

LOS PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES EN AMÉRICA LATINA: GOBERNANZA, IMPACTOS Y PERSPECTIVAS

Driss Ezzine de Blas, Jean-François Le Coq
y Alejandro Guevara Sanginés (coords.)

UNIVERSIDAD IBEROAMERICANA

UNIVERSIDAD IBEROAMERICANA CIUDAD DE MÉXICO.
BIBLIOTECA FRANCISCO XAVIER CLAVIGERO

[LC] HC 79.C7 P34.2017

[Dewey] 338.43 P34.2017

Los pagos por servicios ambientales en América Latina. Gobernanza, impactos y perspectivas / Driss Ezzine de Blas, Jean-François Le Coq y Alejandro Guevara Sanginés (coords.). – México: Universidad Iberoamericana Ciudad de México, 2017. – 360 pp. – 17 × 23 cm. – ISBN: 978-607-417-451-9.

1. Pagos por servicios ambientales – América Latina. 2. Política ambiental – América Latina. 3. Ecología – Aspectos económicos – América Latina. I. Ezzine de Blas, Driss. II. Coq, Jean-Francois. III. Guevara Sanginés, Alejandro. IV. Universidad Iberoamericana Ciudad de México.

D.R. © Universidad Iberoamericana, A.C.
Prol. Paseo de la Reforma 880
Col. Lomas de Santa Fe
Ciudad de México
01219
publica@ibero.mx

Primera edición: 2017.
ISBN: 978-607-417-451-9

Todos los derechos reservados. Cualquier reproducción hecha sin consentimiento del editor se considerará ilícita. El infractor se hará acreedor a las sanciones establecidas en las leyes sobre la materia. Si desea reproducir contenido de la presente obra escriba a: publica@ibero.mx

Impreso y hecho en México.

LOS PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES ENTRE LA ACCIÓN PÚBLICA Y LA PRIVADA: UN ANÁLISIS GLOBAL

Driss Ezzine de Blas, Sven Wunder, Manuel Ruiz-Pérez
y Rocío Moreno

INTRODUCCIÓN

Los esquemas de pagos por servicios ambientales (psa) pueden ser financiados tanto por el sector público como por el privado, ya sea de modo exclusivo o de cooperación entre ambos. Las ventajas y los inconvenientes de cada opción forman parte de la discusión académica y práctica (Muradian *et al.*, 2013). Los esquemas privados suelen estar negociados y diseñados a escala local, lo cual implica que los usuarios del servicio ambiental pueden sancionar directamente un posible no cumplimiento del contrato (Sattler y Matzdorf, 2013). Por ejemplo, el caso del psa para captura de carbono (Profafor en Ecuador) (Wunder y Albán, 2008), el de calidad química del agua de la compañía Vittel en Francia (Perrot-Maître, 2006) y el esquema para la conservación de la fauna silvestre de Simanjiro en Tanzania (Nelson, 2008) son claros ejemplos de psa privados en los que los usuarios tienen una relación directa con el servicio ambiental y los proveedores. En esquemas financiados por el sector público, los gobiernos locales o nacionales ejercen como representantes de los intereses de los usuarios de los servicios ambientales y recolectan impuestos o derechos sobre los mismos, vinculados a la provisión del servicio ambiental (Dobbs y Pretty, 2008). El programa nacional chino de reconversión de las tierras cultivadas en pendiente (Sloping Land Conversion Program) (Bennett, 2008; Gutiérrez *et al.*, 2016), el de conservación de reservas (Conservation Reserve Program) en Estados Unidos (Claassen *et al.*, 2008) y los programas nacionales de psa en Costa Rica (Pagiola, 2008) y México (Muñoz-Piña *et al.*, 2008) son casos representativos. Asimismo, también existen numerosos casos de hibridación entre el sector público y el privado (Frost y Bond, 2008; Honey-Rosés *et al.*, 2011).

En sectores como sanidad, bancario, transporte o de distribución de agua potable, la posible diferencia en adicionalidad resultante de que el servicio sea provisto por el sector privado o el público ha sido debatida y analizada de manera mucho más extensa que para los servicios ambientales (Massimo, 2004; Hamm *et al.*, 2012). Carecemos además de los análisis cuantitativos que nos permitan definir tipologías y tendencias globales de cómo los PSA se están implementando con respecto al servicio ambiental, la ubicación geográfica, los actores implicados y la adicionalidad ambiental. Extraer los patrones empíricos que subyacen de la acumulación de estudios acerca de PSA a nivel global, y ver cómo se posicionan los casos latinoamericanos con relación a las tendencias globales, es un paso fundamental para diseñar mejores políticas y prácticas (Sattler y Matzdorf, 2013).

Este capítulo presenta y expande los resultados del metaanálisis realizado por Ezzine de Blas *et al.* (2016), con hincapié en el posicionamiento de los casos latinoamericanos respecto al patrón mundial; se estudian las tipologías que subyacen entre las características de una muestra global de PSA, el papel que juegan los factores institucionales y contextuales en definirlos, y cuáles de éstos predicen obtener una adicionalidad ambiental positiva. Utilizamos un criterio financiero para definir el tipo de PSA con respecto al sector, y desarrollamos un modelo que vincula ambos aspectos con el monto de los pagos.

SELECCIÓN DE CASOS Y METODOLOGÍA

Nuestro principal criterio a la hora de seleccionar los casos de estudio fue la existencia de un compromiso formal y explícito por asegurar la condicionalidad del esquema a través de un contrato. Aun siendo la condicionalidad el factor aglutinador fundamental de los casos de estudio seleccionados, nos interesamos también por saber cómo los PSA se comportan con respecto a los cinco criterios más utilizados para definirlos (Wunder, 2015); aquellos esquemas que reúnen plenamente en su implementación los cinco criterios se definen como “PSA canónicos”. En lo que toca a la selección de los casos de estudio, se usaron los criterios metodológicos aplicados en revisiones sistemáticas de evidencia, tanto por las ciencias biomédicas como por las ciencias sociales (Cooper, 2010; Higgins y Green, 2011; CEBIC, 2013), a través de una investigación sistemática en bases de datos científicas con comité de lectura —como Scienedirect, Scopus y en Google Scholar—. Tras la eliminación

de duplicados y el filtrado final de referencias, se obtuvieron noventa sobre un total de 55 PSA, de los cuales 47 son aún operativos, 23 en América Latina¹.

