



USAID
DEL PUEBLO DE LOS ESTADOS
UNIDOS DE AMERICA

Iniciativa para la Conservación en la Amazonía Andina - ICAA



INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN

UN MARCO CONCEPTUAL

Rocío del Pilar Moreno-Sánchez

INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN

UN MARCO CONCEPTUAL

Rocío del Pilar Moreno-Sánchez

Esta publicación ha sido posible gracias al apoyo del Pueblo de los Estados Unidos de América a través de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) bajo los términos del Contrato No. AID-EPP-I-00-04-00024-00. Las opiniones aquí expresadas son las del autor (es) y no reflejan necesariamente la opinión de USAID ni del Gobierno de los Estados Unidos.

El documento ha sido elaborado por encargo de la Unidad de Apoyo de la Iniciativa para la Conservación en la Amazonía Andina (ICAA).

INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN

UN MARCO CONCEPTUAL

Autora: Rocío del Pilar Moreno-Sánchez

Colaboración: Marco Chiu, Fernando León, Jorge Maldonado, John Reid

Edición: Sara Mateos

Fotografía de portada: Thomas Müller - SPDA

Fotografía de contraportada: Sebastián Suito - SPDA

Producción gráfica: Jhon Gonzales - IMASUMAQ

Leyenda, foto de portada: Los incentivos económicos para la conservación, contribuyen a mantener ecosistemas saludables que proveen servicios para el beneficio de las comunidades locales en la Amazonía. Coca, Ecuador:

Leyenda, foto de contraportada: Los bosques de la Amazonía regulan el clima global, almacenando millones de toneladas de carbono. Los incentivos económicos para la conservación son herramientas que contribuyen al uso sostenible de los bosques, evitando su deforestación. Napo, Ecuador:

Sociedad Peruana de Derecho Ambiental

Av. Prolongación Arenales 437

San Isidro, Lima, Perú

Hecho el Depósito Legal en la Biblioteca Nacional del Perú

Nº 2012-15240

Primera edición

Lima, diciembre 2012

Todos los derechos reservados de acuerdo con el D. Leg. 822 (Ley sobre Derechos de Autor). Prohibida su reproducción sin autorización previa de los autores.

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	v
1. INTRODUCCIÓN	I
2. FALLAS DE MERCADO Y DE POLÍTICA	5
2.1 Externalidades	5
2.2 Derechos de propiedad: bienes públicos	6
2.3 Derechos de propiedad: recursos de uso común	8
2.4 Información asimétrica	8
2.5 Fallas de política	9
3. INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN: DEFINICIÓN Y TAXONOMÍA	11
4. DESCRIPCIÓN DE LOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN	17
4.1 Asignación de derechos de propiedad	17
4.2 Creación y mejoramiento de mercados	21
4.2.1 Pagos por servicios ambientales	21
4.2.2 Mecanismo REDD+	23
4.2.3 Certificación y eco-etiquetado	26
4.2.4 Bancos de mitigación / Bancos de conservación	27
4.3 Instrumentos fiscales: impuestos y subsidios	28
4.4 Tasas y tarifas	29
4.5 Asistencia financiera	30
4.6 Sistemas de responsabilidad	30
4.7 Mecanismos financieros para la conservación	31
4.8 Fondos ambientales	33
5. DISCUSIÓN	35
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
ANEXO I	40



RESUMEN EJECUTIVO

La necesidad de suplir las demandas crecientes de la población y las alertas respecto a la pérdida de los ecosistemas y de los servicios que proveen, indican que aunque la conversión o el uso de los recursos naturales no son indeseables, estos procesos se están realizando de una manera insostenible.

Con el propósito de frenar el deterioro y la pérdida de ecosistemas, los gobiernos han utilizado diversas herramientas que van desde acuerdos globales e instrumentos de comando y control, hasta instrumentos estrictamente económicos, pasando, con el apoyo de agencias de conservación, entre otros organismos, por el fomento de estrategias de manejo sostenible y la financiación de proyectos integrados de conservación y desarrollo.

El uso de instrumentos económicos para la conservación tiene sustento en la teoría económica. En particular, la teoría parte de la asignación económicamente eficiente de los recursos a través del mercado, que se fundamenta en el supuesto de la existencia de mercados perfectamente competitivos. Cuando esa condición no se cumple, se dice que el mercado tiene fallas. La existencia de fallas en los mercados se refleja en una explotación o transformación del capital natural superior a lo que es socialmente óptimo.

Además de las fallas del mercado, también se presentan fallas de política que se generan cuando se ignoran las fallas de mercado, se introducen distorsiones en los mercados a través de políticas inadecuadas, las fallas de mercado no se afrontan adecuadamente o se realizan intervenciones que las exacerban.

Siendo este el contexto, el propósito de este documento es, por un lado, ofrecer un marco detallado que permita comprender la teoría económica que subyace tras la aplicación de instrumentos económicos para la conservación y, por otro, contribuir al manejo de un lenguaje común sobre dichos instrumentos económicos.

Para cumplir estos objetivos, el documento se organiza en tres secciones, adicionales a la introducción, que se ocupan de los siguientes aspectos: los distintos tipos de fallas de mercado y el papel de las fallas de política; la definición y clasificación de los instrumentos de política ambiental, con especial énfasis en los instrumentos económicos; y una descripción de estos últimos instrumentos de especial interés para el proyecto Iniciativa para la Conservación en la Amazonía Andina (ICAA). Para acabar, el documento se cierra con una breve discusión.



I. INTRODUCCIÓN¹

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA por sus siglas en inglés) advierte que cerca de dos terceras partes de los ecosistemas del mundo —y con ellos los servicios que proveen— se encuentran bajo amenaza (MEA 2005). Diversos análisis muestran que la conversión de ecosistemas y la sobreexplotación de recursos están conduciendo al deterioro de la base del capital natural. Por ejemplo, los investigadores del Club de Roma (conocidos como los “maltusianos modernos”) han advertido que la población y la actividad económica actuales son insostenibles para el planeta (Sternier 2007). Confirmando esta aseveración, la MEA (2005) muestra que en el período comprendido entre los años 1960 y 2000, la demanda por servicios ecosistémicos aumentó significativamente debido a un incremento, en el mismo período, del doble en la población y de seis veces en la economía global.

La necesidad de suplir las demandas crecientes de la población y las alertas respecto de la pérdida de los ecosistemas y de los servicios que proveen, indican que aunque la conversión o el uso de los recursos naturales no son indeseables, estos procesos se están realizando de una manera insostenible.

Con el propósito de frenar el deterioro y la pérdida de ecosistemas, los gobiernos han utilizado diversas herramientas que van desde acuerdos globales e instrumentos de comando y control —basados en regulaciones y sanciones—, hasta instrumentos estrictamente económicos (v. g. pago por servicios ambientales - PSA e impuestos)², pasando, con el apoyo de agencias de conservación, entre otros organismos, por el fomento de estrategias de manejo sostenible y la financiación de proyectos integrados de conservación y desarrollo.

El uso de instrumentos económicos para la conservación, como es previsible, tiene sustento en la teoría económica. En particular, la teoría parte de la asignación económicamente eficiente de los recursos a través del mercado (“la mano invisible”), que se fundamenta en el supuesto de la existencia de mercados perfectamente competitivos. Los mercados competitivos se caracterizan por la presencia de muchos compradores y muchos vendedores, de tal forma que ninguno tenga poder de mercado para afectar los precios de manera individual (contrario al caso de monopolios, oligopolios o monopsonios); por tanto, los precios están dados para productores y consumidores.

1. Este documento fue elaborado por Rocío del Pilar Moreno-Sánchez (Economista senior de Conservation Strategy Fund - CSF), con la colaboración y revisión de Marco Chíu y Fernando León (de la Unidad de Apoyo de la Iniciativa para la Conservación en la Amazonía Andina - ICAA), Jorge Maldonado (profesor asociado de la Facultad de Economía de la Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia) y John Reid (director de Conservation Strategy Fund).

2. Como se explicará más adelante, algunos instrumentos económicos tienen como propósito principal la financiación de la gestión ambiental y de la conservación, y otros cumplen la doble función de cambiar el comportamiento de los agentes mientras constituyen un mecanismo de financiamiento (v. g. mecanismos REDD+, transferencias de sectores, algunas tasas, etc.).

Adicionalmente, los mercados competitivos asumen que los agentes tienen información completa sobre precios y calidades, que los bienes son homogéneos y que los recursos productivos son perfectamente móviles. Cuando no se cumple alguna de estas condiciones, se dice que el mercado tiene fallas.

Otras *fallas de mercado* son las externalidades, y las fallas de exclusión que generan los bienes públicos y los recursos de uso común. Usualmente, los bienes o servicios de los ecosistemas³ o relacionados con recursos naturales se caracterizan por exhibir fallas de mercado o incluso por adolecer de mercados donde transarlos, lo que afecta sus posibilidades de ser asignados eficientemente a través de este mecanismo. Así, desde el punto de vista económico, la excesiva conversión de las coberturas naturales o el sobre uso de recursos se origina en fallas, ya sean de mercado o de índole institucional (políticas imperfectas que generan incentivos perversos para la conservación).

La existencia de *fallas en los mercados* se refleja en una explotación o transformación del capital natural superior a lo que es socialmente óptimo, porque la asignación o uso privado del recurso difiere de la asignación o uso que es socialmente deseable. Las fallas de mercado incluyen, entre otros aspectos, la presencia de externalidades, bienes públicos, recursos de uso común, imperfecciones o falta de claridad en la definición de derechos de propiedad, poder de

mercado (monopolio, oligopolio, monopsonio) y asimetrías en la información.

Por otra parte, las *fallas de política* se generan cuando: 1) se ignoran las fallas de mercado, 2) se introducen distorsiones en los mercados a través de políticas inadecuadas, 3) las fallas de mercado no se afrontan adecuadamente (v. g. la asignación de derechos de propiedad al Estado en zonas donde la vigilancia y el control son prohibitivamente costosos y deberían prevalecer; en cambio, derechos de propiedad individuales o colectivos), o 4) se realizan intervenciones que las exacerban. Estas fallas hacen que, a pesar de que los bienes y servicios ecosistémicos generan bienestar a la sociedad, su valor no sea reconocido e internalizado adecuadamente ni en los mercados ni en la toma de decisiones políticas.

El manejo de las fallas de mercado tiene sus particularidades. Debido a la variedad de contextos en los que se presentan las fallas de mercado en temas ambientales y de uso de recursos naturales, y a que en algunos casos las fuentes de las mismas son múltiples y simultáneas (Randall 1983), debe resaltarse que su manejo requiere no solo de instrumentos de política complementarios sino que también recae en las *instituciones*⁴, que incluyen más allá de la intervención estatal, a las instituciones comunitarias que emergen como respuestas colectivas y tradicionales a las necesidades relacionadas con el manejo de los recursos.

3. En este documento se hará referencia al término "servicios ecosistémicos", aunque se reconoce que es común también referirse a ellos como "servicios ambientales".

4. El término "instituciones" ha sido utilizado tradicionalmente para referirse a los organismos o grupos sociales que persiguen algún propósito; sin embargo, el concepto es mucho más amplio (Prats 2007). Específicamente, Douglas North define instituciones como el conjunto de reglas o acuerdos que rigen la convivencia social (North 1992). Las instituciones que regulan la actividad de las personas o grupo social pueden ser formales o informales. Las primeras se refieren a las normativas que se establecen en leyes o reglamentos, y las segundas, a los hábitos y costumbres que a pesar de no estar escritos, son adoptados por el colectivo (Moreno-Sánchez y Maldonado, 2012).

El propósito de este breve marco conceptual es, por un lado, comprender la teoría económica que subyace tras la aplicación de instrumentos económicos para la conservación y, por otro, contribuir al manejo de un lenguaje común sobre dichos instrumentos económicos.

Para cumplir estos objetivos, el documento se organiza en tres secciones, adicionales a esta

introducción, que profundizan en los siguientes aspectos: tipos de fallas de mercado y el papel de las fallas de política; definición de los instrumentos de política ambiental y presentación de varias taxonomías, haciendo especial énfasis en los instrumentos económicos; y descripción detallada de estos últimos instrumentos de especial interés para ICAA.



