

CONSULTORÍA
ELABORACIÓN DE INFORMES TÉCNICOS COMO
APOYO PARA EL EJE DE BIODIVERSIDAD Y SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS DEL DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA
AMBIENTAL DEL MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE

ESQUEMAS DE PAGO POR SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza
Universidad de Chile

AUTORES

Dra. Claudia Cerda (Dr. Sc. Agr.)
Zoltan von Bernath (Biólogo c/m Medio Ambiente)

Noviembre 2015

Tabla de contenido

Resumen Ejecutivo.....	3
1.Introducción	2
2. Marco conceptual sobre PSE	3
2.1 Definición de PSE, entre la teoría y la práctica	3
2.2 Tipos de mercados para PSE y su conceptualización económica.....	5
2.3 Proveedores, beneficiarios e intermediarios en un esquema de PSE	9
2.4 Ámbito de acción del PSE: costos de oportunidad y de transacción	9
2. Diseño e implementación de PSE	11
2.1 Generalidades respecto al diseño de esquemas de PSE	11
2.2 Modelo de diseño para esquemas de PSE	12
3. Metodologías a considerar al diseñar un PSE.....	15
3.1 Focalización u orientación (<i>targeting</i>)	15
3.2 Bundling y Layering (<i>stacking</i>)	15
3.3 Subastas reversas.....	17
3.4 BLACSI (<i>Baseline scenarios, acceptable changes y Support and Incentives</i>), 2015.....	17
4. Revisión de experiencias internacionales	18
4.1 Norteamérica	24
4.2 Centroamérica	26
4.3 Sudamérica	27
4.4 Europa	29
4.5 Asia	31
4.6 África	32
4.7 Esquemas entre países	32
5. Pago por Servicios Ecosistémicos en Chile	34
5.1 Estado de avance respecto a esquemas de PSE en Chile.....	34
5.2 Posibilidades de implementación de esquemas de PSE en Chile.....	38
5.2.1 Consideraciones generales.....	38
5.2.2 Pilotaje como punto de partida.	38
5.2.3 Lineamientos para aplicación de PSE y propuesta de oportunidades existentes en la institucionalidad chilena para el complemento a PSE	40
6. Consideraciones finales.....	44
7. Referencias.....	47

Resumen Ejecutivo

El siguiente reporte se desarrolla como un documento de apoyo y referencia para el Departamento de Economía Ambiental del Ministerio del Medio Ambiente, orientado en particular a dar soporte al “Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos”, que persigue incorporar el valor de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos al ámbito de toma de decisión, tanto público como privado.

Este reporte aborda la temática del pago por servicios ecosistémicos, analizando los conceptos teóricos involucrados, así como la aplicación práctica tanto a nivel nacional como internacional. Se comienza con un marco conceptual donde se discuten aspectos relevantes sobre el pago por servicios ecosistémicos desde la teoría y la práctica, los tipos de mercado existentes para pago por servicios ecosistémicos y su conceptualización económica, el rol de los actores más importantes en estos esquemas, y su ámbito de acción. Posteriormente se dan luces sobre el diseño y la implementación de pagos por servicios ecosistémicos, destacando un modelo de cuatro fases para el diseño, seguido de una revisión de las metodologías más utilizadas referentes al tema, la revisión de experiencias de aplicación internacionales, para terminar con el estado de avance en Chile y algunos lineamientos para su implementación.

1. Introducción

Según la Evaluación de Ecosistemas del Milenio durante los últimos 50 años la creciente demanda por alimentos, agua potable, madera, fibras y combustible, ha ocasionado que los seres humanos hayan alterado los ecosistemas de manera más rápida y extensiva que en cualquier otro periodo comparable en la historia de la humanidad. (MEA, 2005). Hoy en día no parece haber lugar a dudas del nexo entre el actuar del ser humano y la degradación de los ecosistemas. Al ser degradados los ecosistemas su funcionamiento es alterado, lo que a su vez altera el flujo de servicios ecosistémicos (SS.EE) siguiendo la lógica del modelo de cascada de SS.EE (Haines-Young & Potschin, 2010).

Considerando la naturaleza como motor del mercado, el deterioro de los ecosistemas ocurrido en estos últimos 50-60 años refleja en última instancia una falla histórica en valorar adecuadamente los beneficios que obtenemos de la naturaleza (Defra UK, 2013). Una característica común de la mayor parte de los bienes y servicios provistos por los ecosistemas es que, a pesar de ser reconocidos por la gente, se mantienen fuera del mercado y son tratados como externalidades (Kumar, 2005), esto a pesar de que la demanda por SS.EE ha crecido exponencialmente entre los años 1960 y 2000, período en que la población mundial se duplicó y la economía global se multiplicó por un factor de seis (MEA, 2005).