Las fuentes bibliográficas seleccionadas permitieron construir una base de datos compuesta por cincuenta variables dentro de las categorías siguientes: i) contexto de implementación (país, región, ecosistema, vínculo entre el uso del suelo y el servicio ambiental, extensión espacial); ii) diseño del programa (monitoreo, sanción, focalización, diferenciación de pagos); iii) acuerdos institucionales (tipos de actores, contexto económico en el que se da el acuerdo); iv) financiación del programa (sectores que asumen sus costos, tipo y nivel de los pagos, duración del contrato); v) puntuación del indicador “PSA canónico”; y vi) evidencia de adicionalidad ambiental (unidad de medida, método y nivel). La base de datos combina variables categóricas (sin jerarquía entre niveles), ordinales y continuas². Algunos puntos importantes que merecen ser reseñados relacionados con la elaboración de la base de datos son: los actores y sectores correspondientes que participaron en las diferentes fases del esquema de PSA y lo financiaron se clasificaron entre sector público, sector privado comercial (empresas) y sector privado no comercial (ONG, fundaciones, organizaciones de la sociedad civil). Los costos del programa se dividieron entre aquellos de lanzamiento, corrientes de gestión (administrativos, de implementación, de monitoreo) y los pagos propiamente dichos. Los esquemas financiados en su totalidad o mayor medida por el sector público se clasificaron como esquemas públicos. Se procedió de igual manera con los otros dos sectores. El indicador de “PSA canónico” está compuesto por la suma de criterios que definen un PSA “puro” (Wunder, 2015) junto con un indicador que caracteriza lo directo del pago entre el usuario y el beneficiario (Muradian *et al.*, 2010). Este indicador compuesto nos permite abarcar la diversidad de esquemas de PSA que, aun teniendo todos en común la dimensión de condicionalidad, presentan una gran variedad con respecto al resto de sus criterios (tabla 1).

¹ Disponible en: <http://journals.plos.org/plosone/article/metrics?id=10.1371/journal.pone.0149847#viewedHeader>

² Disponible en: <http://journals.plos.org/plosone/article/metrics?id=10.1371/journal.pone.0149847#viewedHeader>

Tabla 1. Construcción del indicador “PSA canónico”: variables de implementación y puntuaciones. Valor mínimo: 6. Valor máximo: 17.

Criterio	Valores	Definición	Referencia
Indicador “PSA canónico” calculado como la suma de:			
Pago directo entre usuario y proveedor	[1:4]	Bajo; Medio; Alto; Muy Alto	Muradian <i>et al.</i> (2010)
Usuarios voluntarios	[1:2]	Algunos; Todos	Wunder (2005)
Proveedores voluntarios	[1:2]	Algunos; Todos	Wunder (2015)
Vínculo entre el servicio ambiental y el uso del suelo	[1:3]	Asumido; Asumido por transferencia de investigación; Probado localmente	Wunder (2015)
Grado de condicionalidad como el producto de:			Wunder (2005) criterio (e)
i) Monitoreo	[1:3]	Uso del suelo; Servicio ambiental; Ambos	
ii) Sanción	[1:3]	Sin sanciones; Aplicadas parcialmente; Aplicadas	

Por último, la adicionalidad ambiental se presentó como una variable compleja de categorizar debido a la heterogeneidad de la evidencia para los casos de estudio. Dado el objetivo del presente trabajo, se decidió incluir tanto la evidencia cuantitativa como la cualitativa, con respecto a la adicionalidad ambiental, y clasificarla de acuerdo con la precisión de los métodos de medida³. Este procedimiento nos permitió identificar cinco niveles de precisión aplicables a los dos grados de adicionalidad (ver tabla 2).

³ Consultar Ezzine de Blas *et al.* (2016) para ver una descripción detallada de la metodología de clasificación del grado de adicionalidad.

Tabla 2. Grado de adicionalidad ambiental en función de las características de la evidencia científica.

Precisión de la medida	No adicional (núm. de casos)	Adicional (núm. de casos)	Tipo de evidencia disponible
Muy baja	5	5	Descripción cualitativa de resultados ambientales con mención a los mismos reducida
Baja	4	7	Estudio cualitativo específico o sección del estudio con evidencia cualitativa de la adicionalidad ambiental
Media	1	4	i) Evidencia cualitativa verificada por varios estudios; o ii) Evidencia cuantitativa basada en trayectorias temporales pero sin análisis de inferencia causal
Buena	0	19	Análisis cuantitativo basado en modelización y una muestra estadísticamente significativa
Muy buena	2	4	Estudio de impacto basado en la metodología de antes-después-control-intervención y en análisis de pares usando variables de control <i>versus</i> tratamiento

De este modo, de los 55 casos de estudio seleccionados, pudimos lograr clasificar el grado de adicionalidad para 51, con cuatro sin haber estudiado y reportado ni cualitativa ni cuantitativamente el grado de adicionalidad ambiental del esquema.

RESULTADOS

LOCALIZACIÓN, SUPERFICIE Y PAGOS

En América Latina, la mayoría de los casos (alrededor de 65%) son esquemas financiados por el sector público, una cuarta parte por el sector privado y el resto (10%) por el sector privado no comercial. En Europa, América del Norte y Asia, el patrón es similar aunque con mayor presencia de esquemas públicos (70%). En África, por el contrario, es donde más abundan los esquemas privados con 85%, de