2. FALLAS DE MERCADO Y DE POLÍTICA

En la práctica, muchos de los mercados, y particularmente aquellos relacionados directa o indirectamente con bienes y servicios ecosistémicos, no son perfectamente competitivos, presentan fallas de mercado o institucionales y, por tanto, resultan en una asignación ineficiente de los recursos. En otras palabras, el mercado produce asignaciones que, aunque pueden ser eficientes desde el punto de vista privado, son indeseables desde el punto de vista social; al no maximizar el excedente de los agentes, se dice que el mercado *falla* en su papel de buscar el mayor bienestar (Riera et al. 2005).

El término **fallas de mercado** se refiere a condiciones en las cuales el libre mercado no produce un bienestar social óptimo (Sterner 2007). En este caso, las asignaciones de recursos que genera el mercado no maximizan el bienestar de la sociedad, aunque a veces maximizan los beneficios privados de algunos agentes. La *falla* se produce cuando no se cumplen las condiciones de un mercado competitivo, incluyendo la presencia de externalidades, bienes públicos, recursos de uso común, la inadecuada definición de derechos de propiedad y la información asimétrica (Sterner 2007; Riera et al. 2005).

En los aspectos ambientales y de uso de recursos naturales, las *externalidades* son las

fallas de mercado por excelencia, debido a que se consideran como una de las causas más extendidas de la degradación ambiental y de la pérdida de ecosistemas. Además de las externalidades, la naturaleza de *bienes públicos o recursos de uso común*, característica de la mayoría de bienes y servicios ecosistémicos, constituye otra fuente relevante de fallas de mercado que subyace tras la degradación de los ecosistemas. Finalmente, otra falla de mercado que vale la pena resaltar en el contexto ambiental y de uso de recursos naturales es la *información incompleta o asimétrica*.

2.1 Externalidades

Las externalidades se definen como un efecto secundario involuntario, positivo o negativo, que las decisiones de producción o de consumo de un agente generan sobre terceros, sin que exista una compensación (Glover 2010; Baumol y Oates 1988). Ejemplos de externalidades negativas son los cambios de uso de tierra que generan sedimentación en cuencas abastecedoras de acueductos o el uso de agroquímicos que contaminan fuentes de agua. En cambio, un ejemplo de externalidad positiva es la conservación de áreas naturales en tierras privadas. En ninguno de los casos quien genera la externalidad es compensado por (en el caso de las positivas) o debe compensar a (en el caso de las negativas) los terceros, quienes reciben o se ven afectados por la misma.

Las **externalidades** se definen como un efecto secundario involuntario, positivo o negativo, que las decisiones de producción o de consumo de un agente generan sobre terceros, sin que exista una compensación (Glover 2010; Baumol y Oates 1988).

Las externalidades pueden tener efectos intertemporales, lo que implica que las decisiones de producción o de consumo presentes pueden tener efectos negativos sobre el bienestar futuro. En este caso, se dice que existe *miopía* en los agentes generadores de la externalidad, porque estos exhiben horizontes temporales más cortos que los de la sociedad y, por tanto, buscan retornos más altos en el corto plazo, a costa de retornos menores en el largo plazo, en comparación con alternativas de producción o consumo más sostenibles (Glover 2010). Un ejemplo de externalidad negativa inter-temporal es la pesca excesiva o con métodos inadecuados. Por otro lado, también se presentan externalidades positivas inter-temporales: este es el caso de la actividad informal de recolección de residuos en las grandes ciudades, que alarga la vida de los botaderos y rellenos sanitarios (Moreno-Sánchez y Maldonado 2006).

La **rivalidad** en el consumo implica que si un individuo consume un bien, impide que otro también lo haga (Azqueta et al. 2007). La rivalidad es la característica que hace que la disponibilidad de un bien o servicio se reduzca para otros, cuando un individuo se ha apropiado de él o lo ha consumido (Maldonado y Moreno-Sánchez 2012).

La **exclusión** se define como la característica de un bien que muestra el grado de dificultad para excluir a otros agentes de recibir el beneficio de consumir determinado bien o servicio. El grado de dificultad se refleja en los costos que se deben asumir para lograr una exclusión efectiva (Maldonado y Moreno-Sánchez 2012).

2.2 Derechos de propiedad: bienes públicos

En la economía, los bienes y servicios pueden clasificarse de acuerdo a si exhiben o no dos características: la *rivalidad* y la *exclusión*.

Los bienes públicos se caracterizan por ser no rivales en el consumo y porque su exclusión es prohibitivamente costosa. Cuando un bien o servicio exhibe estas dos características simultáneamente, se dice que es un *bien público puro*. Es decir, el consumo de un bien público no disminuye la capacidad de otras personas para consumir el bien, y una vez provisto, no se puede excluir a nadie de su consumo (Riera et al. 2005). Los bienes públicos puros presentan una falla de mercado porque los agentes tienen muy pocos (o no tienen) incentivos para pagar por tener acceso a los mismos. Los agentes saben que si pagan por el bien, otros agentes se van a beneficiar igualmente y no será posible impedir que lo disfruten. Por ese motivo, estos bienes no pueden racionarse, como los bienes privados, a través de los mercados (Azqueta et al. 2007). Estas características hacen que los individuos deseen disfrutar de los bienes públicos, que tienen un valor asociado, sin pagar por ellos, y así se presenta el problema de "los polizones" (*free riders*). Dado que la provisión de bienes públicos tiene un valor asociado y que no puede "cobrarse"

directamente por su consumo, se utilizan diversos instrumentos de política, entre ellos económicos, para cobrar indirectamente por su provisión (por ejemplo, a través de impuestos).

Ejemplos de bienes públicos son la biodiversidad, el paisaje, el aire limpio, la capa de ozono, etc.

Los **bienes públicos** se caracterizan por ser no rivales en el consumo y porque su exclusión es prohibitivamente costosa. Cuando un bien o servicio exhibe estas dos características simultáneamente, se dice que es un *bien público puro* (Sterner 2007).

La no exclusión en los bienes públicos está en parte relacionada con una inadecuada

definición de los derechos de propiedad. En algunos contextos, usualmente en el caso de bienes públicos locales, la no exclusión se trata asignando derechos parciales de propiedad a ciertos usuarios, por ejemplo, permitiendo el acceso al agua exclusivamente a una comunidad determinada o asignando propiedad colectiva a usuarios locales. En estos casos, los bienes públicos se convierten en *bienes club*.

En otros contextos, debido a la congestión que puede generar el uso de bienes públicos puros, estos se transforman en lo que se conoce como *bienes públicos impuros*, porque la cantidad de agentes consumiendo el bien restringe su uso (como sucede con una carretera congestionada).

El cuadro I muestra la categorización de los bienes en la economía, de acuerdo con la presencia de rivalidad y exclusión.

CUADRO I: Tipología de los bienes en la economía

		RIVALIDAD	
		Alta	Baja
Exclusión	Fácil	Bienes privados (alimentos, vestidos, etc.)	Bienes club, recursos de peaje (carreteras congestionadas con peaje, acueductos rurales)
	Difícil	Recursos de uso común (pesquerías, carreteras congestionadas sin peaje)	Bienes públicos puros (calidad del aire, biodiversidad, paisaje, carreteras no congestionadas)

Fuente: Maldonado y Moreno-Sánchez (2012); Azqueta et al. (2007).

2.3 Derechos de propiedad: recursos de uso común

Los recursos de uso común (RUC) se definen como aquellos que no permiten exclusión, pero que son rivales en el consumo (Fenny et al. 1990; Ostrom 1990). Estas dos características generan una divergencia entre los intereses privados de los usuarios y los objetivos sociales, y se presentan simultáneamente en casos donde la extracción de recursos se realiza en condiciones de acceso abierto, como las pesquerías: cualquiera que desee puede tener acceso y apropiarse de unidades del recurso (Ostrom y Schlager 1996), pero una vez apropiadas, son perfectamente rivales. Cuando los agentes son usuarios de recursos de uso común, asumen exclusivamente los costos privados de sus acciones e ignoran el costo social, conduciendo colectivamente al deterioro y agotamiento de los recursos, en lo que Hardin (1968) describió como “La tragedia de los comunes” (Moreno-Sánchez y Maldonado 2010).

Los **recursos de uso común** (RUC) se definen como aquellos recursos que no permiten exclusión, pero que son rivales en el consumo (Fenny et al. 1990; Ostrom 1990).

Vale la pena aclarar que los RUC no son lo mismo que los *recursos de propiedad común*. De manera simple, los primeros son un tipo de bienes, mientras que los segundos son una categoría de derechos de propiedad asignada usualmente a comunidades locales usuarias de recursos. De hecho, varios estudios han mostrado que, bajo ciertas condiciones, la asignación de derechos de propiedad común sobre los RUC ha generado un mejor equilibrio entre los intereses individuales y los colectivos, conduciendo a un uso más sostenible de los mismos (Ostrom 1990).

El hecho de que varios bienes y servicios ecosistémicos sean bienes públicos o recursos de uso común, hace que los agentes accedan a ellos y los exploten sin control y, por tanto, la falta de asignación de los derechos de propiedad constituye una falla de mercado. Sin embargo, más allá de la mera asignación, los derechos de propiedad deben ser *bien definidos, bien entendidos, consistentes* y deben *hacerse cumplir*, permitiendo que los individuos tengan incentivos para conservar los recursos y para hacer inversiones con el fin de mantenerlos (Hanna et al. 1996; Glover 2010).

Los tipos de regímenes de derechos de propiedad comprenden un *continuum* que va desde el acceso abierto hasta la propiedad privada, pasando por la propiedad común y la del Estado (Hanna et al. 1996). El análisis de los mismos requiere entender que la propiedad consiste en un paquete de derechos que Ostrom y Schlager (1996) enumeran así: 1) derecho al acceso; 2) derecho de extracción; 3) derecho de manejo; 4) derecho de exclusión; y 5) derecho de alienación. Por tanto, definida de esta manera, la propiedad puede incluir uno o incluso todos estos tipos de derechos.

2.4 Información asimétrica

La información es fundamental para el funcionamiento de mecanismos de asignación de recursos. Por eso, los modelos económicos simples asumen que no solo es gratuita sino también completa (Sterner 2007). Sin embargo, es un requisito que pocas veces se alcanza. En términos generales, la *información asimétrica* se presenta cuando los agentes tienen información diferente sobre un bien, servicio, recurso, tecnología de producción, comportamiento, etc.

En el ámbito de la economía ambiental y de los recursos naturales, la información incompleta

o asimétrica se refiere al pobre conocimiento que existe respecto de los procesos ecológicos, los impactos de las actividades productivas sobre el funcionamiento de los mismos y el valor de los ecosistemas y de los servicios que proveen (Glover 2010). La conversión de tierras para fines productivos que no incorpora en el análisis económico el valor de la pérdida de ecosistemas por desconocer sus componentes y usos potenciales, es un ejemplo de cómo la información incompleta afecta la asignación de los recursos.

Existen otras fallas de información que pueden afectar, directa o indirectamente, la forma como se aprovechan los recursos naturales y el ambiente: esos son los problemas conocidos como *riesgo moral* (*moral hazard*) y *selección adversa* (Riera et al. 2005).

En el contexto ambiental, el riesgo moral se puede presentar cuando, por ejemplo, los agentes productivos o los usuarios de los recursos, firmantes de acuerdos de conservación o de contratos de pago por servicios ambientales, a pesar de enfrentar sanciones por no cumplimiento, tienen el incentivo para cambiar el comportamiento esperado (Jack et al. 2009). El riesgo moral también se presenta cuando las obligaciones ambientales de proyectos de infraestructura, minería o explotación de hidrocarburos no se cumplen según lo acordado, o cuando, una vez aceptada la licencia o permiso ambiental, se pierde el incentivo para tener las previsiones requeridas con el fin de evitar daños.

El **riesgo moral** se presenta cuando los agentes tienen incentivos para modificar su comportamiento después de firmar un contrato o, en otras palabras, cuando los tienen para sub-invertir en el cumplimiento del mismo (Ferraro 2008).

Por otro lado, la selección adversa ocurre cuando, por ejemplo, un productor trata de diferenciar sus productos como ambientalmente amigables para obtener el excedente sobre el precio que los consumidores están dispuestos a pagar por ellos. Sin embargo, si los consumidores no saben cómo distinguir un producto ambientalmente amigable de otro que no lo es, no estarán dispuestos a pagar el excedente. Siendo esta la situación, el valor asociado a la conservación o a las prácticas deseables se pierde, y entonces los productores también pierden el incentivo para llevar al mercado este tipo de productos (Riera et al. 2005). El uso de instrumentos económicos, como la *certificación*, permite reducir estas asimetrías en la información y corregir las distorsiones en los precios.