La Evaluación de Ecosistemas del Milenio puso fuertemente los servicios ecosistémicos en la agenda política, y la literatura científica respecto al tema ha crecido exponencialmente desde aquello (Fisher et al., 2009). Con el paso del tiempo, la idea de que los ecosistemas proveen bienes y servicios de los cuales los seres humanos nos beneficiamos, ha ido tomando peso no solo en el ámbito científico, sino que también en el mundo político y económico (Gómez-Baggethun et al., 2010).

Junto al creciente entendimiento respecto a los SS.EE, se ha avanzado en metodologías para otorgarles valor. Desde esta perspectiva, un paso posterior y lógico ha sido desarrollar mecanismos de mercado que permitan que el valor adjudicado a los SS.EE se refleje en la toma de decisiones a través de incentivos y precios formales (Defra UK, 2013). Uno de estos mecanismos es el que motiva este reporte, el Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE).

El PSE busca internalizar en el mercado, SS.EE que comúnmente se encuentran fuera de él. Esto se logra mediante incentivos económicos a los propietarios de tierra a cambio que estos últimos mantengan ciertas condiciones de su territorio que permita la provisión de los servicios en cuestión. A pesar de la creciente popularidad del PSE como estrategia para la conservación de ecosistemas y de los servicios que estos proveen (demostrada al considerar que entre 1974 y 2004 solo se documentan 41 publicaciones al respecto y entre 2004 y mayo del 2011 la publicaciones alcanzaron la cifra de 416, con especial énfasis en Latinoamérica y países en vías de desarrollo; Schomers & Matzdorf, 2013) la mayoría de las experiencias no han sido documentadas apropiadamente (Engel et al., 2008) o carecen de suficiencia en cuanto a datos y conocimientos científicos (Naeem et al., 2015), lo que al día de hoy genera dificultades para evaluar efectivamente sus resultados.

No obstante, existe abundante literatura y discusión desde la cual tomar lecciones y así comenzar a sentar las bases para la implementación de este mecanismo en Chile.

2. Marco conceptual sobre PSE

2.1 Definición de PSE, entre la teoría y la práctica

Posiblemente la definición más ampliamente utilizada es la dada por Wunder (2005) quien describe al PSE en términos de cinco condiciones que deben ocurrir para poder establecer un PSE: (1) Una transacción voluntaria (voluntariedad), donde (2) un servicio ecosistémico bien definido (o un uso de suelo que asegura la provisión del servicio en cuestión), (3) es comprado por al menos un comprador de servicio (beneficiario), (4) a al menos un vendedor de servicio (proveedor), (5) siempre y cuando el proveedor pueda asegurar la provisión del servicio transado (condicionalidad). Los programas Vittel (Perrot-Maître, 2006)¹ en Francia, Pimampiro² y PROFAFOR³ en Ecuador (Wunder & Albán, 2008) pueden ser considerados como ejemplos en que se realizó un esquema de PSE acorde a la definición de Wunder. Como veremos en el desarrollo de esta sección, se ha generado un gran debate en torno a cuál es la mejor manera de definir PSE. Como consecuencia, Wunder (2015) reformuló su definición considerando las distintas visiones expresadas sobre la definición apropiada para PSE. Dicha reformulación será presentada más adelante en esta sección, pues antes veremos algunas de las objeciones realizadas a su definición original (Wunder, 2005), que aún es la más ampliamente utilizada (su reformulación es muy reciente) y es sobre la cual se ha generado todo el debate. De ahí que cuando refiramos a la “definición de Wunder” en este texto, estamos hablando de su definición original del año 2005.

A pesar del amplio uso de la definición de Wunder (2005) en la literatura científica, lo cierto es que la distintas experiencias de implementación de PSE en el planeta sugieren que en la práctica rara vez se cumplan las cinco condiciones (Sommerville et al., 2009; Muradian et al., 2010; Vatn, 2010). Para Wunder el más difícil de cumplir es el criterio (5) debido al poco y escaso monitoreo, los pagos son ejecutados de entrada en lugar de periódicamente, y se hacen mayoritariamente basados en la buena fe por sobre el monitoreo de la provisión (Wunder, 2005).