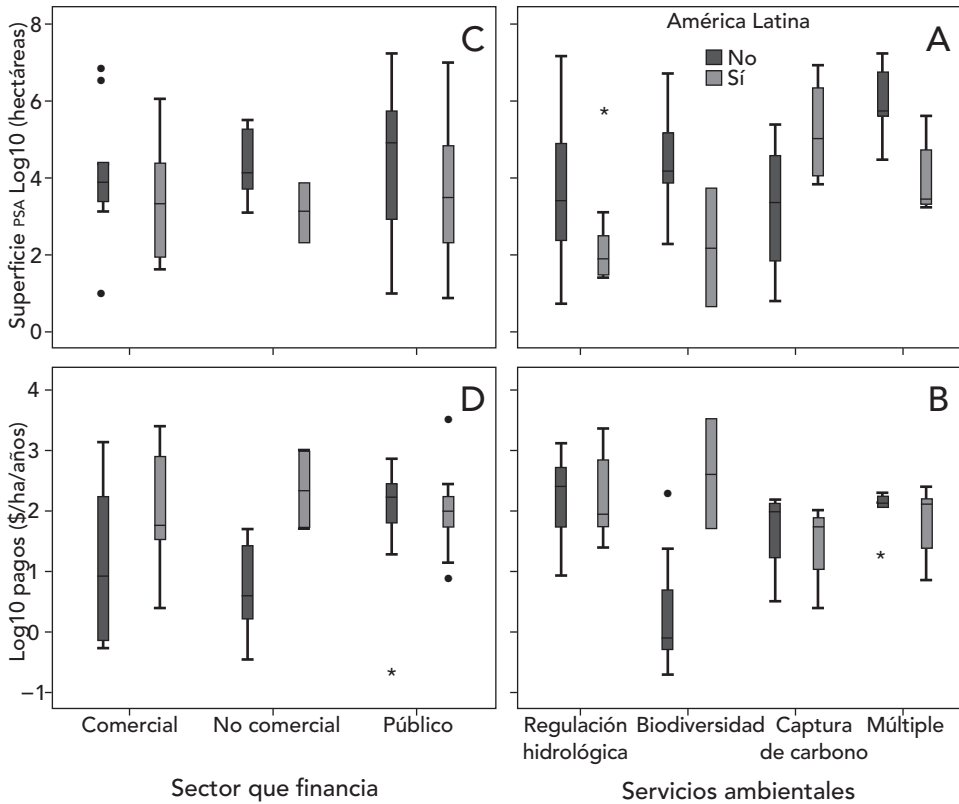
los cuales más de la mitad son financiados por el sector privado comercial a través de ecoturismo y safaris.

Asimismo, en 75% de los casos el sector que asume los gastos de lanzamiento del PSA también paga los costos de gestión. Cuando se da un cambio de sector entre el diseño o lanzamiento del proyecto y su ejecución, la situación más frecuente es que el sector público cubra aquellos iniciales y transfiera el esquema al sector privado que cubre los costos de gestión y los pagos. Éste es el caso, por ejemplo, del PSA de carbono de Scolel Té en el sur de México, que contó con una financiación inicial del Departamento de Desarrollo Internacional de Reino Unido en asociación con El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), de México, y la Universidad de Edimburgo. Sin embargo, este esquema se encuentra actualmente bajo la gestión de la compañía privada Ambio (Osborne, 2010). La transferencia de un esquema de provisión de servicios del sector público hacia el privado se ha observado en otros sectores de la economía (Massimo, 2004).

Otra variable de suma relevancia es el nivel de pagos por hectárea o unidad objetivo (por ejemplo, una familia o una explotación rural). Este nivel de pagos expresa la voluntad de invertir del sector que los realiza, lo cual expresa una estrategia y objetivos específicos. Dado que el esquema más antiguo en la muestra, el Conservation Reserve Program (CRP) de Estados Unidos, comenzó en 1985, se ajustaron los pagos a un nivel de referencia dado según datos de inflación (<http://www.oecd-ilibrary.org/statistics>). Se fijó 2003 como año base por representar la media de inicio de los 55 esquemas de la muestra, y se ajustó al valor del dólar estadounidense para ese año. Los valores medios de pagos y tamaño de los esquemas muestran diferencias estadísticas significativas a lo largo de los diferentes servicios ambientales (figuras 1A y 1B). Los esquemas de pagos para servicios de regulación hidrológica son los más pequeños en superficie, pero los que tienen mayor nivel de pago por hectárea. Los esquemas para captura de carbono, protección de la biodiversidad y mantenimiento de la agricultura multifuncional tienen una superficie media similar —aunque los esquemas de captura de carbono presentan mayor variabilidad—. Los esquemas para el mantenimiento de la agricultura multifuncional son los que presentan menor variación en términos del monto de pagos por hectárea, al mismo tiempo que registran la mayor superficie en hectáreas. Los pagos más bajos responden a los esquemas de conservación de la biodiversidad. Aquéllos financiados por el

sector público son más extensos de media que los esquemas privados y pagan más por hectárea (figuras 1C y 1D). Además, los pagos varían mucho menos entre esquemas públicos que entre los privados.

Figura 1. Pagos y superficie del esquema en función del tipo de servicio ambiental y sector económico. Los casos latinoamericanos aparecen de color claro.



Un paso más para explorar la variabilidad registrada en los niveles de los pagos requiere examinar qué razones determinan estos niveles y de qué manera se relacionan con, por ejemplo, la superficie del esquema. Desde un punto de vista microeconómico, el servicio ambiental debería jugar un papel central en la función de producción de los usuarios, de manera que mueva a incentivar el monto de pagos necesarios para revertir el problema ambiental. Podemos suponer, por lo tanto,

que los pagos van a depender del papel del servicio ambiental en la función de producción, que a su vez depende del tipo de sector y su actividad económica. Finalmente, como parte de la hipótesis de inversiones decrecientes a mayores escalas, también podemos suponer que la superficie del esquema puede jugar un papel en determinar el nivel final de los pagos. Integramos estas suposiciones en un modelo lineal general que predice el monto de los pagos —siempre en dólares por hectárea al valor real de 2003 y en logaritmo de base 10— en función del tipo de servicio ambiental, del sector económico —privado *vs* público— y de la superficie —en hectáreas convertidas en logaritmo de base 10—. El modelo es significativo ($p = 0.002$, $R^2 = 0.81$) y muestra la fuerte significancia estadística de los pagos en función del tipo de servicio ambiental. La interacción entre el sector y la superficie del esquema sólo es significativa para el sector privado, y tiene signo negativo (tabla 3).

Tabla 3. Modelo lineal general para predecir el nivel de pagos.