La **selección adversa** crea incentivos para que los agentes tergiversen su información privada con el fin de recibir mayores beneficios (Ferraro 2008).

2.5 Fallas de política

Como afirma Glover (2010), el pobre funcionamiento de los mercados no es el único responsable de los problemas ambientales y de uso de los recursos naturales; algunas veces, las políticas del gobierno impiden su buen funcionamiento o el gobierno omite actuar ante las fallas. Entre las fallas de política que más influyen en el deterioro de los recursos se encuentran los incentivos perversos, como el otorgamiento de subsidios o la regulación que estimulan el cambio del uso del suelo, las exenciones de impuestos a insumos contaminantes, y la toma de decisiones de conversión o explotación sustentada en información incompleta, entre otras.

Las fallas de política se pueden clasificar en cuatro tipos básicos:

1. Intervenciones que distorsionan el funcionamiento de los mercados, usualmente realizadas para favorecer a determinados sectores de la producción.
2. No intervenir mercados ante la presencia de fallas; en otras palabras, ignorar las fallas de mercado, incluidos los efectos colaterales que no se internalizan.
3. Intervenciones inadecuadas para eliminar fallas de mercado.
4. Intervenciones que exacerban estas fallas.

3. INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN: DEFINICIÓN Y TAXONOMÍA

Los instrumentos de política ambiental son herramientas de tipo económico y no económico a través de las cuales se espera incidir en el comportamiento de los diferentes agentes en la economía para alcanzar objetivos ambientales o de conservación (Azqueta et al. 2007; Casey et al. 2006). Existen diferentes tipologías de instrumentos de política ambiental; por ejemplo, el cuadro 2 muestra la adaptación que hace Sterner (2007) de una clasificación de

los instrumentos de política ambiental propuesta por el Banco Mundial (2005).

Un instrumento de política ambiental se define como cualquier tipo de mecanismo que se diseñe para incentivar cambios en el comportamiento de los agentes (Casey et al. 2006).

CUADRO 2: Clasificación de los instrumentos de política ambiental

Utilizando mercados	Creando mercados	Regulaciones ambientales	Involucrando a los agentes
<ul style="list-style-type: none"> • Reducción de subsidios • Impuestos y tarifas ambientales • Tarifas al usuario • Sistemas de depósito-rembolso • Subsidios específicos 	<ul style="list-style-type: none"> • Derechos de propiedad y descentralización • Permisos y derechos negociables • Sistemas internacionales de contrapesos • Pago por servicios ambientales (PSA)* • Certificación y eco-etiquetado,* ecoturismo*⁵ 	<ul style="list-style-type: none"> • Estándares • Prohibiciones • Permisos y cuotas • Zonificación • Responsabilidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Participación pública • Revelación de información • Acuerdos voluntarios no compensados*

Fuente: Sterner (2007).

* Incluido por el autor.

5. Casey et al. (2006) incluyen las certificaciones y eco-etiquetado y el ecoturismo dentro del grupo de instrumentos que ellos denominan *instituciones orientadas a mercados*.

Como se observa en el cuadro 2, entre los instrumentos de política ambiental se encuentran los *instrumentos económicos* (columnas una y dos).

Una tipología más convencional clasifica los instrumentos de política ambiental en dos grandes grupos: instrumentos de comando y control e instrumentos económicos (cuadro 3). Los *instrumentos de comando y control* también se conocen como instrumentos de regulación y control y “suponen la imposición

por parte de la autoridad competente, de una normativa que afecta de igual manera a todos los agentes implicados” (Azqueta et al. 2007). Estos mecanismos reducen las opciones para los agentes, de tal forma que determinadas alternativas dejan de ser legales. La diferencia entre los mecanismos de comando y control y los *instrumentos económicos* radica en que los últimos permiten al agente elegir entre degradar el ecosistema o contaminar el ambiente y pagar por ello, o no hacerlo y recibir una compensación (Azqueta et al. 2007).

CUADRO 3: Clasificación convencional de los instrumentos de política ambiental

Instrumentos de comando y control	Instrumentos económicos
<ul style="list-style-type: none"> • Estándares sobre productos • Normas sobre utilización de recursos naturales • Estándares que regulan procesos productivos • Normas de planificación y ordenación del territorio • Límites a emisiones, efluentes, residuos sólidos 	<ul style="list-style-type: none"> • Instrumentos basados en el cambio de comportamiento <i>vía precios</i>: impuestos, subsidios, tasas, sistemas de depósito-rembolso, gravámenes de no cumplimiento, etc. • Instrumentos basados en la <i>creación de mercados</i>: permisos negociables, pago por servicios ambientales,* seguros ambientales, certificación y eco-etiquetado,* ecoturismo*

Fuente: Azqueta et al. (2007).
* Incluido por el autor.

Entre otros instrumentos de política ambiental, se encuentra la asignación o definición de derechos de propiedad. Este es el caso del otorgamiento de derechos de propiedad colectivos sobre territorios en comunidades ancestrales o usuarias de recursos. Otros ejemplos son las concesiones para usos sostenibles del bosque (ya sea para extraer madera o recursos no maderables), o las concesiones de agua a los

acueductos rurales. Las servidumbres ecológicas o de conservación también pertenecen a este grupo de instrumentos de política ambiental.

Por su parte, Hanley et al. (2002) afirman que cuando el mercado no es capaz de enviar las señales adecuadas, como cuando se presentan fallas de mercado, el regulador cuenta con tres tipos de mecanismos: 1) implementar *restricciones*

tecnológicas que reduzcan la contaminación o la degradación de ecosistemas y especies (por ejemplo, establecer el uso obligatorio de un arte de pesca determinado), lo que en comparación con las clasificaciones anteriores sería un tipo de mecanismo de comando y control o de regulación ambiental; 2) promover *instituciones de cooperación* entre el regulador, los usuarios de recursos, los contaminadores y los afectados, algo que podría estar relacionado con el tipo de instrumentos que “involucra a los agentes” en el cuadro 2 o con la definición de asignar derechos

de propiedad a grupos o comunidades; y 3) aplicar *instrumentos económicos* cuyo papel es, en términos simples, incrementar el costo de contaminar o de degradar o reducir el costo de conservar.

Con respecto exclusivamente a los instrumentos económicos, Hanley et al. (2002) los agrupa en tres categorías amplias de instrumentos basados en: 1) el *racionamiento de precios*, 2) el *racionamiento de cantidades* y 3) la *responsabilidad legal* (cuadro 4).

CUADRO 4: Clasificación de los instrumentos económicos

Racionamiento de precios	Racionamiento de cantidades	Responsabilidad legal
<ul style="list-style-type: none"> • Tasas por contaminación o emisión • Tasas que combinan multas y recompensas • Impuestos sobre productos • Subsidios 	<ul style="list-style-type: none"> • Permisos negociables • Cuotas 	<ul style="list-style-type: none"> • Multas por no cumplimiento • Sistemas depósito-rembolso • Bonos de desempeño

Fuente: Hanley et al. (2002).

Los instrumentos basados en el *racionamiento de precios* incrementan el costo de contaminar o degradar al establecer un impuesto, tarifa o subsidio sobre el comportamiento del productor o sobre los productos. Los instrumentos económicos que *racionan cantidades* establecen los niveles aceptables de contaminación o extracción a partir, por ejemplo, de permisos negociables o de cuotas de extracción. Finalmente, los instrumentos basados en la *responsabilidad legal* definen estándares socialmente aceptables de comportamiento, de tal forma que si el agente viola esos estándares, debe enfrentar una

consecuencia financiera (un ejemplo de este tipo de incentivos son las multas que se cobran por no cumplimiento o los depósitos-rembolso que estimulan el reciclaje).

La clasificación de instrumentos económicos realizada por el Programa las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA (UNEP 2004) (cuadro 5), incluye algunos que no se ubican en la clasificación presentada por Hanley et al. (2002). Entre ellos se encuentran la asignación de los derechos de propiedad (que se mencionó anteriormente), las transferencias para

conservación denominadas en la clasificación del PNUMA como “asistencia financiera”, y los fondos ambientales, siendo estos últimos más un mecanismo para el recaudo y la planificación de gasto en conservación que un instrumento económico.

La clasificación del PNUMA es más cercana a la realizada por Panayotu (1994), que incluye siete categorías: 1) derechos de propiedad; 2) creación de mercados; 3) instrumentos fiscales; 4) sistemas de tasas; 5) instrumentos financieros; 6) instrumentos de responsabilidad legal; y 7) bonos y sistemas de depósito-rembolso y bonos por desempeño. Sin embargo, Panayotu realiza

una diferenciación importante entre derechos de propiedad y derechos de uso, e incluye entre los primeros, por ejemplo, a los derechos sobre la tierra, y entre los segundos, a los derechos temporales de uso, como los de administración. Adicionalmente, Panayotu mezcla lo que el PNUMA denomina “asistencia financiera” con “los fondos ambientales” en la categoría de instrumentos financieros. Finalmente, separa los bonos de desempeño de los sistemas de responsabilidad y los combina con los sistemas de depósito-rembolso. El cuadro 5 presenta una adaptación de las clasificaciones de instrumentos económicos realizadas por el PNUMA y Panayotu.

CUADRO 5: Instrumentos económicos para la conservación de la biodiversidad

Asignación de derechos de propiedad	Creación y mejoramiento de mercados	Tasas/tarifas	Instrumentos fiscales y tributarios: impuestos/ deducción de impuestos	Asistencia financiera ⁶	Sistemas de responsabilidad/bonos y sistemas depósito-rembolso
<ul style="list-style-type: none"> • Declaración de áreas protegidas • Legalización de propiedad comunal/individual • Servidumbres ecológicas • Derechos sobre agua, minería • Derechos de uso (administración, concesiones) 	<ul style="list-style-type: none"> • Mercados para secuestro de carbono • Pago por servicios ambientales • Derechos de desarrollo negociables • Sistemas de cuotas negociables • Acciones negociables de agua o recursos • Certificación ambiental y eco-etiquetado • Bioprospección • Bancos de conservación y mitigación 	<ul style="list-style-type: none"> • Tarifas de entrada a áreas protegidas • Tarifas de acceso: ej., tarifas por caza y pesca • Tarifas de usuario: ej., tarifas a usuarios de agua para la protección de cuencas abastecedoras • Tasas por uso de agua/contaminación • Peajes • Tarifas administrativas: ej., concesiones en áreas protegidas para ecoturismo 	<ul style="list-style-type: none"> • Impuestos diferenciados para usos del suelo • Impuestos a la deforestación • Impuestos a la contaminación (aire/agua) • Impuestos a insumos o productos (a la importación o exportación) • Subsidios o deducciones de impuestos • Remover incentivos perversos 	<ul style="list-style-type: none"> • Donaciones a ONG, organizaciones comunitarias para desarrollar proyectos de conservación o uso sostenible • Recompensas por conservación de especies en peligro • Créditos blandos para establecimiento de actividades productivas como ecoturismo, producción orgánica, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> • Multas por no cumplimiento • Multas por daño a los recursos, ambiente o propiedad • Responsabilidad legal • Bonos por desempeño ambiental • Seguros de responsabilidad • Sistemas de responsabilidad: incentivos para "hacer cumplir" • Bonos ambientales y sistemas de depósito-rembolso: pagos "anticipados" por daño potencial

Fuente: adaptado de PNUMA (UNEP 2004) y Panayotu (1994).

6. Casey et al. (2006) presentan una categoría que denominan "incentivos financieros", en la que incluyen el apoyo a cambios en prácticas de manejo, programas de seguros, programas de condonación de deuda, entre otros.



4. DESCRIPCIÓN DE LOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN

Siguiendo la taxonomía presentada en el cuadro 5, a continuación se presenta una descripción de cada una de las clasificaciones de instrumentos económicos allí propuestas y se detallan algunos instrumentos específicos de interés para ICAA.

4.1 Asignación de derechos de propiedad

Como se explicó anteriormente, la propiedad insegura o el libre acceso a los recursos constituye una falla fundamental del mercado, esencialmente porque no hay exclusión en su acceso y uso, lo que reduce los incentivos para el mantenimiento y el uso sostenible de los mismos (Glover 2010). En este sentido, se puede

afirmar que sin una solución a los problemas de derechos de propiedad, las dificultades asociadas a la degradación de ecosistemas permanecerán, y que su adecuada asignación constituye el primer paso para el uso eficiente de los recursos (UNEP 2004).