Como se verá en la sección 4 de este reporte, ejemplos de esquemas de PSE que escapan a la definición de Wunder se pueden encontrar en China y Vietnam (Kolinjivadi & Sunderland, 2012), Centroamérica (Kosoy et al., 2007), México (Muñoz-Piña et al., 2008), el “*Working for Water Programme*” de Sudáfrica (Turpie et al., 2008), o el caso de Los Negros en Bolivia (Asquith et al., 2008), entre otros.

Muradian y colaboradores, discutiendo sobre el cumplimiento de las condiciones de PSE de la definición de Wunder, señalan que es problemático tener una definición “*prescriptiva de PSE que excluye a la mayor parte de los esquemas de PSE y que puede considerarse al menos imperfecta*” (Muradian et al., 2010). Vatn sostiene que la definición de Wunder se entiende mejor como un punto de referencia teórico (Vatn, 2010). El incumplimiento sistemático en la praxis de alguna de las condiciones de la definición de Wunder ha generado una discusión respecto a la utilidad de la definición (por ejemplo, ver Swallow et al., 2009; Sommerville et

¹ La empresa Vittel (produce agua embotellada) compensa a los agricultores ubicados en la zona de captación de agua para que cambien sus prácticas y tecnologías agrícolas y así hacer frente al riesgo de contaminación por nitratos.

² En la parte alta de la cuenca del río Palaurco en Ecuador, se estableció un PSE que intenta frenar la expansión agrícola y proteger la flora nativa (páramo) en pos de cuidar el agua en términos de calidad y cantidad durante la temporada seca. Se cobra un 20% extra en la tarifa de agua a los usuarios y se cuenta con un fondo y ayuda de donantes, aunque con el correr de los años la municipalidad también debió tomar parte.

³ La compañía ecuatoriana PROFAFOR actuando en nombre de un consorcio eléctrico de origen alemán (FACE), compensa a propietarios para forestar sus predios como compensación a las emisiones de carbono generadas por FACE.

al., 2009). Una definición más amplia es la que dan Sommerville et al. (2009), donde no varía el sentido último de la definición de Wunder (la mantención de cierta cualidad ambiental que permita la generación de un servicio), pero sí la enfoca en dos criterios: “Los PSE son aproximaciones que apuntan a (1) transferir incentivos positivos hacia los proveedores de SS.EE que son (2) condicionales a la provisión del servicio, donde la implementación exitosa está basada en consideración de la adicionalidad y los distintos contextos institucionales”. Bajo este prisma, los incentivos positivos incluyen pagos monetarios pero no se limitan solo a ellos, y se entienden como factores que influyen a los tomadores de decisiones a enrolarse en una acción.

Por otra parte, la definición de Sommerville y su equipo alude y se hace cargo de la adicionalidad, que es uno de los principales criterios usados para medir el impacto de una intervención (Engel & Palmer, 2008). La adicionalidad es la medida del resultado en relación a que hubiera ocurrido en la ausencia de intervención, es referencia a los efectos positivos por sobre la línea base previa al PSE. Su importancia es crítica para el resultado de un PSE pues “*el pago- o incentivo positivo en términos de Sommerville- genera que ocurra un beneficio, que no se daría de otra manera*” (Forest Trends, The Katoomba Group & UNEP, 2008). Sin embargo, Wunder (2015) rechaza la adicionalidad como un elemento clave en la definición de PSE pues requiere una evaluación *ex post*, por lo tanto para definir una estrategia como PSE habría que esperar largo tiempo hasta poder evaluar los resultados de su implementación.

Por otra parte, Muradian y colaboradores proponen: “*El principal objetivo del PSE debiera ser la creación de incentivos para la provisión de ese tipo de bienes, de este modo cambiar el comportamiento individual o colectivo que de otra manera traería un deterioro excesivo de los ecosistemas y los recursos naturales. Por lo tanto, puede ser conveniente definir el PSE como una transferencia de recursos entre actores sociales que apunta a crear incentivos para alinear decisiones de uso de tierra individuales y/o colectivas con el interés social en el manejo de los recursos naturales*” (Muradian et al., 2010:1205).

Ampliando más aún el enfoque, Lapeyre et al., (2015) sostienen que “*en la mayoría de los casos, en lugar de proveer una compensación financiera por restricciones estrictas de uso de suelo, los esquemas de PSE apuntan a modificar la agricultura local y las prácticas de uso de recursos hacia protocolos y prácticas agrícolas más sustentables en términos ambientales en el largo plazo a partir del soporte técnico y financiero*” (Lapeyre et al., 2015:5). Si bien se hace referencia solo a sistemas agrícolas, la idea de fondo es extensible a todos los otros sistemas naturales productivos y propone al PSE ya no solo como un mecanismo para la mantención de SS.EE., sino que también como un motor para modificar conductas poco favorables para el medio ambiente.