	Coefficiente	Error estándar
Privado* Superficie	-.284 ⁺	0.161
Público* Superficie	0.01	0.093
Privado* Agua	2.759**	0.496
Privado* Carbono	1.468*	0.832
Privado* Biodiversidad	2.313**	0.792
Público* Agua	1.729**	0.42
Público* Carbono	0.705	0.683
Público* Biodiversidad	1.683*	0.69
Público* Multifuncional	1.567**	0.509
N = 51		
Constante de Levene	4.248	
Significación	0.002	

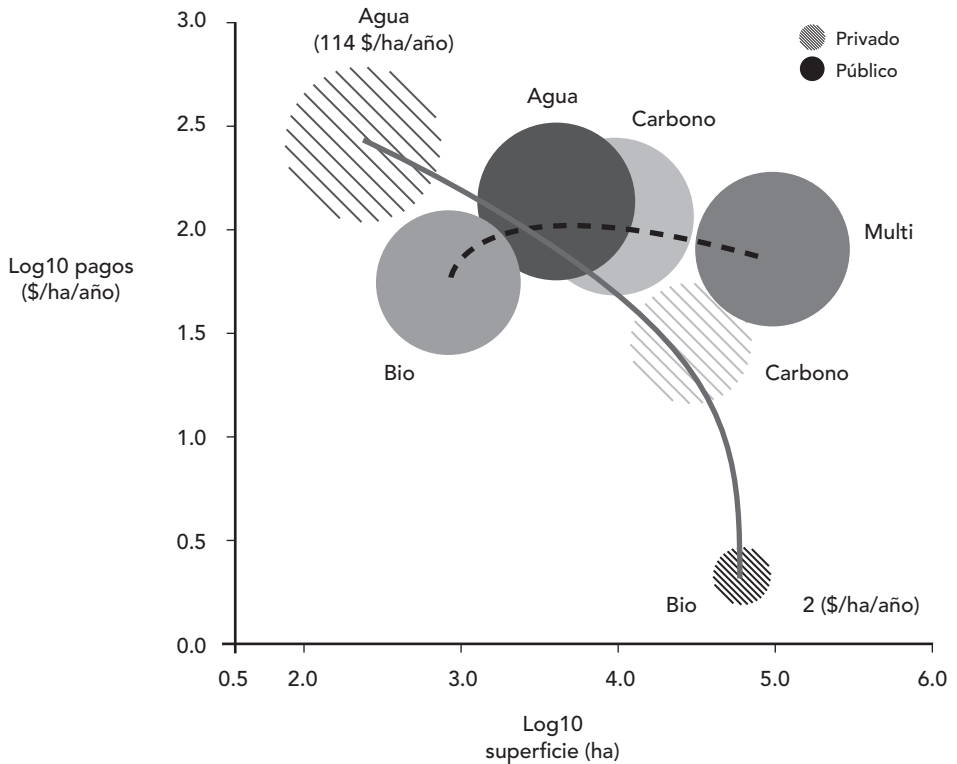
+ Significación al 10 por ciento.

* Significación al 5 por ciento.

** Significación al 1 por ciento.

La representación del pago frente a la superficie nos permite profundizar en el análisis de esta relación. Observamos que el comportamiento del sector privado es dependiente del tipo de servicio y la superficie del esquema, mientras que el sector público presenta un nivel de pagos relativamente invariable con respecto al servicio, y que varía sólo con la superficie del esquema (figura 2). La ausencia de esquemas en su mayoría financiados por el sector privado para la agricultura multifuncional explica la ausencia de esta categoría dentro del sector. Este resultado nos ofrece una lectura microeconómica detrás de la decisión de invertir en los PSA: los pagos pueden interpretarse como una disposición a invertir, una voluntad de pagar, incentivada por una combinación del papel del servicio ambiental en la función de producción del sector privado así como la superficie que es necesario gestionar. Esto indica que el sector privado estaría dispuesto a invertir cantidades relativamente grandes de dinero por hectárea para mantener el servicio de regulación hidrológica, siempre y cuando la superficie sea pequeña (\$114/ha/año de media) y el servicio ambiental esté claramente asociado con su función de producción. Esta disposición al pago decrece —de modo similar a la inversa de una función exponencial negativa— a medida que el papel del servicio ambiental en la función de producción es más difuso: el servicio ambiental de captura de carbono registra pagos menores en superficies más amplias, mientras que la biodiversidad es el servicio ambiental que recibe los pagos más pequeños en una superficie mayor (\$2/ha/año de media) por parte del sector privado.

Figura 2. Predicción del nivel de pagos por tipo de servicio ambiental, superficie del esquema y tipo de sector.



Nota: las áreas rayadas corresponden a los esquemas del sector privado. El diámetro de los círculos representa el valor medio de los pagos. Multi: agricultura multifuncional.

TIPOLOGÍAS DE PSA

Aunque estos primeros análisis abarcan variables clave para entender la diferenciación entre esquemas públicos y privados, obtener una visión más sintética requiere estudiar cómo se asocian un número mayor de éstas. ¿Se obtienen grupos diferenciados en donde los sectores público y privado determinan el contexto y las características de los PSA? ¿O las diferencia en extensión y monto están desvinculadas de otras características? Ezzine de Blas *et al.* (2016) analiza esta cuestión utilizando la función de análisis de componentes principales categórico

(ACPCat), el cual permite reducir la información contenida en una matriz de casos multiplicados por variables a un número menor —dos o tres— de dimensiones independientes a las que las variables analizadas contribuyen en distinto grado. Cada una de estas dimensiones explica un porcentaje de la variabilidad total de la muestra. Ezzine de Blas *et al.* (2016) selecciona nueve variables categóricas —por ejemplo, atributos— que han sido discutidas en la literatura (Sattler *et al.*, 2013) como relevantes para el funcionamiento de los PSA, así como el indicador compuesto “PSA canónico”. El análisis de ACPCat se complementó con un análisis de agrupación (*cluster*, en inglés) que puede superponerse sobre el gráfico de ejes obtenido del ACPCat, lo que muestra qué casos corresponden a cada grupo. Las variables utilizadas fueron: sector económico que financia el esquema; tipo de servicio ambiental; tipo de ecosistema; sector que cubre los costos de lanzamiento; sector que cubre los costos recurrentes de gestión; sector que cubre los pagos; si los que pagan son los usuarios del servicio ambiental; puntuación del indicador “PSA canónico”, y gobernanza económica (monopsonio, oligopsonio, club, mercado).

Se identificaron tres grupos principales (figura 3A): un primer grupo (G1) que presenta en lo primordial esquemas de PSA relacionados con la agricultura multifuncional y son financiados por el sector público, el cual se caracteriza por contener esquemas implementados en ecosistemas productivos en los que el sector público afronta los costos de lanzamiento, gestión y los pagos, donde la fuente de éstos no se corresponde con los usuarios del servicio y con un valor de “PSA canónico” entre medio y bajo. Este grupo presenta una gobernanza económica de tipo monopsonio. El grupo 2 (G2) reúne los esquemas que podríamos definir como esquemas para la conservación de la biodiversidad gestionados por ONG. Aquí encontramos esquemas para la protección de la biodiversidad en los que el sector privado no comercial cubre todos los costos, con una gobernanza económica de tipo oligopsonio y una puntuación alta del indicador “PSA canónico”. Por último, el grupo 3 (G3) reúne los esquemas que podríamos describir como PSA privados para captura de carbono y regulación hidrológica, y se caracterizan por tener como objetivo la captura de carbono o los servicios de regulación hidrológica en los que el sector privado comercial cubre todos los costos del programa, y con los usuarios del servicio siendo también la fuente de los pagos. El indicador de “PSA canónico” presenta valores de altos a muy altos. Es importante, sin embargo, señalar que este indicador se comporta de manera muy heterogénea dentro de los tres grupos, los

cuales contienen tanto esquemas con puntuaciones muy elevadas como también bajas (figura 3B).