Los tipos de regímenes de derechos de propiedad comprenden un amplio rango de opciones y pueden ser definidos ya sea sobre la tierra o sobre otros elementos del ecosistema, como especies de flora y fauna (UNEP 2004) o el suelo (minería) (Panayotu 1994). Estos regímenes pueden ser privados o recaer sobre el Estado (v. g. áreas protegidas); así mismo, pueden ser individuales (v. g. títulos de tierra a individuos) o colectivos (v. g. asignación de territorios a comunidades indígenas o afrodescendientes).

Un **derecho de propiedad** se define como una autorización que se puede hacer cumplir (*enforceable*), otorgada a un individuo, grupo de individuos o al Estado para llevar a cabo acciones particulares relacionadas con un dominio específico (Commons 1968, en Ostrom y Schlager 1996). Por cada derecho que algún individuo tenga, existen reglas que definen las acciones que ese individuo puede llevar a cabo y que los “otros” deben observar (Ostrom y Schlager 1996).

Por otra parte, los **regímenes de derechos de propiedad** se entienden como la estructura de derechos a los recursos y las reglas bajo las cuales los individuos pueden ejercer esos derechos (Hanna et al. 1996). Dado que constituyen mecanismos para controlar el uso de los recursos y el comportamiento con respecto a los otros, los sistemas de derechos de propiedad forman parte de las instituciones de la sociedad (normas y reglas que moldean las interacciones humanas) (North 1990).

Adicionalmente, se encuentran los regímenes de propiedad de recursos que combinan la participación del Estado con la participación colectiva de comunidades, los cuales han tomado fuerza recientemente (Berkes 2009; Berkes et al. 2007; Plummer y FitzGibbon 2004) bajo el concepto general de *comanejo*. Existen además casos de inexistencia de propiedad, denominados también de “libre acceso” (cuadro 6).

CUADRO 6: Tipo de regímenes de propiedad

Tipo de régimen	Propietario
Propiedad privada	Individual
Propiedad común	Colectivo
Propiedad del Estado	Ciudadanos
Acceso abierto	Ninguno

Fuente: adaptado de Hanna et al. (1996).

Vale la pena resaltar, sin embargo, que la asignación de derechos de propiedad por sí misma no garantiza la conservación y el uso sostenible de los recursos. Los derechos de propiedad caracterizados por ser incompletos, inconsistentes o difíciles de hacer cumplir, junto con la presencia de información asimétrica, conducen de igual manera a la sobreexplotación de los recursos (Glover 2010; Hanna et al. 1996). Particularmente, en RUC, la sobreexplotación se genera por la no asignación de derechos de propiedad sobre los mismos o por deficiencias en su definición, que conducen al libre acceso o a una asignación de derechos de jure, que en el terreno se refleja en un libre acceso de *facto* (Ostrom 1990).

No obstante, diseñar instituciones que faciliten la exclusión en los RUC suele ser complejo y costoso (Ostrom y Schlager 1996). Por ejemplo, mucho se ha discutido sobre la efectividad y la conveniencia de asignar derechos de propiedad privados —o al mismo Estado— sobre algunos RUC, debido no solo a la dificultad de exclusión, sino a consideraciones éticas y de equidad (Camargo et al. 2009; Sterner 2007; Hanna y Jentoft 1996; Ostrom 1990). Panayotu (1994) también cuestiona la asignación de derechos de propiedad privados en situaciones en las que el recurso es móvil (RUC como las pesquerías), o cuando se generan externalidades significativas. En esos casos, la propiedad colectiva, el manejo compartido de los RUC entre el Estado y las comunidades usuarias (*comanejo*) o la combinación de instrumentos, se presentan como opciones alternativas.

Derecho de propiedad comunal:

constituye un tipo de derecho de propiedad que se otorga a una comunidad y que limita el acceso de terceros a un área o recurso determinado. Las reglas de manejo del recurso son generalmente establecidas por los usuarios comunitarios. Los derechos de propiedad comunal promueven la participación de los usuarios en la conservación (UNEP 2004).

Para entender la complejidad asociada a la definición de los derechos de propiedad —tanto privada como común—, es necesario en primer lugar, comprender que estos constituyen una *canasta de derechos* cuya asignación define la posición del tenedor frente a los mismos (cuadro 7). De esta manera, el “alcance de la propiedad” varía dependiendo de los derechos que sean asignados.

CUADRO 7: Derechos y posición del tenedor

Derecho/ posición	Propietario	Poseedor	Manejador (claimant)	Usuario autorizado	Visitante autorizado
Acceso	x	x	x	x	x
Extracción	x	x	x	x	
Manejo	x	x	x		
Exclusión	x	x			
Alienación	x				

Fuente: adaptado de Ostrom y Schlager (1996).

Con respecto a los recursos de uso común, Ostrom y Schlager (1996) clasifican los derechos en dos niveles: el nivel operacional (que abarca el ejercicio del derecho) y el nivel de decisión o elección (que incluye la participación en la definición de otros derechos). Entre los derechos del nivel operacional se encuentran los siguientes (Ostrom y Schlager 1996):

1. El *derecho de acceso*, que permite a su(s) tenedor(es) entrar a un área definida físicamente y disfrutar de beneficios no extractivos (v.g. caminar, navegar). Un ejemplo de derecho de acceso es aquel que recibe un visitante cuando paga la tarifa de entrada a un área protegida.
2. El *derecho de extracción*, que autoriza al individuo a obtener unidades de un recurso determinado. Los derechos de pesca otorgados a grupos de pescadores en un área determinada, o los derechos que reciben los usuarios de agua para captar el recurso de un acueducto rural, ejemplifican este tipo de derecho.

Por otra parte, entre los derechos del nivel de decisión o elección, también conocidos como de elección colectiva, figuran los siguientes (Ostrom y Schlager 1996):

1. El *derecho de manejo*, que le otorga al tenedor el derecho a regular los patrones internos de uso del recurso y a transformar el recurso para su mejora. Específicamente, este derecho autoriza a sus poseedores a diseñar derechos operacionales de extracción para gobernar el uso de un recurso; los individuos que mantienen derechos de manejo tienen entonces la autoridad para determinar cuándo, cómo y dónde se puede extraer un recurso determinado.
2. El *derecho a exclusión*, que permite a quien(es) lo recibe(n) determinar quién tiene derecho de acceso sobre un recurso y cómo ese acceso puede ser transferido. Este derecho da la autorización a sus tenedores para diseñar derechos operacionales de acceso a un recurso (establecer reglas de acceso).

3. El *derecho de alienación*, que consiste en el derecho de vender, arrendar o heredar los derechos de acceso, extracción, manejo y exclusión a otro individuo o grupo. Una vez enajenados esos derechos, el tenedor original de los derechos no puede ejercer sobre los recursos la autoridad que otorgaba su tenencia.

De las distintas combinaciones de derechos que figuran en el cuadro 7, se derivan algunos de los instrumentos utilizados para asignar derechos de propiedad. Entre ellos se encuentran la titulación de tierras privadas; la legalización o titulación de tierras a comunidades indígenas, originarias, campesinas o afrodescendientes; la legalización de la posesión *de facto*; las servidumbres ecológicas; y las concesiones para el manejo (v. g. concesiones para ecoturismo) o extracción de recursos (madera o productos no maderables del bosque, minerales, etc.). Estos instrumentos son clasificados por Panayotu (1994) en tres categorías: 1) derechos de propiedad, como títulos de tierra y derechos de agua; 2) derechos de usuario, como licencias, concesiones, certificados de usufructo y derechos de acceso; y 3) derechos de desarrollo, un instrumento utilizado en países donde los dueños de la tierra tienen derechos completos sobre la misma (v. g. Estados Unidos) y que consiste en separar de los derechos de propiedad, el derecho a convertir o a desarrollar la tierra. Los derechos de desarrollo se pueden transar con el gobierno o con terceros.

En términos de la conservación de los recursos naturales, respuestas a cuestiones como quién obtiene los derechos de propiedad sobre un recurso y cuáles derechos se otorgan, son clave

para determinar aspectos de equidad y de efectividad en la conservación.

La complejidad asociada a los derechos de propiedad es la que genera que, en la práctica, los derechos que se otorgan al Estado, a individuos o a comunidades, algunas veces no sean suficientes para proteger los recursos. Por ejemplo, el establecimiento de extensas áreas protegidas (derechos de propiedad al Estado) puede hacer extremadamente costosa y difícil la exclusión, o la vigilancia y el control (no hay capacidad para hacer cumplir los derechos). De manera similar, en el marco de iniciativas de PSA y del mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de Bosques – REDD+⁷ se discute si, a pesar de que las comunidades indígenas son quienes definen las actividades dentro de sus territorios, los derechos de las mismas en las legislaciones nacionales se pueden considerar consistentes y completos. Es decir, si los derechos sobre los territorios —y otros— incorporan derechos sobre los recursos que allí se encuentran y, específicamente, derechos sobre los servicios ecosistémicos que esos recursos proveen. Esta última es una discusión relevante, dado que, en definitiva puede entenderse que quien tenga los derechos será quien reciba los beneficios. Finalmente, como se mencionó antes, en algunos casos la asignación de derechos de propiedad privados no reduce la degradación ambiental porque se generan externalidades que el agente no internaliza. En esa situación se requiere de la combinación de instrumentos de política, como la zonificación, los instrumentos fiscales o esquemas de mercado del tipo PSA.

Estas situaciones muestran cómo la evolución y el estudio de los derechos de propiedad están

7. REDD+ se usa en este documento según la definición oficial de Naciones Unidas: políticas e incentivos relacionados con la reducción de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques en los países en desarrollo; y el rol de la conservación, la gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono.

estrechamente ligados con la escasez. A medida que aumenta la escasez de recursos, crece su valor y la presión por crear y ajustar derechos de propiedad sobre los mismos (Sterner 2007). En general, la decisión de cuáles derechos otorgar sobre los recursos de uso común y qué tipo de régimen de derechos de propiedad asignar, dependerá del contexto cultural, económico, geográfico y ecológico que se presente en cada caso (Hanna et al. 1996; Hanna y Munasinghe 1995).

4.2 Creación y mejoramiento de mercados

La asignación de derechos de propiedad, privados o comunales, permite internalizar, para el tenedor de los derechos, el valor de escasez del recurso y los costos ambientales en el sitio. Sin embargo, no internaliza las externalidades (los efectos sobre terceros fuera del sitio) ni las fallas asociadas a la provisión de bienes públicos (Panayotu 1994). En este caso, se requieren medidas complementarias, ya sean de comando y control o estímulos económicos, como la creación de mercados, el uso de tasas y tarifas o incentivos fiscales (impuestos y subsidios).

El desarrollo de nuevos mercados puede mejorar la capacidad de las partes interesadas para identificar los atributos de los ecosistemas —y de los servicios que proveen— y capturar el valor de ese capital natural (v. g. PSA). Los mercados pueden también estimular la creación de nuevos productos y servicios o ser mejorados, desde una perspectiva ambiental, al incrementar las rentas (y por tanto los incentivos) para los productores que son ambientalmente amigables (v. g. certificación) (UNEP 2004).

En este aparte se describen con detalle cuatro instrumentos económicos relacionados con la creación o el mejoramiento de mercados: los

pagos por servicios ambientales, los mecanismos REDD+, la certificación y eco-etiquetado, y los bancos de mitigación y conservación.

4.2.1 Pagos por servicios ambientales

Los pagos por servicios ambientales (PSA) han surgido como un mecanismo novedoso, directo y efectivo para convertir valores ambientales externos de no mercado (externalidades negativas o positivas) en incentivos monetarios para los actores locales que proveen esos servicios (Jack et al. 2009; Wünscher y Wunder 2008).

En muchos casos, el término PSA se utiliza para incluir diferentes tipos de mecanismos de mercado para la conservación, tales como la certificación y las tarifas de entrada a las áreas protegidas (Engel et al. 2008). Sin embargo, en el sentido estricto, los PSA son definidos por cinco características (Wunder 2005): 1) constituyen una transacción voluntaria, 2) donde hay un servicio ambiental bien definido (o un uso de la tierra que asegure la provisión de ese servicio), 3) que es “adquirido” por al menos un comprador a 4) por lo menos un proveedor del servicio, 5) solamente si el proveedor del servicio cumple con los términos del contrato, característica conocida como *condicionalidad*.