Optar por entender el PSE en su más amplio ámbito no sería una decisión arbitraria, o al menos darse el tiempo de evaluar las distintas definiciones puede ser un ejercicio acertado si se considera que el concepto de PSE es de naturaleza flexible y en evolución (Defra UK, 2013), y que de tomar una u otra puede acarrear importantes implicancias para el diseño y ejecución del esquema (Wunder, 2015).

Considerando las definiciones entregadas por otros autores aquí expuestas y otras más (ver Wunder, 2015), recientemente Wunder reformuló su definición original, siendo enfático en que la condicionalidad es la característica más distintiva del PSE. La nueva definición establece que el PSE es “*(1) una transacción voluntaria (2) entre los usuarios y (3) proveedores de un servicio (4) que es condicional a ciertas reglas de manejo de recursos naturales acordadas*”

(5) para generar servicios fuera del predio donde se genera el servicio“ (Wunder, 2015; traducción propia). Con esto, Wunder dice escapar de la lógica mercantilista (ya no se habla de vendedores y compradores), acepta como una observación del debate generado en torno a la definición de PSE que los acuerdos en general se sustentan a partir de *proxies* relativos al manejo de recursos naturales en lugar de la medición de los servicios ecosistémicos propiamente tal, y enfatiza el hecho que el PSE se debe diseñar siempre y cuando el servicio sea utilizado fuera del predio donde se genera para hacer frente a las externalidades, puesto que de diseñarse un PSE sobre un servicio utilizado dentro del predio donde este se genera, existen otros mecanismos para internalizar las externalidades (con esto intenta desligar el PSE de otras actividades como el ecoturismo que en algunos casos entraría como PSE en la definición original de Wunder).

2.2 Tipos de mercados para PSE y su conceptualización económica

A menudo se clasifican los PSE por el mercado en el cual los SS.EE son transados: en general, los mercados comprenden pagos desde organismos públicos a privados, mercados formales abiertos (libre participación) y acuerdos entre privados. La Tabla 1 sintetiza los distintos mercados en que se transan SS.EE.

Tabla 1. Tipos de mercados para PSE.

Pagos de organismos públicos a propietarios privados	Algunos países como México y Costa Rica han establecido programas que involucran pagos directos desde alguna agencia de Gobierno o institución pública hacia tenedores de tierras o gestores. El pago debe ser condicional a la provisión de un servicio, a diferencia de los subsidios que normalmente se establecen con fines productivos.
Mercados formales de intercambio abierto entre vendedores y compradores (pueden ser [a] regulados o [b] voluntarios)	<p>[a] Mercados regulados que se establecen por ley donde se crea la demanda al poner un “tope” sobre el daño o la inversión que se puede realizar sobre el servicio en cuestión. Los usuarios o los responsables del deterioro del servicio responden cumpliendo directamente con la norma o comprando a otros que pueden cumplir con la norma a menor costo. Compradores y vendedores se determinan en la ley pero usualmente comprenden empresas privadas.</p> <p>[b] Mercados voluntarios como por ejemplo el del carbono en EE.UU, en el que compañías buscan reducir sus huellas de carbono comprando bonos emitidos por poseedores de bosque.</p>
Acuerdos entre privados auto-organizados	Acuerdos voluntarios creados en un acuerdo entre privados, no siendo necesariamente parte de un mercado formal, donde el comprador compensa a los proveedores del servicio por alguna acción que garantiza la provisión del servicio transado.

Fuente: Elaboración propia a partir de Forest Trends, The Katoomba Group & UNEP (2008).

De la tabla anterior, se puede concluir que el PSE puede ser diseñado en el amplio espectro desde escala local (regional, nacional) a escala global (internacional). Un acuerdo entre privados donde usuarios aguas abajo compensan a propietarios aguas arriba por mantener prácticas agrícolas limpias o no talar el bosque con la finalidad de obtener suministro de agua de una calidad deseada o un flujo estable durante las estaciones, implica un PSE de escala local. Como contraparte, una empresa en Alemania que compra bonos de carbono a alguna

institución que conserva bosques en Centroamérica, constituye un PSE a escala global. El servicio es generado en Centroamérica y quien se beneficia directamente de esto es una industria en Alemania que no se ve forzada a bajar su producción debido a la adquisición del bono.