Figura 3A. Análisis de componentes principales categóricos de los tres grupos de PSA. G1, G2, G3 hacen referencia a los esquemas pertenecientes a los grupos G1, G2, y G3, respectivamente.

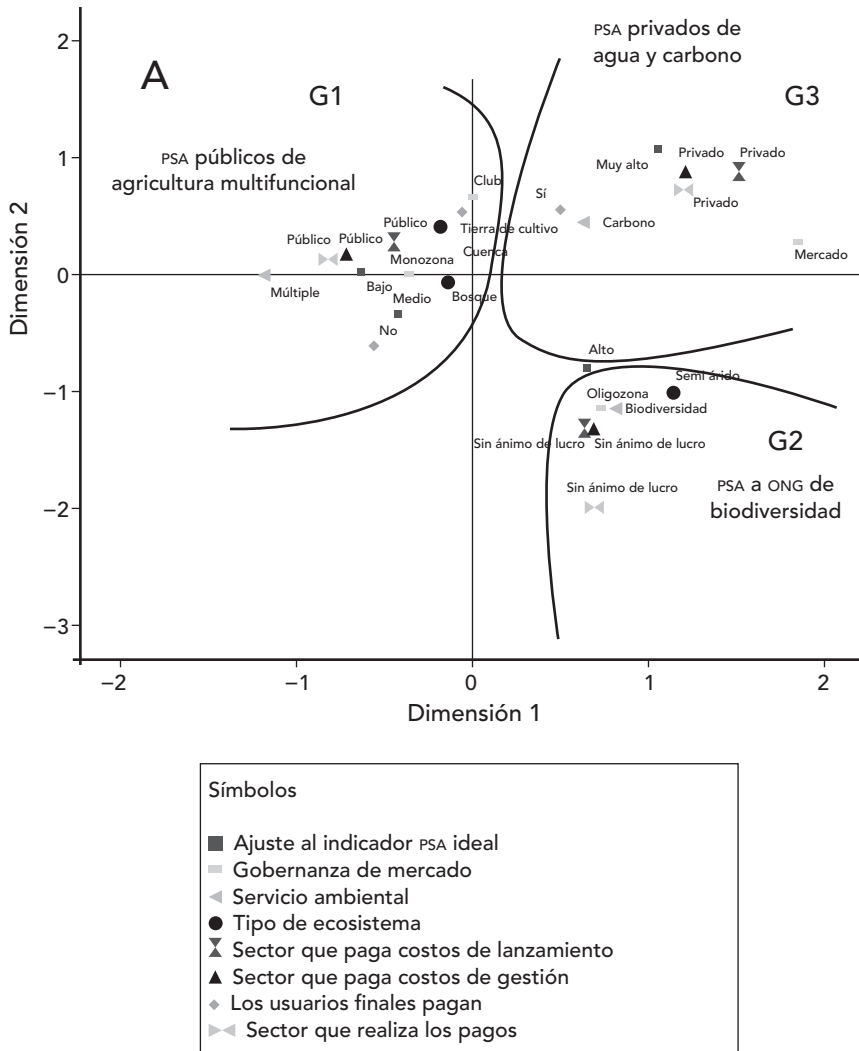
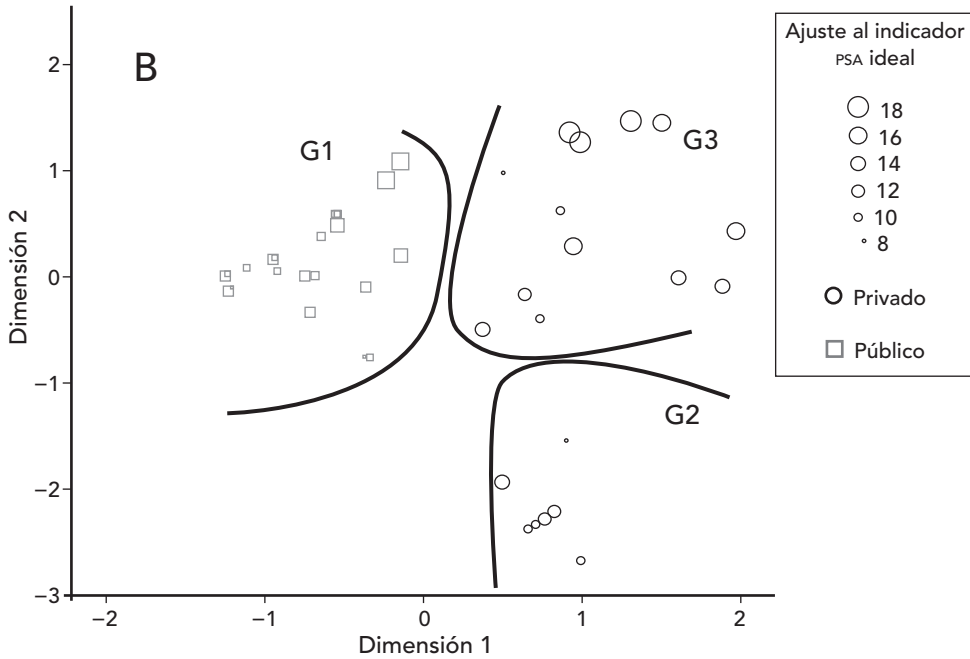


Figura 3B. Puntaje de los diferentes esquemas de PSA con respecto al indicador ideal.



Estos resultados afianzan la idea de que, con relación al tipo de objetivo ambiental y a la fuente de financiación, sí parece existir no sólo una diferenciación entre el sector privado y el público, sino también dentro del mismo sector privado entre el sector comercial y el no comercial. Esta diferencia es, sin embargo, una tendencia: los ecosistemas forestales aparecen, por ejemplo, asociados a los tres sectores, lo cual sugiere que la conservación de los bosques está siendo apoyada por una combinación de PSA de captura de carbono, biodiversidad, regulación hidrológica y agricultura multifuncional.