En la práctica, existen muy pocos PSA “puros”, en el sentido de que cumplan estrictamente con estos cinco criterios, siendo más habitual encontrar esquemas “tipo PSA” que satisfacen en diferentes grados esas características. Se encuentran casos en los que, por ejemplo, las transacciones no son voluntarias, y otros en los que no se cumple la condicionalidad. Por otro lado, aunque los PSA se incluyen en esta revisión como mecanismos de mercado, sensu estricto, los mercados para servicios ecosistémicos,

además de incorporar incentivos económicos, se caracterizan por la existencia de múltiples actores y opciones y por algún grado de competencia (Wunder 2005); ese es el caso de los permisos de emisión y de las cuotas negociables o de los mercados obligatorios de carbono. En los países en desarrollo, la naturaleza local de varios de los servicios (v. g. regulación y calidad del agua) limita la competencia, por lo que se presentan monopolios o monopsonios naturales *de facto* en los esquemas PSA (Wunder 2005).

¿Cómo funcionan los PSA?

La idea detrás del mecanismo de PSA consiste en pagos directos y contractuales que los usuarios de servicios ecosistémicos hacen a los tenedores de tierra (propietarios o poseedores *de facto*), a cambio de que adopten usos de la tierra y recursos que aseguren la conservación o restauración de los ecosistemas. De esta manera, los PSA internalizan los beneficios de la conservación al compensar a los tenedores de tierra por los *costos de oportunidad* en que ellos incurren por sus esfuerzos de conservación (Pagiola y Platáis 2007; Jack et al. 2009).

El **costo de oportunidad**, en el marco de PSA, se define como el valor de la mejor opción de producción a la que se renuncia cuando el propietario (o tenedor) de un terreno acepta cambiar el uso de parte o la totalidad del predio, a través de un contrato de conservación, por usos que mejoren la provisión de servicios ambientales (biodiversidad, agua, paisaje) y que generalmente se asocian a menores beneficios netos.

El PSA funciona mejor en situaciones en las que se presentan conflictos entre la conservación y los intereses de los propietarios (gana-pierde o

pierde-gana). Un ejemplo es el caso clásico de la deforestación en la parte superior de una cuenca abastecedora de acueductos, donde el propietario gana con la conversión, mientras que los usuarios de agua en la parte inferior de la cuenca pierden. De manera opuesta, la implementación de medidas regulatorias, tipo comando y control, que prohíban deforestar al propietario de la tierra, genera beneficios a los usuarios de agua a costa de pérdidas para los tenedores de tierra aguas arriba. En estas situaciones de conflicto es donde los esquemas de PSA permiten tender puentes mediante pagos y/o compensaciones (Wunder et al. 2007). Para llegar a una situación en la que todos los participantes en la transacción ganan, la compensación o pago por el servicio ecosistémico debe ser mayor o igual al costo de oportunidad del proveedor del servicio y menor o igual a la disponibilidad a pagar (DAP) de los usuarios (compradores potenciales) (Moreno-Sánchez et al. 2012). Esta última refleja el cambio en el bienestar por modificaciones en la provisión del servicio ecosistémico.

La **disponibilidad a pagar** de los individuos por los servicios ecosistémicos, es el valor que estos otorgan a los servicios, de acuerdo a sus preferencias particulares, y refleja el cambio en el bienestar generado por modificaciones en la provisión de los mismos.

Efectividad, eficiencia y aspectos distributivos (equidad) en los esquemas de PSA

Los esquemas de PSA pueden ser evaluados en términos de su efectividad o eficiencia económica o según aspectos de equidad.

La falta de efectividad en las iniciativas de PSA se genera cuando los objetivos de conservación

propuestos no se alcanzan. Por otro lado, la falta de eficiencia hace que la conservación se logre, pero a costos mayores que los deseados. Estas fallas en la efectividad y eficiencia de los programas de PSA se presentan por varias razones, entre las que se incluyen (Engel et al. 2008): 1) ofrecer pagos que no cubren los costos de oportunidad de los proveedores, lo que genera que no haya incentivos suficientes para que se alcancen las metas de conservación; 2) inducir conservación en zonas donde el costo de conservar (pagos) excede los beneficios; 3) pagar por la adopción de prácticas que de todas formas serían adoptadas (falta de *adicionalidad*), lo que conlleva a una ineficiencia financiera en la inversión de recursos escasos para PSA; 4) la presencia de fugas, que se refiere al desplazamiento no anticipado de las actividades no deseadas hacia otras zonas fuera del alcance geográfico del esquema PSA; y 5) la *falta de permanencia*, que se define como un desplazamiento de las actividades no deseadas en el tiempo.

Adicionalidad es un término utilizado en los esquemas de PSA para referirse a la provisión *adicional* de servicio ecosistémico que no se hubiera logrado sin la presencia del esquema. En otras palabras, la adicionalidad constituye la ganancia en términos del servicio ecosistémico provisto que se debe a la existencia del esquema de PSA.

Con respecto a los aspectos distributivos, vale la pena mencionar que los PSA se conceptualizaron como un mecanismo para mejorar la eficiencia en el manejo de los recursos naturales y

no para aliviar la pobreza (Engel et al. 2008; Wunder 2005). Sin embargo, en algunos casos la reducción de la pobreza puede ser un resultado de los esquemas de PSA, mientras que en otros, como en el caso del Programa de Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) mexicano, el nivel de pobreza y marginalización —junto con otros criterios, como el riesgo de deforestación y la escasez de agua— pueden ser incluidos en las pautas para la focalización de potenciales proveedores de servicios. En el caso de México, las evaluaciones muestran que la focalización alcanzó efectivamente a la población con alto y muy alto nivel de marginalización (Muñoz-Piña et al. 2008). En general, existen aún pocos estudios que muestren la relación entre PSA y pobreza (Engel et al. 2008; Bond et al. 2009), y es de esperar que ese vínculo varíe caso a caso, dependiendo del tipo de servicio ecosistémico, de la focalización geográfica de los programas y de factores que pueden afectar la participación de los más pobres (costos de transacción, tenencia de la tierra, alfabetización, información, etc.), entre otros elementos.

4.2.2 Mecanismo REDD+

REDD+⁸ implica un conjunto amplio de enfoques de políticas e incentivos cuyo propósito es reducir las emisiones de la deforestación y la degradación del bosque y que reconoce además, entre otros, el rol de la conservación en ese esfuerzo (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC). En el centro de REDD+ se encuentra un esquema en el que la comunidad global construirá mecanismos para compensar a aquellos que reducen emisiones

8. Según la definición adoptada por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, REDD+ implica el desarrollo e implementación de políticas e incentivos relacionados con la reducción de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques en los países en desarrollo; y el rol de la conservación, la gestión sostenible de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono (UNFCCC, 2011).

provenientes de ambos procesos (Angelsen 2008). Por ello, el mecanismo REDD+ se asocia generalmente a los PSA. Sin embargo, REDD+ es un marco más amplio que incorpora, además de compensaciones directas y contractuales tipo PSA, el diseño de políticas y estrategias, el ajuste y adopción de marcos legales y la definición y clarificación de los derechos sobre la tierra, entre otras medidas.

Se ha estimado que la deforestación, el cambio en el uso del suelo y la degradación de los bosques son los causantes de hasta una quinta parte de las emisiones de gases de efecto invernadero. El Informe Stern (2006) y otros estudios han señalado al mecanismo REDD+ como una forma más barata de mitigar rápidamente las emisiones, si se la compara con intervenciones en otros sectores, como el transporte o la industria.

REDD se ha convertido en una opción deseable para algunos gobiernos y agencias de conservación, ya que la transferencia de fondos de países desarrollados hacia países en vías de desarrollo para la provisión del servicio ecosistémico “captura de carbono”⁹, podría ayudar a financiar la transición hacia el desarrollo sostenible, además de traer beneficios colaterales (cobeneficios) para las comunidades y para la conservación de la biodiversidad (Wunder y Moreno-Sánchez 2011).

Sin embargo, la idea simple de pagar por reducir la deforestación y la degradación de los bosques se vuelve compleja al momento de convertirla en acción. La factibilidad real de implementar un mecanismo de compensación eficiente, efectivo y equitativo, y la posibilidad de que se generen efectos negativos no deseados, son

los elementos que constituyen el centro de las discusiones alrededor del mecanismo en la actualidad, dentro y fuera de las negociaciones internacionales de cambio climático (anexo I).

Se ha discutido si los esquemas de PSA pueden ser un enfoque viable para REDD+ (por ejemplo, Bond et al. 2009). Las condiciones para lograr un mecanismo de compensación efectivo y eficiente con el fin de reducir las emisiones provenientes de la deforestación y degradación de bosques, son similares que aquellas para alcanzar la eficiencia y efectividad en esquemas de PSA: entre ellas, que las compensaciones se sustenten en los costos de oportunidad de los proveedores, que no se presenten desplazamientos de la deforestación y que se garantice la permanencia. Adicionalmente, a diferencia de otros mecanismos de incentivos, los PSA exhiben una característica que los convierte en una buena alternativa para los mecanismos REDD+: la condicionalidad. Las compensaciones en REDD+, sean a través del mercado o de fondos, deberían sustentarse en pagos por desempeño (Bond et al. 2009). Sin embargo, utilizar el enfoque de PSA para REDD+ requiere de estructuras de gobernanza efectivas y equitativas, tales como claridad en la definición de los derechos sobre la tierra y sistemas de monitoreo capaces de hacer cumplir la condicionalidad. Desafortunadamente, en muchas áreas donde la deforestación y la degradación de los bosques son fuertes, la gobernanza es débil y es, de hecho, una de las causas subyacentes de ambos procesos (Bond et al. 2009).

9. Al reconocer el rol de la conservación de bosques, REDD+ involucra dos servicios ecosistémicos: la captura de carbono y el almacenamiento del carbono en los bosques en pie.

Condicionalidad: característica de los esquemas de PSA, que implica que los pagos a los proveedores del servicio solo se realizarán sobre una base *quid pro quo*¹⁰ (Wunder et al. 2007).

Fugas: en el contexto de cambio climático, las fugas de carbono son el resultado de intervenciones que reducen las emisiones en un área geográfica determinada, pero que conducen al aumento de emisiones en otra área (Angelsen 2008). En otras palabras, son los desplazamientos espaciales de las emisiones.

Permanencia: es una fuga en el tiempo o un desplazamiento temporal de las emisiones (Angelsen 2008).

Como se ha venido discutiendo, las características que promueven la eficiencia y la efectividad requieren de inversiones considerables en levantamiento de línea base, monitoreo, verificación, sistemas de reporte, diseño o ajuste de marcos legales y de política, entre otros. En un contexto de mercado de carbono, los potenciales compradores de créditos de carbono no están dispuestos a pagar por *hot air*¹¹ y, debido a que las inversiones previas y la preparación para enfrentar el mecanismo constituyen una de las principales limitantes en los países en desarrollo, algunas organizaciones internacionales, como el Banco Mundial, a través del Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques (FCPF), o el programa ONU REDD han destinado recursos para proyectos piloto de preparación para

REDD+ en varios países, entre ellos los cuatro países incluidos en el enfoque geográfico de ICAA.

Con respecto al tema de la equidad, Wunder y Moreno-Sánchez (2011) mencionan que “aunque REDD puede, al movilizar flujos financieros hacia áreas rurales, ofrecer oportunidades para contribuir al alivio de la pobreza y favorecer la equidad, también existe el riesgo de que los recursos REDD se concentren en otros agentes del sector forestal e incluso que generen incentivos para que los gobiernos y agentes privados nieguen o ignoren los derechos de las comunidades locales usuarias de recursos, o que utilicen los recursos exclusivamente para reforzar sus sistemas de comando y control, sin compensar los costos de oportunidad de los usuarios de la tierra”. Por tanto, además de inversiones en aspectos técnicos, el mecanismo REDD+ requiere de sistemas de monitoreo y evaluación en temas de derechos humanos y gobernanza, esquemas de salvaguardas para proteger los derechos de las comunidades locales, programas de construcción de capacidades en las comunidades respecto del mecanismo, procesos de consulta previa con comunidades indígenas y otras minorías, y del diseño y/o ajuste de marcos legales que clarifiquen los temas de tenencia de la tierra y acceso a recursos y servicios ecosistémicos por parte de las comunidades locales.