Los distintos mercados para PSE se asocian a distintos conceptos económicos. El PSE propuesto por Wunder (2005) se relaciona a una aproximación “*Coaseana*”, haciendo referencia al teorema de Coase (1960) que establece que sin importar la asignación inicial de derechos de propiedad sobre bienes o activos, la negociación entre las partes traerá una solución eficiente para internalizar externalidades, sin la necesidad de la intervención de instituciones gubernamentales.

Bajo esta perspectiva, es clave que los costos de transacción sean bajos y que los derechos de propiedad estén claramente establecidos, y no hay motivo para pensar que la intervención gubernamental generará mayor eficiencia que el mercado por sí solo, y está dada porque los involucrados son quienes poseen mayor conocimiento e información sobre el valor del servicio, tienen incentivos claros para preocuparse por el funcionamiento de los mecanismos, están directamente involucrados en la negociación y pueden observar directamente si el servicio está siendo provisto (Engel et al., 2008). Los casos en que la aproximación de Coase se lleva a la práctica en un esquema de PSE, comúnmente involucran beneficios derivados de la gestión de los SS.EE a escala local (Cerdeña, 2013). No obstante lo anterior, los costos de transacción en problemas ambientales son comúnmente enormes (Muradian et al., 2010) y por lo tanto la aproximación “*Coaseana*” se aplica a un estrecho subconjunto de SS.EE (Farley & Constanza, 2010). Más aún, Farley y Constanza sostienen que generar los recursos adecuados o asegurar una distribución justa de los pagos puede requerir aproximaciones no voluntarias como el cobro de impuestos o cargos mandatorios al servicio (Farley & Constanza, 2010).

Otros esquemas de PSE con participación del gobierno o instituciones gubernamentales difieren sustancialmente de la aproximación basada en Coase. En estos esquemas de PSE, el gobierno o alguna agencia dependiente de este es quien encabeza la instauración del esquema y en muchos casos compensa, parcial o totalmente, a los prestadores de servicio en nombre de los usuarios. Los compradores son un tercero, comúnmente una agencia de gobierno o una institución financiera o de conservación como GEF (The Global Environment Facility) por ejemplo (Engel et al., 2008), el cual actúa en pos de los beneficiarios. Esta aproximación se enfoca hacia la provisión de bienes y servicios de uso público donde no hay exclusión de los beneficiarios, y es el gobierno quien distribuye incentivos económicos para alinear decisiones de uso de suelo individuales con el interés social (Schomers & Matzdorf, 2013). Los esquemas de PSE impulsados gubernamentalmente son comúnmente llamados como PSE “*Pigouviano*” (Vatn, 2010). Desde esta aproximación, en teoría el pago a los proveedores debe igualar el beneficio neto marginal que se generaría y se basa en la filosofía “*Pigouviana*” de imposición sobre externalidades negativas o el subsidio de externalidades positivas (Van Hecken & Bastiaensen, 2010). Algunos ejemplos de este enfoque se encuentran en México (Programa para el pago de servicios ambientales hidrológicos)⁴ (Muñoz-Piña et al., 2008); Costa Rica (Programa de pago de servicios ambientales)⁵ (Sánchez-Azofeifa et al., 2007); Vietnam y China (Kolinjivadi & Sunderland, 2012); Sudáfrica (Working for Water Programme) (Turpie et

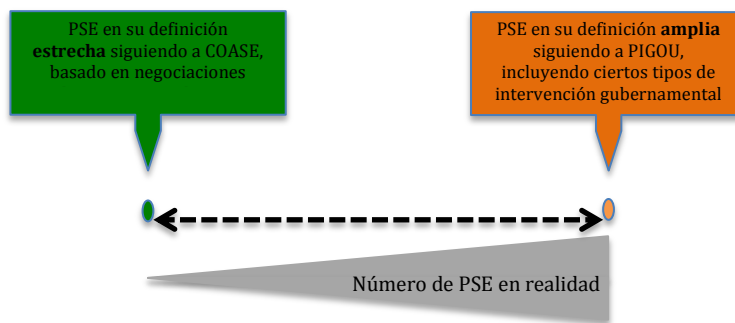
⁴ En línea: <http://portal2.edomex.gob.mx/probosque/desarrolloforestal/estudiosdemanejo/serviciosambientales/index.htm>

⁵ En línea: <http://www.fonafifo.go.cr/psa/index.html>

al, 2008), y el Esquema de Administración Ambiental (*Environmental Stewardship Scheme*) del Reino Unido (Defra UK, 2014); entre otros.