¿QUÉ FACTORES PREDICEN LA ADICIONALIDAD?

Toda revisión de literatura sobre una política debe abordar la pregunta crucial sobre el grado de éxito del programa. ¿Son los pagos por servicios ambientales eficaces ambientalmente? ¿Qué factores explicarían su éxito o fracaso? Como hemos señalado, nuestro trabajo se vio limitado por la escasez de estudios de impacto rigurosos sobre la adicionalidad ambiental de los PSA, además del consecuente

relativamente reducido tamaño de la muestra. Por ese motivo, parece más realista circunscribir todavía más esta pregunta hacia, por ejemplo, la importancia del diseño en la adicionalidad ambiental de los PSA. ¿Cuáles son los elementos clave en su diseño que podrían predecir una adicionalidad ambiental positiva? La literatura existente apunta, desde un punto de vista teórico, que son los tres principios que asegurarían un esquema adicional:

- (i) Una focalización espacial de los contratos con relación a puntos de concentración e importancia crítica de biodiversidad y a la densidad del sistema ambiental, y con respecto al grado de amenaza de degradación de éste. Esto significa que, si los contratos son filtrados a través de esos dos criterios —dónde es más abundante el sistema ambiental y dónde corre más riesgo—, es más probable que observemos una eficacia ambiental positiva.
- (ii) Una diferenciación de los pagos relacionados al costo variable de suministro del sistema ambiental que afrontan los proveedores. Esto sucede, por ejemplo, cuando los diferentes proveedores del sistema presentan costos de oportunidad heterogéneos debido a oportunidades de mercado, acceso a tecnología o simplemente a preferencias individuales o colectivas. En esta situación, ofrecer diferentes niveles de pago nos asegura un grado de eficiencia mayor y posibilita que se expandan los beneficios ambientales del programa.
- (iii) Un elevado grado de condicionalidad que capture los esfuerzos del implementador por monitorear y sancionar la falta de cumplimiento de los acuerdos. Los esquemas de PSA, percibidos por los proveedores de sistemas ambientales como mal monitoreados y con una mala aplicación de sanciones, pueden promover un incumplimiento más frecuente de los contratos, ya que puede convertirse en la estrategia de participación más rentable económicamente. Aquellos esquemas que sean serios en respetar este atributo esencial de los PSA, tendrán mejores resultados en términos ambientales.

Con respecto a la focalización espacial, distinguimos tres niveles progresivos: sin focalización, focalización de la densidad del servicio ambiental o de la amenaza, y focalización de la densidad y la amenaza. La variable que capta la diferenciación de pagos se obtuvo al clasificar de manera binaria si existía o no una diferenciación de pagos. Por último, el grado de condicionalidad se obtuvo como el producto del grado de monitoreo y el grado de sanción.

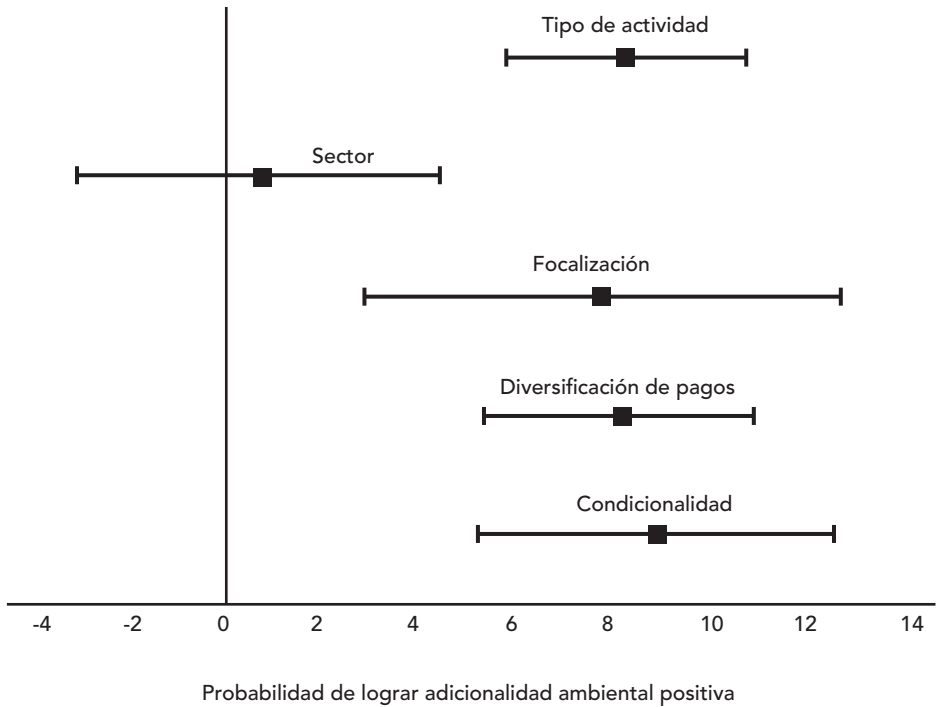
Incluimos además tres variables de control en la estimación para entender el posible impacto de otros factores contextuales importantes. En primer lugar, dadas las diferencias entre esquemas públicos y privados en los análisis precedentes, se decidió mantener una variable dicotómica que hiciera esta distinción. En segundo lugar, ya que medir las líneas de base y el cambio con relación a las primeras resulta metodológicamente más difícil cuando se trata de conservar un servicio ya existente —por ejemplo, cómo reducir la deforestación— que cuando se trata de restaurar un servicio degradado —por ejemplo, plantar árboles—, incluimos una segunda variable binaria que recoge esta diferencia. El primer caso responde a lo que definimos como PSA de conservación, mientras que el segundo a un PSA de inversión. Por último, incluimos el tiempo transcurrido desde el comienzo del PSA, ya que el inicio del esquema puede tener que lidiar con problemas de implementación que el proceso de “aprender haciendo” puede ir solucionado, lo que supone una probabilidad de tener mayor adicionalidad ambiental cuanto más tiempo de implementación ha experimentado el esquema. La tabla 4 presenta el resultado de la regresión logística binaria aplicada sobre la variable dicotómica de adicionalidad ambiental con las seis variables antes descritas. El modelo obtenido es robusto (Cox y Snell $R^2 = 0.55$; Nagelkerke $R^2 = 0.83$; sin multicolinealidad) y logra una capacidad predictiva media de 96 por ciento.