Finalmente, debe mencionarse que durante la decimosexta Conferencia de las Partes (COP-16) llevada a cabo en Cancún, se adoptó oficialmente el papel de la conservación en el mecanismo anteriormente propuesto como “REDD”. Particularmente, se incorporaron al mecanismo

10. Expresión latina que significa ofrecer “algo” a cambio de “algo”.

11. En el contexto de REDD, *hot air* es una expresión que se interpreta como certificar reducción de emisiones que no son realmente adicionales (Angelsen 2008).

otras actividades que —además de la reducción de la deforestación y de la degradación de los bosques— también disminuyen las emisiones, sin castigar a aquellos países o comunidades que han llevado a cabo estrategias de conservación o manejo sostenible del bosque *per se*. Esta incorporación se conoce como el REDD+ e incluye cinco actividades: 1) reducción de deforestación; 2) reducción de degradación del bosque; 3) conservación; 4) manejo sostenible del bosque; y 5) incremento de las reservas de carbono forestal (UNFCCC, 2011).

Las nuevas actividades incluidas en REDD+ hacen aún más complejo el diseño del mecanismo. Nótese que la iniciativa de compensar por la conservación o el manejo sostenible del bosque que se lleva a cabo actualmente, podría evitar fugas o incentivos perversos (deforestar o degradar solo para recibir una compensación). Para estos casos, deben analizarse mecanismos de compensación dentro de REDD diferentes del PSA.

4.2.3 Certificación y eco-etiquetado

Los esquemas de certificación y eco-etiquetado son instrumentos económicos que reducen las asimetrías en la información y que permiten crear mercados para bienes públicos, como la biodiversidad¹².

El eco-etiquetado provee a los consumidores información sobre el impacto ambiental de un bien o servicio determinado. La información provista en las etiquetas ecológicas incentiva cambios en el comportamiento de los consumidores y

productores y mejora el desempeño ambiental, al relacionar las prácticas de manejo/producción con la demanda de los consumidores por bienes ambientalmente amigables (Brown 1999, en Casey et al. 2006). Por este motivo, el eco-etiquetado tiene el potencial de crear mercados —o expandirlos— para bienes que son producidos con consideraciones ambientales.

El eco-etiquetado funciona de la siguiente manera: una agencia gubernamental o privada establece estándares técnicos que deben ser cumplidos para que un bien sea certificado como uno que contribuye a alcanzar determinados objetivos ambientales. La etiqueta, al ofrecer información a los consumidores sobre los beneficios ambientales de un bien particular, o de un sistema de producción, tiene el potencial de crear un mercado para un bien público, como la biodiversidad o la conservación del hábitat. La certificación, por su parte, es un componente integral y crucial del eco-etiquetado, pues constituye la verificación de solicitud de responsabilidad ambiental que hace el productor del bien (Casey et al. 2006). El eco-etiquetado segmenta el mercado y extrae las rentas que algunos consumidores están dispuestos a pagar por los beneficios ambientales que generan los bienes que consumen; de esta manera, el sobreprecio que pagan los consumidores se traslada a los productores, quienes reciben una recompensa cuando incorporan consideraciones ecológicas y ambientales en la producción de los bienes (UNEP 2004).

La obtención de mejores precios a través de la certificación de productos ambiental o ecológicamente amigables se traslapa con los esquemas de PSA. Ese es el caso del tipo de

12. El ecoturismo certificado puede formar parte de los instrumentos basados en el mercado que actúan de manera similar al eco-etiquetado: agregando valor al servicio convencional de turismo, a partir de ofrecer *amenities* ambientales (sin mercado) y extrayendo las rentas de los consumidores dispuestos a pagar por un servicio turístico diferenciado.

PSA que Wunder (2005) denomina *PSA basado en productos*¹³, en el cual los consumidores pagan un “premium verde” que constituye un sobreprecio para los productos que han sido certificados como amigables con el medio ambiente y especialmente con la biodiversidad (Pagiola y Ruthenberg 2002, en Wunder 2005). El *premium* puede ser otorgado a: 1) un producto que respeta el valor de uso o no uso de hábitats prístinos (ecoturismo, extracción de productos no maderables del bosque – PNMB); 2) formas de producción agroecológica que preservan niveles de servicios ecosistémicos relativamente altos (agricultura orgánica; sistemas silvopastoriles); y 3) métodos de producción de servicios ecosistémicos que emplean mejores prácticas para minimizar los impactos ambientales (madera certificada) (Wunder 2005).

4.2.4 Bancos de mitigación / bancos de conservación

Los *bancos de mitigación* constituyen un cuasi-mercado creado por el Estado para la conservación de hábitats y especies. Este es un instrumento que fue diseñado durante la década del setenta en Estados Unidos, para aplicarlo inicialmente a humedales. Los bancos de mitigación se definen como “la restauración, creación, mejoramiento o preservación de un humedal u otro recurso acuático con el propósito de hacer una compensación anticipada por impactos autorizados generados sobre recursos similares en otro sitio” (Casey et al. 2006).

Bajo el concepto de bancos de mitigación, se establece un banco en el que los aumentos en la

provisión de funciones y valores del ecosistema (humedal) se convierten en créditos que son utilizados o vendidos para compensar por pérdidas inevitables en el ecosistema. Los créditos son la unidad de transacción que representa el incremento del valor ecológico del sitio del banco y se miden generalmente en unidades de área (acres)¹⁴. Los desarrolladores o agricultores, quienes tienen la obligación de mitigar la conversión de los ecosistemas (en sus propias tierras), compran créditos de estos bancos para cubrir los débitos generados por el impacto causado al dañar, degradar o destruir el ecosistema (Casey et al. 2006).

Por otro lado, el oferente de créditos (el banquero) establece áreas contiguas donde un humedal existente es protegido, un humedal degradado puede ser restaurado o incluso donde se puede “crear” un nuevo humedal. A medida que se “crea” o restaura el ecosistema, se obtienen créditos de una agencia regulatoria. Estos créditos pueden ser vendidos en el mercado a desarrolladores públicos o privados que tengan la obligación de mitigar los impactos de sus actividades (Casey et al. 2006).

De esta manera, los bancos de mitigación crean mercados privados al asignar valores monetarios a un ecosistema que provee varios bienes públicos en la forma de servicios ecosistémicos.

Desde el punto de vista ecológico, los bancos de mitigación son muy controversiales, entre otros motivos, porque a través de ellos no es posible restablecer las funciones y valores ecológicos del ecosistema destruido y porque la compensación fuera del sitio no mitiga la pérdida de los

13. Una de las clasificaciones que Wunder (2005) presenta para esquemas de PSA, incluye dos tipos: 1) PSA basados en área y 2) PSA basados en productos.

14. Tomado de la página web: <<http://www.ecy.wa.gov/pubs/0906015.pdf>> (consulta: 13 de octubre 2011).

valores ecológicos en el área impactada. Una forma de evitar el no restablecimiento de las funciones ecológicas del ecosistema destruido es seleccionar las zonas para mitigación entre áreas previamente identificadas como prioritarias para conservación, y reconocer que hay un punto donde un ecosistema se hace irremplazable (Casey et al. 2006).

Por su parte, los *bancos de conservación* constituyen una aplicación de los bancos de mitigación a especies amenazadas (The Kattomba Group 2007). Los bancos de conservación son áreas que se destinan exclusivamente a la protección de especies en peligro o amenazadas y sus hábitats. Los propietarios que destinan áreas para este propósito, reciben créditos de conservación que pueden transar en el mercado con aquellos agentes que requieran contrarrestar los impactos de actividades de desarrollo. La diferencia entre los bancos de mitigación y los bancos de conservación es que estos últimos se orientan a conservar los ecosistemas originales y las especies relevantes que allí se encuentran. Esta diferencia alivia las preocupaciones respecto de la pérdida de las funciones y valores ecológicos que se presentan con los bancos de mitigación. Vale la pena resaltar, sin embargo, que la conservación de especies requiere generalmente de grandes extensiones (los parches aislados no tienen el efecto deseado sobre ella), que si se quiere conservar las funciones y valores ecológicos el manejo de las áreas dedicadas a conservación puede ser sustancial, y que su efectividad es mayor en zonas contiguas a áreas protegidas (Casey et al. 2006). Es deseable, por tanto, que los bancos de conservación formen parte de planes de conservación amplios y de gran escala.

4.3 Instrumentos fiscales: impuestos y subsidios

Los instrumentos fiscales, como los impuestos y subsidios, se utilizan para cerrar la brecha entre los costos o beneficios privados y los costos o beneficios sociales, que se generan usualmente cuando se presentan externalidades en la conservación (Panayotu 1994). Los impuestos (subsidios) ambientales se diseñan con el propósito de reducir (aumentar) la cantidad de la externalidad generada o mejorar la calidad del ambiente, haciendo que los agentes que lo afectan negativamente (positivamente) paguen (sean compensados por) los costos (beneficios) ambientales generados (Hanley et al. 2002).

La base de los impuestos (subsidios) ambientales es lo que se conoce en economía como el “impuesto pigouviano”. El impuesto (subsidio) pigouviano se define como el valor monetario equivalente al daño (beneficio) marginal generado y es un esquema *teóricamente* óptimo para solucionar los problemas de externalidades. La idea detrás del impuesto pigouviano es que “el que contamina, paga”.

Los impuestos ambientales han sido usualmente utilizados en el control de la contaminación de aire y agua proveniente de fuentes puntuales. El uso de impuestos es más frecuente que el de subsidios, ya que los primeros permiten recaudar recursos, algunas veces utilizados para financiar la gestión ambiental (como ocurre con las tasas). Generalmente, los impuestos se cobran por unidades de emisión o contaminación liberadas al ambiente, induciendo a los productores a reducir sus emisiones al punto donde los costos marginales de reducir la contaminación (o los beneficios marginales de contaminar) igualan al impuesto que, si contaminan, deben pagar. Los impuestos por contaminación incentivan a los productores a desarrollar y adoptar nuevas

y mejores tecnologías para el control de la contaminación, reduciendo así los compromisos fiscales (Hanley et al. 2002).

Sin embargo, la optimización en el uso del impuesto pigouviano se ve comprometida porque la determinación del monto del impuesto no es un asunto trivial, debido a que el valor de los daños marginales es difícil de establecer (Sterner 2007). En la práctica, los impuestos pigouvianos se pueden establecer por ensayo y error o se pueden utilizar otros mecanismos considerados subóptimos (o esquemas “segundo mejor”), como el establecimiento de impuestos a productos o insumos vinculados con la actividad generadora de la externalidad; estos impuestos se cargan sobre productos o insumos que son potencialmente peligrosos para el ambiente o los individuos.

Entre otros mecanismos fiscales que se utilizan para favorecer la conservación, se encuentran los impuestos diferenciados a la tierra, cuyo monto dependerá del uso de la misma (v. g. una parcela conservada tendrá menos impuestos que una desarrollada o cultivada) (UNEP 2004). Panayotu (1994) ejemplifica los impuestos diferenciados a la tierra con el caso de Alemania, en donde los usos de la tierra son clasificados en varias categorías en un rango que va desde aquellos usos que se consideran los más benéficos ambientalmente (bosque natural) hasta los más destructivos (usos industriales). Otros instrumentos fiscales para la conservación son los impuestos a la deforestación y las deducciones o exenciones de impuestos a la tierra, cuando esta se encuentra en usos o coberturas favorables a la conservación (UNEP 2004).

Como se ha explicado, los incentivos fiscales se aplican con el propósito principal de proteger el

ambiente y favorecer la conservación; un doble propósito es el recaudo de ingresos para usos múltiples. Sin embargo, tal y como lo plantea el Banco Mundial, “los impuestos ambientales y otros basados en precios, *diseñados y aplicados aisladamente*, no son siempre la forma más efectiva para coleccionar ingresos, ni son necesariamente la mejor forma de proteger el ambiente” (Banco Mundial 2005)¹⁵. Por este motivo, en los últimos años se ha venido discutiendo la idea de hacer reformas fiscales ambientales que apunten a lograr efectivamente esos dos objetivos, minimizando efectos no deseados sobre la población más pobre o vulnerable. La reforma fiscal ambiental incluye un rango amplio de incentivos tipo impuestos que permiten manejar desde aspectos ambientales y de uso de recursos específicos de los sectores, hasta temas de índole nacional. Estos incentivos incluyen, por ejemplo (Banco Mundial 2005): 1) impuestos al uso de recursos (v. g. impuestos al sector forestal o pesquero); 2) tasas de usuarios y reforma a los subsidios; y 3) impuestos ambientales a contaminadores.