Schomers y Matzdorf analizaron 457 artículos científicos con la finalidad de presentar una visión general respecto al PSE. Es posiblemente la revisión más extensiva respecto al tema. En ella concluyen que en la práctica, el enfoque Pigou es ampliamente más utilizado que el de Coase, tanto en países industrializados como en vías de desarrollo (Figura 1), pero a su vez muestran que el enfoque de Coase ha tenido mucha mayor discusión teórica (Schomers & Matzdorf, 2013).

Figura 1. Representación del mayor uso de enfoque “Pigouviano” en la práctica



Fuente: Traducido y elaborado a partir de Schomers & Matzdorf (2013).

De todas formas, ambos enfoques parecen tener cabida al poner en práctica un esquema de PSE: servicios mejor caracterizados como bienes privados o bienes “club” (los beneficiarios son solo un grupo y no la sociedad en su conjunto) son más susceptibles a una aproximación voluntaria, mientras que los servicios con características de bienes públicos no lo son (Farley & Constanza, 2010).

La Tabla 2 resume lo discutido hasta ahora en las secciones 2.1 y 2.2 de este reporte, relacionando algunas de las definiciones dadas para PSE con alguna de las aproximaciones (Coase o Pigou) y señalando algunas fortalezas y/o debilidades de cada definición.

Tabla 2. Definiciones de PSE: Aproximaciones con las que se relacionan y fortalezas y debilidades que subyacen en ellas.

Definición de PSE	Aproximación	Fortalezas /Debilidades
<p>(1) Una transacción voluntaria (voluntariedad), donde (2) un servicio ecosistémico bien definido (o un uso de suelo que asegura la provisión del servicio en cuestión), (3) es comprado por al menos un comprador de servicio (beneficiario), (4) a al menos un vendedor de servicio (proveedor), (5) siempre y cuando el proveedor pueda asegurar la provisión del servicio transado (Wunder, 2005).</p>	<p>La definición de Wunder es fácilmente relacionada a la aproximación "Coaseana" de PSE. A menudo la literatura hace referencia a la definición de PSE Wunder como un "acuerdo entre privados", siendo totalmente excluidos esquemas impulsados por gobiernos, principalmente porque desde la perspectiva de Wunder estos comúnmente violan de alguna forma la voluntariedad del PSE.</p>	<p>Fortalezas: Es una definición ampliamente difundida, simple de entender si se sabe qué es un servicio ecosistémico. Hace referencia a un uso de suelo que permita la provisión del servicio en cuestión, lo que facilita la ejecución del contrato dado a la complejidad que puede traer monitorear el servicio propiamente tal.</p> <p>Debilidades: En la práctica, la definición es limitada para abordar variados esquemas de PSE que se discuten como tal hoy en día, o al menos sus exigencias pueden ser totalmente cubiertas en casos excepcionales.</p>
<p>Los PSE son aproximaciones que apuntan a (1) transferir incentivos positivos hacia los proveedores de SS.EE que son (2) condicionales a la provisión del servicio, donde la implementación exitosa está basada en consideración de la adicionalidad y los distintos contextos institucionales (Swallow et al., 2009)</p>	<p>Tanto la aproximación "Coaseana" como la "Pigouviana" tienen cabida en esta definición.</p>	<p>Fortalezas: Abarca los distintos contextos institucionales donde se puede desarrollar un PSE. Hace clara alusión a la adicionalidad. Habla de incentivos en lugar de pagos monetarios (no excluye el pago monetario), dando cabida a otras formas de compensación como capacitación, compensación en especies, etc.</p> <p>Debilidades: Es poco explícita en la importancia de que el servicio sea claramente definido. Los SS.EE muchas veces pueden ser relativa o derechamente abstractos, lo que puede generar entendimiento inadecuado (Forest Trends, The Katoomba Group & UNEP, 2008.)</p>
<p>Una transferencia de recursos entre actores sociales que apunta a crear incentivos para alinear decisiones de uso de tierra individuales y/o colectivas con el interés social en el manejo de los recursos naturales (Muradian et al., 2010).</p>	<p>Sattler y Matzdorf asocian esta definición exclusivamente a la aproximación "Pigouviana" de PSE. (Sattler & Matzdorf, 2013). La asociación se hace notoria en la intención de alinear decisiones de uso de tierra con interés social. No obstante, la definición parece ser lo suficientemente amplia para no dejar fuera el acuerdo entre privados, dando cabida a una aproximación "Coaseana".</p>	<p>Fortalezas: Al igual que la definición previa, da cabida a la diversidad de esquemas existentes en la práctica e incluye diversos modos de compensación. Hace alusión explícita al interés social, promoviendo el bienestar común dentro del análisis del PSE y del proceso de toma de decisión por sobre intereses individuales.</p> <p>Debilidades: También es poco explícita en lo importante que es definir bien el/los SS.EE en juego. No hace referencia alguna a la condicionalidad, (como si hace Wunder 2005 y 2015) de perpetuar la compensación a la provisión del servicio.</p>