Tabla 4. Modelo de adicionalidad ambiental. * Significación al 5 por ciento.

Variable	Coefficiente	Error estándar
Tipo de actividad	5.83*	3.45
(Dummy: 0 = Conservación; 1 = Inversión)		
Diversificación de pagos (Nivel = 0)	4.64*	2.83
(Dummy: 0 = No; 1 = Sí)		
Focalización espacial	9.31*	5.58
(Ordinal: 2 = Amenaza y densidad del servicio ambiental)		
Condicionalidad	1.45*	0.85
(Ordinal: Monitoreo*Sanción)		
Sector		
(Nominal: 1 = Privado comercial; 2 = Privado no comercial)		
Nivel = Privado comercial	9.29	72.33
Nivel = Privado no comercial	-6.99	5.50
Tiempo (años desde inicio del PSA)	-0.53*	0.30
Evidencia de adicionalidad	1.30	1.04
(Ordinal: 1 = muy baja; 5 = muy alta)		
Constante	-13.28*	7.41
N = 51		
-2 Log <i>likelihood</i> =		14.78
Cox y Snell R ²		0.55
Nagelkerke R ²		0.83
Porcentaje de predicción correcto		96.1
H-L test <i>p</i>		1

En lo que corresponde a las variables de control, el modelo obtenido muestra que la adicionalidad ambiental es sensible al tipo de PSA de conservación *versus* inversión. Este resultado ilustra el hecho de que es más fácil de verificar la adicionalidad de una acción que ha sido añadida —por ejemplo, un cambio del sistema productivo— que la de una acción que evita un daño posible. Por el contrario, el sector económico no aparece como estadísticamente significativo. La principal razón para este resultado es la inclusión en el modelo de las variables de diseño: una parte de las diferencias que vemos como atribuibles al tipo de sector, en realidad tienen que ver con diferencias en el diseño. El tiempo transcurrido desde el inicio del PSA es también significativo en lo estadístico, pero con un resultado negativo que no esperábamos desde el punto de vista teórico: los esquemas antiguos tienden a ser menos adicionales, y viceversa. Una posible explicación es que, aun cuando parece en efecto no haber evidencia en nuestra muestra de la existencia de una dinámica de “aprender haciendo” dentro del propio esquema, por el contrario, resulta muy posible que esta dinámica se esté dando a escala interesquemática; es decir, a través de redes de implementadores de PSA a escalas regionales e internacionales, por lo que los PSA más recientes son capaces de aprender de los más antiguos para lograr sus objetivos ambientales con mayor seguridad. Con relación a las tres variables que se refieren a la manera en que las variables teóricas de diseño se han implementado en los 51 PSA analizados en este modelo econométrico, se muestran todas con significancia estadística y con el signo positivo teóricamente enunciado. Además, cuando las estandarizamos para analizar su papel a la hora de lograr una adicionalidad positiva, encontramos que las tres variables de diseño juegan un papel similar: la presencia de cualquiera de estos factores de diseño incrementa entre ocho y nueve veces la probabilidad de obtener una adicionalidad ambiental positiva (figura 4).

Figura 4. Efecto de las variables de diseño para aumentar las probabilidades (en unidades absolutas) de lograr una adicionalidad ambiental positiva. Éstas se han obtenido corriendo el mismo modelo con la variable de condicionalidad recategorizada de 1 a 3 y la variable de focalización de 1 a 2.



Este resultado es de suma importancia, ya que valida de forma empírica un modelo de adicionalidad ambiental postulado en la literatura teórica. ¿Pueden nuestros resultados estar afectados por el grado de precisión de las estimaciones de adicionalidad ambiental? El modelo muestra que las estimaciones existentes no son significativas en las predicciones del modelo, lo que refuerza la importancia de los tres factores críticos del diseño de un pago por servicios ambientales: diversificación de los pagos, focalización espacial y aplicación de la condicionalidad.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

A medida que el número de estudios que describen una o varias iniciativas de los pagos por servicios ambientales crece a escala mundial, y que nuevos casos se suman de manera frecuente a esta base empírica, se hace más necesario y posible extraer patrones sobre los puntos comunes y las diferencias existentes entre estos esquemas, así como sobre sus resultados. Este capítulo retoma y amplía la investigación de Ezzine de Blas *et al.* (2016), que propone una base global de datos de esquemas de PSA. La definición específica de lo que en este estudio entendemos por PSA en torno al principio de condicionalidad permitió aislar aquellos casos que podrían haber dificultado la comparación. Los análisis descriptivos muestran diferencias notables entre los esquemas privados *versus* públicos con respecto a la superficie del esquema y nivel de pago por hectárea y año. Esta heterogeneidad también es perceptible al comparar esquemas por tipo de servicio ambiental, lo que expresa una estrategia de inversión diferenciada. En efecto, mientras el sector público presenta una inversión poco fluctuante en lo que toca al servicio en términos de niveles de pago, los esquemas del sector privado son mucho más fluctuantes. La supuesta solución que podría aportar el sector privado ante los problemas ambientales parece muy lejos de verse reflejada, al menos en los PSA, ya que muchos servicios ambientales no forman parte de su función de producción. La participación del sector público es en especial importante en Europa y Asia, y muy baja en el África subsahariana —donde las instituciones públicas son débiles—. América Latina presenta mayor variedad en la participación de los sectores.

Las tres agrupaciones encontradas se estratifican por tipo de servicio ambiental y sector económico. Más allá de la diferencia entre el sector público y el privado, éste muestra asimismo diferencias internas. Las preferencias del sector privado comercial y del no comercial muestran orientaciones diferentes: el sector no comercial se orienta principalmente hacia la conservación de la biodiversidad. Pero, aunque la agrupación de esquemas de PSA estratifica los grupos por tipo de sector económico y de servicio ambiental, también se observan muchos esquemas ubicados a mitad de camino entre estos tres grupos. Existe, por tanto, una hibridación y cooperación importantes entre los sectores privados y públicos.

