</i> y <i>Ángel Armas</i>	115
La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable, por <i>Driss Ezzine de Blas</i> , <i>Luis Rico</i> , <i>Manuel Ruiz Pérez</i> y <i>Virginie Maris</i>	139