Fuente: Elaboración propia a partir de fuentes citadas en el contenido de la tabla.

Para mayor información respecto a otras definiciones existentes de PSE, revisar Sattler & Matzdorf (2013).

2.3 Proveedores, beneficiarios e intermediarios en un esquema de PSE

Los principales actores de un esquema de PSE son los proveedores o vendedores de SS.EE, los beneficiarios o compradores de dichos servicios y en la gran mayoría de los casos, un intermediario, que cumplen roles fundamentales para el PSE.

Tabla 3. Actores involucrados en PSE, roles y consideraciones.

Actores	¿Quiénes son?	Roles que desempeñan	Consideraciones
Proveedores	<ul style="list-style-type: none"> - Propietarios de tierra como: agricultores, ganaderos o dueños de bosques - Encargados de manejo del territorio - Compañías - Comunidades 	<ul style="list-style-type: none"> - Salvaguardan la provisión de SS.EE. - Llevan a cabo acciones de cambio de uso de tierra o mejores práctica ambientales. 	Es óptimo que el proveedor de servicios sea el propietario legal del predio involucrado en el esquema. Pueden sufrir sanciones en casos de incumplimiento en la provisión, ejecución de medidas solicitadas, etc.
Compradores	<ul style="list-style-type: none"> - Beneficiarios directos del PSE - Gobiernos - ONGs - Compañías - Comunidades - Otros 	<p>Gobiernos u ONGs actúan como un tercero en nombre de los beneficiarios.</p> <p>Los gobiernos se involucran para responder a la demanda social de ciertos bienes públicos.</p>	<p>Cuando quienes pagan son los beneficiarios directos, se denomina “PSE financiado por el usuario” (“Coaseano”).</p> <p>Cuando quienes pagan son terceros se denomina “PSE financiado por terceros” o “PSE financiado por gobierno” (“Pigouviano”).</p>
Intermediarios	<ul style="list-style-type: none"> - ONGs. - Gobiernos (a través de municipios, agencias estatales, u otros organismos). - Empresas en casos excepcionales. 	<ul style="list-style-type: none"> - Rol central, a veces mencionados como “agentes dominantes”. - Mediadores entre los vendedores y compradores - Asisten en las negociaciones de los contratos - Recolectan o administran los pagos - Monitorean la provisión del servicio - Gestionan la participación de vendedores y compradores. - Fijan del precio de transacción - Construye confianza entre proveedores y compradores 	<p>Muchas veces la idea de aplicar un PSE surge desde los intermediarios .</p> <p>Que fijen el precio se explica por lo complejo que se torna delinear los SS.EE como una mercancía, basado en las dificultades que presenta su monitoreo y métrica.</p>

Fuente: Elaboración propia a partir de Engel et al., (2008); Wunder, (2008); Kosoy & Corbera, (2010); Vatn,(2010); y Sattler et al., (2013).

2.4 Ámbito de acción del PSE: costos de oportunidad y de transacción

Los ecosistemas pueden estar mal manejados por diversas razones y no en todos los casos el PSE es la solución más adecuada. Engel y colaboradores sostienen que el PSE está adaptado para abordar un grupo específico de problemas: aquellos donde los ecosistemas están mal manejados porque muchos de los beneficios que de ellos se obtienen son externalidades desde las perspectiva de los administradores o gestores (Engel et al., 2008). Se hace necesario saber distinguir si las fallas en el manejo del ecosistema provienen de fallas de mercado o de políticas adoptadas o algún otro motivo como falta de entendimiento de la dinámica y funcionamiento del ecosistema en cuestión, entre otros.

Desde una mirada economicista, Wunder sostiene que el PSE tiene mayor posibilidad de ser costo-efectivo en el rango medio de actividades marginalmente más rentables que el uso de suelo deseado (el que se busca instaurar con el PSE). Para actividades menos rentables que el uso de suelo deseado, el PSE sería irrelevante y para actividades substancialmente más rentables el financiamiento tiende a ser menos que lo necesario para compensar a los proveedores (Wunder, 2005).