Por último, nuestro modelo econométrico muestra que la adicionalidad está altamente relacionada con la implementación de los tres factores de diseño

identificados teóricamente como atributos fundamentales para lograr adicionalidad ambiental: focalización espacial, diversificación de pagos y respeto de la condicionalidad. Sin embargo, la distinción entre el sector público y el privado, integrada aquí como una variable de control, no emerge como variable explicativa. Este resultado sugiere que una de las diferencias principales entre los esquemas públicos y privados se manifiesta a través de distinciones y divergencias con respecto a factores de diseño, en lugar de ser una diferencia inherente al sector económico que implementa el esquema. Como ocurre con frecuencia al analizar la complejidad de las interacciones entre sistemas sociales y biofísicos, ¿podría haber problemas de endogeneidad en las relaciones analizadas en nuestro modelo de regresión logística binario? Por ejemplo, la adicionalidad podría ser menor en esquemas públicos que tienden a privilegiar varios objetivos secundarios. En principio, la adicionalidad ambiental, en tanto variable de respuesta, es una línea de base robusta e independiente con relación a la interacción entre el contexto bajo el cual se implementan los pagos por servicios ambientales y el diseño de la intervención. Los análisis de sensibilidad realizados con el mismo modelo, pero en los que la probabilidad de obtener una adicionalidad positiva *ex-ante* se modifica de manera forzada hacia una probabilidad más baja (0.25) y más alta (0.75), en lugar de la equiprobabilidad (0.5)⁴, nos muestra que esta cuestión no constituye un problema.

Investigaciones futuras deberán ampliar la base de datos actual con la inclusión de más casos y la utilización de nuevos estudios de evaluación de impacto, tanto en términos ambientales como socioeconómicos, que permitan probar de manera más sofisticada los modelos y la aproximación que se han propuesto en este estudio. Una base de datos ampliada y más sofisticada permitirá, en particular, demostrar la existencia de compensaciones entre resultados ambientales, socioeconómicos (renta, bienestar, desarrollo humano, acción colectiva) y psicológicos (motivaciones), cuestión clave para comprender si la adicionalidad ambiental positiva de los PSA se logra a un precio en que otros indicadores y dimensiones socioecológicas se degraden. Otra cuestión relevante es determinar si existe un conflicto entre la lógica de beneficio social relacionada al sector público y la del beneficio privado de la empresa, lo cual va a condicionar desde qué servicio financiamos hasta qué inversión realiza el sector, incluyendo el monto de los pagos. De cualquier forma,

⁴ Consultar <http://journals.plos.org/plosone/article/metrics?id=10.1371/journal.pone.0149847#viewedHeader>

nuestros análisis muestran que, después de controlar varios factores contextuales, los tres principios mencionados para lograr un buen diseño de los PSA posibilitan obtener mayor adicionalidad. Este resultado es una llamada para que todos los actores implicados en el diseño e implementación de estos pagos aprovechen los avances en la investigación aplicada para diseñar esquemas cada vez más sofisticados en términos de monitoreo, focalización y diferenciación de los pagos. Esto podría evitar pérdidas de eficiencia y, por lo tanto, de inversiones públicas y privadas; las cuales pueden estar asociadas a la simplificación en el diseño y la implementación de políticas de conservación y desarrollo como en el caso de los pagos por servicios ambientales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo financiero de los proyectos PESMix de la ANR-SYSTERRA 008.01 <http://www.agence-nationale-recherche.fr/>, de la Comisión Europea DCI-ENV/2011/269520, y del programa Bosques, Árboles y Agroforestería del CGIAR.

BIBLIOGRAFÍA

- Bennett, M. T. (2008). China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual? *Ecological Economics*, 65: 699-711.
- Centre for Evidence-Based Conservation (CEBC) (2013). The collaboration for environmental evidence. Recuperado de: <http://www.environmentalevidence.org/>
- 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.
- Cooper, H. (2010). *Research synthesis and meta-analysis: a step by step approach. Applied Social Research Methods Series*. Sage Publications.

- Dobbs, T. L., y Pretty, J. (2008). Case study of agri-environmental payments: The United Kingdom. *Ecological Economics*, 65: 765-775.
- Frost, P. G. H., y Bond, I. (2008). The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services. *Ecological Economics*, 65: 776-787.
- Ezzine-de-Blas D, Wunder S, Ruiz-Pérez M, Moreno-Sanchez RdP (2016). Global patterns in the implementation of payments for environmental services. *PLoS ONE*, 11(3).
- Gutiérrez Rodríguez, L., Hogarth, N. J., Zhou, W., Xie, C., Zhang, K., y Putzel, L. (2016). China's conversion of cropland to forest program: a systematic review of the environmental and socioeconomic effects. *Environmental Evidence*, 5(21). doi: 10.1186/s13750-016-0071-x
- Hamm, P., King, L. P., y Stuckler, D. (2012). Mass privatization, state capacity, and economic growth in post-communist countries. *American Sociological Review*, 77: 295.
- Higgins, J. P. T., y Green, S. (2011). *Cochrane handbook for systematic reviews of interventions*. Version 5.1.0. Julian P. T. Higgins y Sally Green (eds.). <http://handbook.cochrane.org/>
- Honey-Rosés, J., Baylis, K., y Ramírez, M. I. (2011). A spatially explicit estimate of avoided forest loss. *Conservation Biology*, 25(5): 1032-1043. doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01729.x PMID: 21902720
- Massimo, F. (2004). *The great divestiture: evaluating the welfare impact of the british privatizations, 1979-1997*. Boston: MIT Press.
- 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: 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.
- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., y Ezzine de Blas *et al.* (2013). Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, 6: 274-279.
- Nelson, F. (2008). Developing alternative frameworks for community-based conservation: Piloting payments for environmental services (PES) in Tanzania's Simanjiro Plains. USAID. http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnadt596.pdf

- Osborne, T. (2010). Carbon capital: The political ecology of carbon forestry and development in Chiapas. Energy and Resources Group. México/Berkeley: University of California Berkeley.
- Pagiola, S. (2008). Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65: 712-724.
- Perrot-Maitre, D. (2006). *The Vittel payments for ecosystem services: a "perfect" PES case?* Londres: International Institute for Environment and Development.
- Sattler, C., Matzdorf, B. (2013). PES in a nut shell: From definitions and origins to PES in practice -Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services*, 6:2-11.
- Sattler, C. Trampnau, S., Schomers, S., Meyer, C., y Matzdorf, B. (2013). Multiclassification of payments for ecosystem services: How do classification characteristics relate to overall PES success? *Ecosystem Services*, 6:31-45.
- Wunder, S., Albán M. (2008). Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and Profafor in Ecuador. *Ecological Economics*, 65: 685-698.
- Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117: 234-243.