4.4 Tasas y tarifas

Aunque a menudo los términos impuestos y tasas son utilizados indistintamente, en sentido estricto son diferentes. Los *impuestos* son montos establecidos políticamente —más que administrativamente—, que ingresan al presupuesto general de la nación (hacienda pública) sin tener un destino específico. Por otra parte, las *tasas* son implantadas por agentes locales o sectoriales para usos determinados (Sterner 2007). Sin embargo, los principios económicos de los impuestos y tasas ambientales son los mismos. Un ejemplo de tasas son las tasas retributivas por contaminación hídrica en

15. Texto resaltado por el autor.

Colombia¹⁶, que se sustentan en el principio pigouviano de “el que contamina, paga”, pero que a diferencia de un impuesto, se destinan a la gestión ambiental y van directamente a las arcas de las instituciones que las recaudan, que son las ejecutoras de la política ambiental en las regiones (las corporaciones autónomas regionales – CAR).

Las tarifas son pagos que se realizan por el uso (extractivo o no) de un bien o servicio de los ecosistemas. Entre las tarifas más frecuentes relacionadas con conservación, se encuentran las tarifas de entrada a parques nacionales, las tarifas o montos cobrados por la concesión de los mismos, y las tarifas de acceso a recursos, como las de caza y pesca. Incluso, las tarifas cobradas a los usuarios de agua para la protección de cuencas abastecedoras se encuentran en esta categoría, aunque muchas veces se traslapan con PSA para servicios hídricos.

4.5 Asistencia financiera

En términos generales, la asistencia financiera se refiere a apoyos directos o indirectos para favorecer la conservación y el uso sostenible de los recursos.

Entre los mecanismos de asistencia financiera se encuentran (UNEP 2004): 1) *las pequeñas donaciones*, que son transferencias directas a ONG o comunidades locales para proveer apoyo financiero a actividades relacionadas con la conservación o con el fomento de medios

de vida sostenibles; estas donaciones forman generalmente parte de proyectos integrados de conservación y desarrollo (PICD) y su duración es limitada; 2) *los acuerdos de conservación*, los cuales constituyen pagos del gobierno, y sobre todo de agencias de conservación, a tenedores de tierras individuales o a comunidades, quienes se comprometen voluntariamente a llevar a cabo actividades que garanticen la protección de especies o hábitats (por ejemplo, los acuerdos de conservación que lleva a cabo Conservación Internacional – CI)¹⁷; y 3) *los créditos blandos*, que corresponden a préstamos caracterizados por bajas tasas de interés y mecanismos flexibles de repago para financiar actividades que proveen servicios ecosistémicos y que favorecen la conservación, mientras generan beneficios económicos a los productores (ecoturismo, agricultura orgánica, sistemas silvopastoriles, etc.).

4.6 Sistemas de responsabilidad

Los sistemas de responsabilidad tienen el propósito de inducir un comportamiento ambientalmente responsable, al establecer responsabilidad legal por (Panayotu 1994): 1) el daño a los recursos naturales; 2) los daños ambientales; 3) los daños a la propiedad; 4) los daños a la salud humana (o la pérdida de vidas); 5) el no cumplimiento de la regulación ambiental; y 6) el no pago de impuestos, tasas o tarifas. Estos sistemas afectan los incentivos que tienen los agentes para cambiar su comportamiento de riesgo ambiental, al aumentar la probabilidad

16. “La tasa retributiva por vertimientos puntuales es un instrumento económico que tiene como objetivo incentivar cambios en el comportamiento de los agentes contaminadores, internalizando en sus decisiones de producción el costo del daño ambiental que ocasiona su contaminación, esto con el fin de lograr metas ambientales que sean social y económicamente sostenibles. Adicionalmente, se constituye en una fuente de recursos para la inversión en proyectos de descontaminación hídrica y monitoreo de la calidad del agua”. Tomado de la página web del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia: <<http://www.minambiente.gov.co/contenido/contenido.aspx?catID=330&conID=576>> (consulta: 14 de octubre 2011).

17. Programa de acuerdos de conservación de CI: <<http://www.conservation.org/sites/csp/Pages/partnerlanding.aspx>>.

de que sean castigados (multados) por el daño causado o el no cumplimiento (UNEP 2004). Entre estos mecanismos se encuentran las multas ambientales que pagan las empresas que no cumplen con la regulación ambiental.

Entre los sistemas de responsabilidad también se incluyen los bonos de desempeño. *Los bonos de desempeño ambiental* tienen el propósito de garantizar el cumplimiento de estándares ambientales o regulaciones de uso de recursos naturales. Bajo este mecanismo, los potenciales contaminadores o usuarios de los recursos hacen un depósito que es reembolsado si respetan los requerimientos establecidos (UNEP 2004).

Los bonos de desempeño ambiental aseguran que (Panayotu 1994): 1) las empresas que extraen recursos y los contaminadores potenciales tomen las medidas adecuadas para minimizar los daños de sus actividades; 2) lleven a cabo la restauración y limpieza de los daños residuales de la manera más costo-efectiva posible; y 3) existan fondos para solucionar problemas cuando los agentes no cumplan con los requerimientos.

4.7 Mecanismos financieros para la conservación

Los ecosistemas y la biodiversidad constituyen un activo fundamental para el desarrollo. Su conservación y uso sostenible pueden determinar en esta segunda década del siglo XXI la ventaja competitiva global para los países llamados megadiversos, que en la actualidad tienen el desafío de convertir la relación población rural y biodiversidad en un binomio de prosperidad y riqueza.

Los servicios de los ecosistemas soportan las principales actividades económicas. La agricultura depende de la fertilidad natural de los suelos, del ciclo hidrológico y de la polinización natural. Los

servicios de los ecosistemas marinos soportan la reproducción de los bancos de peces que sustentan no solo la pesca artesanal sino también la industria pesquera mundial. La industria farmacéutica sigue dependiendo entre un 25-50% de los principios activos suministrados por los ecosistemas naturales (TEEB - Informe sobre la economía de los ecosistemas y la biodiversidad para las empresas – Resumen Ejecutivo 2010). En general, la estabilidad climática y en definitiva las condiciones favorables para la vida sobre el planeta dependen de los ecosistemas y de la biodiversidad.

En particular, los bosques juegan un papel fundamental en el suministro de servicios ecosistémicos tanto en el ámbito local como en el global. Proveen agua fresca, productos forestales maderables y no maderables, forman parte del ciclo natural de la pesca, albergan a comunidades nativas y a grupos en aislamiento voluntario, capturan y almacenan carbono de la atmósfera, entre otros aspectos.

A pesar de su importancia, el hecho de que la mayoría de los servicios ecosistémicos provistos por los bosques naturales sean bienes públicos o recursos de uso común, hace que los costos de su conservación deban ser asumidos principalmente por los estados y por las comunidades locales, cuando las estrategias de conservación se sustentan en restricciones a los derechos de acceso a -y uso de- los recursos por parte de las mismas. Sin embargo, los recursos para el financiamiento de la conservación de los que disponen los gobiernos son particularmente escasos en los países en desarrollo, por lo que deben recurrir a diferentes estrategias que se conocen como *mecanismos financieros para la conservación*.

Los mecanismos financieros son aquellos dirigidos principalmente a recaudar recursos para la financiación de la gestión ambiental

o la conservación (Ecoversa 2009). Entre ellos figuran las tarifas de entrada a parques naturales, los fondos, las donaciones de agencias de conservación, los recursos o regalías provenientes de concesiones de recursos o áreas, y las transferencias del gobierno y de sectores, entre otros. Los mecanismos financieros se traslapan frecuentemente con los instrumentos económicos, porque recaudan cantidades de dinero importantes que pueden destinarse directamente a la conservación (Panayotu 1994).

De hecho, varios instrumentos económicos están diseñados como fuentes de financiación. Este es el caso de la mayoría de tasas y tarifas, cuyo recaudo se destina a la conservación, como las tarifas de entrada a los parques nacionales y las tasas ambientales (en Colombia, las tasas por uso de agua son al mismo tiempo un incentivo y un mecanismo para la financiación de los agentes ejecutores de la política ambiental en las regiones: las corporaciones regionales) (cuadro 8).

CUADRO 8: Mecanismos financieros para la conservación y fondos ambientales

Mecanismos financieros	Fondos ambientales
<ul style="list-style-type: none"> • Transferencias del gobierno nacional o local • Sobretasas • Tasas y tarifas • Tarifas de entrada a parques nacionales • Transferencias de sectores • Regalías • Compensaciones por explotación de recursos no renovables • Compensaciones REDD 	<ul style="list-style-type: none"> • Fondos de donación o patrimoniales • Fondos de amortización • Fondos rotatorios • Fondos de capital de riesgo para biodiversidad • Fondos éticos de inversión

Fuente: adaptado de Ecoversa (2009) y UNEP (2004).

Otro instrumento que puede actuar simultáneamente como mecanismo para financiar la conservación y como herramienta económica para incentivar cambios en los agentes es el mecanismo REDD+. Esto ocurriría específicamente cuando los fondos recolectados se destinan no solo a pagar las compensaciones a los tenedores de tierras por el servicio de secuestro y almacenamiento de carbono que provee sus bosques, sino también al diseño e implementación de políticas que eviten

la deforestación y la degradación (incluido el establecimiento de áreas protegidas), al monitoreo y al financiamiento de los costos de operación, y en general, de los costos de transacción asociados al mecanismo, entre otros.

Las compensaciones por REDD+, si bien son interesantes como incentivos que permiten internalizar las externalidades positivas generadas por la captura y el almacenamiento de carbono en los bosques naturales, son consideradas por

los gobiernos, por las agencias de conservación y por las comunidades en países en desarrollo, como mecanismos financieros que permiten alcanzar objetivos mayores de conservación. Evitar la deforestación y degradación forestal, además de reducir las emisiones de carbono a la atmósfera, permite controlar la pérdida del capital natural que sustenta las principales actividades económicas y los medios de vida de las comunidades rurales en los países en desarrollo, incluyendo además el mantenimiento de los valores culturales de los pueblos indígenas que viven en los bosques.

4.8 Fondos ambientales

Como aclara el UNEP (2004), los fondos ambientales no son instrumentos económicos, pero pueden utilizarse de tal manera que complementen el uso de esos instrumentos. Existen al menos cinco tipos de fondos (UNEP 2004) (cuadro 8):

1. Fondos de donación o patrimoniales: se establecen con recursos de donación, públicos o privados, y los intereses que se obtienen de los recursos iniciales se utilizan para la conservación.
2. Fondos de amortización: incluyen un capital inicial de inversión que se invierte para generar un ingreso, pero que es utilizado gradualmente durante un período determinado.
3. Fondos rotatorios: son fondos que reciben permanentemente recursos provenientes de donaciones individuales, tarifas de membresía, tarifas sobre servicios ambientales específicos, etc.
4. Fondos de capital de riesgo para biodiversidad: son fondos diseñados para manejar las necesidades especiales que tienen los negocios de alto riesgo relacionados con la biodiversidad.
5. Fondos éticos de inversión: son fondos de inversión, que cubren una cartera más conservadora que la de los fondos de capital de riesgo y que incluyen consideraciones éticas, ambientales y de equidad.



5. DISCUSIÓN

La relevancia de entender las causas que, desde el punto de vista económico, subyacen a los problemas asociados con el uso de recursos radica en identificar por qué, cuándo y cómo los instrumentos económicos pueden *complementar* otras herramientas de conservación. No todos estos instrumentos son útiles para todos los problemas ambientales y de uso de recursos. Generalmente, se requiere la combinación de varias herramientas, cuya utilidad depende del contexto, la institucionalidad y las fallas de mercado presentes.

Los *instrumentos económicos* constituyen una categoría de lo que se conoce más ampliamente como *instrumentos de política ambiental*, que incorporan además *instrumentos de regulación y control*.

Las diversas taxonomías revisadas de instrumentos económicos muestran que estos incluyen no solo aquellos basados en mercados —o los que incentivan cambios en

el comportamiento de los agentes mediante el racionamiento de precios y cantidades—, sino otras categorías de especial interés en la zona de trabajo de ICAA. Por ejemplo, los instrumentos fundamentados en la definición (o asignación) de derechos de propiedad, que constituyen además un requisito para el diseño o implementación de otros instrumentos económicos (v. g. PSA).

