

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 período 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 expresos 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 Porrás, 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	Sí	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	Sí	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	Sí	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, apeándose 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/DBJKU72W10XA8T46RV9GZ3FSINHQLE>

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 expost 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 adelanto	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 provisiones 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/E5O7G4XIPWJ8F3NK00T1IG6055Z7AS>

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 Amazonía 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.
- PFUFF, 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.