Finalmente, vale la pena resaltar que las taxonomías analizadas no mencionan explícitamente arreglos institucionales como instrumentos de conservación, al estilo de aquellos basados en la acción colectiva, aunque estos pueden estar implícitos en los instrumentos relacionados con la definición de derechos de propiedad. Sin embargo, esos arreglos, principalmente aquellos que involucran a las comunidades locales usuarias de recursos, han probado ser, bajo ciertas condiciones, mecanismos efectivos de conservación (ver, por ejemplo, Ostrom 1990; Ostrom 2009; Ostrom et al. 1999; Berkes et al. 2007; Pretty 2003).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Angelsen, A., ed. (2008). *Moving ahead with REDD: issues, options and implications*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Azqueta, D., M. Alviar, L. Domínguez y R. O’Ryan (2007). *Introducción a la economía ambiental*. Madrid: McGraw-Hill / Interamericana de España.
- Banco Mundial (2005). *Environmental fiscal reform: what should be done and how to achieve it?* Washington D. C.: Banco Mundial.
- Baumol, W. J. y W. E. Oates (1988). *The theory of environmental policy*. Cambridge U. K.: Cambridge University Press.
- Berkes, F. (2009). “Community conserved areas: policy issues in historic and contemporary context”. *Conservation Letters* 2 (1): 19-24.
- Berkes, F., D. R. Armitage y N. Doubleday (2007). *Adaptive co-management: collaboration, learning, and multi-level governance*. Sustainability and the Environment. Vancouver: UBC Press.
- Bond, I., M. Grieg-Gran, S. Wertz-Kanounnikoff, P. Hazlewood, S. Wunder y A. Angelsen (2009). “Incentives to sustain forest ecosystem services. A review and lessons for REDD”. *Natural Resource Issues* 16. Londres, Bogor (Indonesia) y Washington D. C.: International Institute for Environment and Development, CIFOR y World Resource Institute.
- Camargo, C. et al. (2009). “Community involvement in management for maintaining coral reef resilience and biodiversity in southern Caribbean marine protected areas”. *Biodiversity and Conservation* 18 (4): 935-956.
- Casey, F., S. Vickerman, C. Hummon y B. Taylor (2006). *Incentives for biodiversity conservation: an ecological and economic assessment*. Washington D. C.: Defenders of Wildlife.
- CIFOR (2010). *Simply REDD. CIFOR’s guide to forests, climate change and REDD*.
- Ecoversa (2009). “Recopilación, evaluación y análisis de los instrumentos económicos y financieros existentes en materia ambiental”. Informe final, septiembre.
- Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder (2008). “Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues”. *Ecological Economics* 65 (4): 339-353.
- Fenny, D., F. Berkes, B. J. McCay y J. M. Acheson (1990). “The tragedy of the commons: twenty-two years later”. *Human Ecology* 18 (1): 1-19.

- Ferraro, P. (2008). "Asymmetric information and contract design for payments for environmental services". *Ecological Economics* 65: 810-821.
- Glover, David (2010). *Valorizar el medio ambiente. Economía para un futuro sostenible*. Ottawa, Canadá: Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo.
- Hanley, N., J. F. Shogren y B. White (2002). *Environmental economics in theory and practice*. Nueva York: Palgrave Macmillan.
- Hanna, S., C. Folke y K-G Mäler (1996). "Property rights and the natural environment". En Hanna, S., C. Folke y K-G Mäler, *Rights to nature: ecological cultural, and political principles of institutions for the environment*. Washington D. C.: Island Press.
- Hanna, S. y S. Jentoft (1996). "Human use of the natural environment: an overview of social and economic dimensions". En Hanna, S., C. Folke y K-G Mäler, *Rights to nature: ecological cultural, and political principles of institutions for the environment*. Washington D. C.: Island Press.
- Hanna, S. y M. Munasinghe, eds. (1995). *Property rights in a social and ecological context: case studies and design applications*. Washington D. C.: The Beijer International Institute of Ecological Economics and The World Bank.
- Hardin, G. (1968). "The tragedy of the commons". *Science* 162: 1243-1248.
- Jack, B. K., B. Leimona y P. J. Ferraro (2009). "A revealed preference approach to estimating supply curves for ecosystem services: use of auctions to set payments for soil erosion control in Indonesia". *Conservation Biology*, vol. 23, issue 2: 359-367, abril.
- Maldonado, J. H. y R. Moreno-Sánchez (2012). "Servicios ecosistémicos y valoración de la biodiversidad". En Sánchez, J.A. y S. Madriñán, (eds.). *Biodiversidad, conservación y desarrollo*. Bogotá: Ediciones Uniandes. Pag. 337-378
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. Washington D. C.
- Moreno-Sánchez, R. y J. H. Maldonado (2012). "La capacidad adaptativa de las comunidades locales y su papel en el manejo de áreas marinas protegidas". En Sánchez, J.A. y J. López-Angarita (eds.). *Perspectivas en la ecología de arrecifes coralinos*. Bogotá: Ediciones Uniandes.
- Moreno-Sánchez, R., Maldonado, J.H., Wunder, S. and C. Borda (2012). Heterogenous users and willingness to pay in an ongoing payment for watershed protection initiative in the Colombia Andes. *Ecological Economics* 75: 126-134.
- Moreno-Sánchez, R. y J. H. Maldonado (2006). "Surviving from garbage: the role of informal waste-pickers in a dynamic model of solid-waste management in developing countries". *Environment and Development Economics* 11: 371-391.
- Moreno-Sánchez, R. y J. H. Maldonado (2010). "Evaluating the role of co-management in improving governance of marine protected areas: an experimental approach in the Colombian Caribbean". *Ecological Economics* 69 (12): 2557-2567.

- Muñoz-Piña, C., P. Álvarez Icaza et al. (2008). "Instrumentos territoriales y económicos que favorecen la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad". En *Capital natural de México*. Vol. III. México: CONABIO.
- North, D. C. (1990). *Institutions, institutional change and economic performance*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.
- North, D. C. (1992). "Institutions, ideology and economic performance". *Cato Journal* 11 (3): 477-488.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Nueva York: Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2009). "A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems". *Science* 325 (5939): 419-422.
- Ostrom, E. et al. (1999). "Sustainability – Revisiting the commons: local lessons, global challenges". *Science* 284 (5412): 278-282.
- Ostrom, E. y E. Schlager (1996). "The formation of property rights". En Hanna, S., C. Folke y K-G Mäler, *Rights to nature: ecological cultural, and political principles of institutions for the environment*. Washington D. C.: Island Press.
- Pagiola, S. y G. Platais (2007). *Payments for environmental services: from theory to practice*. Washington D. C.: Banco Mundial.
- Panayotu, T. (1994). *Economic instruments for environmental management and sustainable development*. United Nations Environment Programme (UNEP), Environment and Economics Unit.
- Plummer, R. y J. Fitz Gibbon (2004). "Some observations on the terminology in co-operative environmental management". *Journal of Environmental Management* 70 (1): 63-72.
- Prats, J. O. (2007). "Revisión crítica de los aportes del institucionalismo a la teoría y la práctica del desarrollo". *Revista de Economía Institucional* 9 (16): 121-148.
- Pretty, J. (2003). "Social capital and the collective management of resources". *Science* 302 (5652): 1912-1914.
- Randall, A. (1983). "The problem of market failure". *Natural Resources Journal* 131.
- Riera, P., D. García, B. Kriström y R. Brännlund (2005). *Manual de economía ambiental y de los recursos naturales*. Madrid, España: Thompson Editores Spain.
- Stern, N. (2006) *Stern review: the economics of climate change*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.
- Sterner, Thomas (2007). *Instrumentos de política económica para el manejo del ambiente y los recursos naturales*. Turrialba, C. R.: CATIE.

- TEEB – Informe sobre la economía de los ecosistemas y la biodiversidad para la empresas – Resumen Ejecutivo 2010
- The Katoomba Group (2007). *Fundamentos de la economía de la conservación*. Forest Trends – The Katoomba Group.
- United Nations Environment Programme – UNEP (2004). *Economic instruments in biodiversity-related multilateral environmental agreements*. United Nations Publication.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (2011). *Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010. Decisions Adopted by the Conference of the Parties*
- Wunder, S. (2005). *Pagos por servicios ambientales: principios básicos*. CIFOR Occasional Paper 42(s).
- Wunder, S. y R. Moreno-Sánchez (2011). “REDD: ¿qué debemos saber?”. Disponible en: <http://www.gestionambientalestrategica.com/redd_que_debemos_saber.php> (consulta: 12 de octubre 2011).
- Wunder, S., S. Wertz y R. Moreno (2007). “Pagos por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad”. *Gaceta Ecológica* 84-85: 39-52.
- Wünscher, T., S. Engel y S. Wunder (2008). “Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits”. *Ecological Economics* 65: 822-833.

ANEXO I

El mecanismo REDD+ en las negociaciones de cambio climático

Acuerdos	Fecha	Lugar	Observaciones
Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático	Adoptada 1992	Cumbre de la Tierra - Río de Janeiro, Brasil	Objetivo: lograr la estabilización de los gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera.
	Entra en vigor 21 marzo 1994		
Mandato de Berlín	1995	Primera Conferencia de las Partes (COP 1) - Berlín, Alemania	Establece mayores compromisos de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero por parte de los países desarrollados.
Protocolo de Kyoto	Adoptado diciembre de 1997	Tercera Conferencia de las Partes (COP 3) - Kyoto, Japón	Establece objetivos cuantificados y jurídicamente vinculantes de reducción de emisiones para países desarrollados y países en transición hacia una economía de mercado (Países Anexo I).
	Entra en vigencia 16 de febrero de 2005		
Acuerdos de Marrakech	2001	Séptima Conferencia de las Partes (COP 7) - Marrakech, Marruecos	Establece reglamentos y detalles operativos del Protocolo de Kyoto. Define la reforestación y forestación como actividades elegibles dentro del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).
COP 11	2005	Décimo primera Conferencia de las Partes (COP 11) - Hyderabad, India	Se introduce en el proceso de negociación el concepto de REDD.



Acuerdos	Fecha	Lugar	Observaciones
Plan de Acción de Bali	2007	Décimo tercera Conferencia de las Partes (COP 13) - Bali, Indonesia	Plan para negociar una estrategia de cambio climático que remplace o amplíe los mandatos del Protocolo de Kyoto. Este plan reconoce la importancia de los bosques en detener el cambio climático e introduce el concepto de REDD+.
Acuerdo de Copenhague	2009	Décimo quinta Conferencia de las Partes (COP 15) - Copenhague, Dinamarca	Amplía el ámbito de acción de REDD a REDD+, al incorporar en las discusiones, además de la reducción de emisiones por deforestación y degradación, el papel de la conservación, del manejo sostenible del bosque y el incremento de las reservas de carbono forestal.
Acuerdo de Cancún	2010	Décimo sexta Conferencia de las Partes (COP 16) - Cancún, México	Adopta oficialmente el mecanismo REDD+. Solicita a las partes que son países en desarrollo, entre otros, elaborar estrategias nacionales para REDD+; definir niveles nacionales (o provisionalmente sub nacionales) de referencia de emisiones forestales y/o niveles nacionales (o provisionalmente sub nacionales) de referencia forestal; elaborar sistemas nacionales de monitoreo forestal y elaborar un sistema para proporcionar información sobre cumplimiento de salvaguardas.
Acuerdo de Durban	2011	Décimo séptima Conferencia de las Partes (COP 17) - Durban, Sudáfrica	Se obtiene un mandato para continuar definiendo, entre otros, la implementación de un segundo período del Protocolo de Kioto, el diseño del Fondo Verde del Clima y el mecanismo financiero para REDD+.

Fuente: CIFOR (2010); Ortega et al. (2010); <http://unfccc.int/2860.php>



La Iniciativa para la Conservación en la Amazonía Andina (ICAA) es un programa regional de largo plazo creado por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), que suma e integra los esfuerzos de más de 30 organizaciones socias, locales e internacionales, para fortalecer la conservación del bioma amazónico en Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú.

Los objetivos de ICAA son: 1) contribuir con la reducción de la tasa de deforestación y la pérdida de biodiversidad; 2) lograr que los aspectos clave de gobernanza de recursos naturales funcionen de manera más efectiva; y 3) mejorar la calidad y la sostenibilidad de los medios de vida de las poblaciones amazónicas. A través de esta iniciativa, USAID reafirma su compromiso con la conservación y el desarrollo sostenible en la Amazonía Andina.