El PSE cobra mayor sentido ante una amenaza en el suministro de SS.EE (Wunder, 2005; Forest Trends, The Katoomba Group & UNEP, 2008). Esta situación, fuerza al beneficiario a intervenir, siendo incentivado a compensar por la prestación del servicio deseado. Sin embargo, Wunder establece que si un alto grado de amenaza significa alto costo de oportunidad, lo más probable es que no haya financiamiento adecuado para el PSE. Por otra parte, si el uso de suelo deseado ya es más rentable que otro uso no deseado, el PSE no tiene sentido. Finalmente, el PSE puede ser útil en el rango intermedio de costos de oportunidad positivos pero no muy significativos, citando como ejemplos pastizales degradados, cultivos marginales, entre otros (Wunder, 2005).

Los costos de transacción pueden ser una barrera a la aplicación de esquemas de PSE. La literatura suele atribuir falta de viabilidad a esquemas de PSE con altos costos de transacción. Algunos de los costos de transacción más recurrentes en los esquemas de PSE son: el trabajo técnico requerido para clarificar el nexo entre la estructura del ecosistema y los SS.EE que provee; la creación de organizaciones para manejar y monitorear el programa; costos asociados a la negociación; los costos incurridos en la búsqueda de vendedores y compradores, entre otros (Kemkes et al., 2010). La creación de monopsonios⁶ desde el marco institucional en que se establece un PSE ha sido propuesta como una forma de reducir los costos de transacción (ver Kemkes et al., 2010), así como también la participación de intermediarios como el gobierno o alguna ONG. La utilización de instituciones existentes con anterioridad al establecimiento del esquema de PSE también puede disminuir los costos de transacción asociados al manejo y monitoreo del programa. Tal es el caso para los PSE establecidos en Costa Rica (Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, FONAFIFO), Nueva York (New York City Water Authority actúa como único comprador representando a la ciudadanía de Nueva York, creando un monopsonio) y Chiapas, México (Comisión Nacional Forestal, CONAFOR) (Kemkes et al., 2010).

Saliendo de la perspectiva económica, se debe señalar que una estrategia de PSE también debe ser contextualizada a la realidad ecológica, administrativa, política y social del lugar donde se quiere desarrollar. La variedad de contextos que pueden rodear a un PSE hacen al menos improbable crear un modelo universal y replicable para el diseño e implementación de un PSE. Es por esto que es importante identificar condiciones que permitan evaluar la factibilidad de elaborar una estrategia de PSE, sin ser exclusivas ni necesariamente determinantes del éxito de la estrategia. La Tabla 4 muestra algunas condiciones que favorecen la posibilidad de un esquema de PSE efectivo. Simplificando el contexto, se puede decir que dichas condiciones pueden pertenecer a un ámbito mixto ecológico-económico y a otro administrativo.

⁶ De acuerdo a la Real Academia Española, un monopsonio es una situación comercial en la que existe un solo comprador para un bien o servicio.

Tabla 4. Condiciones que facilitan la aplicación de un PSE.

Ámbito	Condición	Descripción
Ecológico-económico	Demanda conspicua por SS.EE.	Existencia de un beneficiario con incentivo a pagar por la mantención de un S.E.
	Suministro de SS.EE amenazado o escaso.	El beneficiario se ve forzado a intervenir.
	Manejo de recursos.	Identificar acciones de manejo existentes en el área o crear aquellas que puedan enfrentar constricciones de suministro.
Administrativo	Claridad en contratos y posesión de tierras.	Permite asegurar que los proveedores del servicio tienen injerencia sobre el ecosistema que genera el servicio. Hace posible contractualmente la condicionalidad del pago o la compensación.
	Intermediarios y agentes apropiados.	Agentes capaces de identificar acciones de manejo apropiadas, agregar y asesorar a múltiples tenedores de tierra, verificar cumplimiento de contratos, encontrar y negociar compradores de servicio, entre otros.
	Criterios de equidad en reparto de beneficios.	Debe haber absoluta claridad de la forma en que se reparten los beneficios en caso de haber más de un proveedor.

Fuente: Elaboración propia a partir de Forest Trends, The Katoomba Group & UNEP (2008).

2. Diseño e implementación de PSE

2.1 Generalidades respecto al diseño de esquemas de PSE

Como se ha discutido previamente, el principal objetivo de un PSE es la mantención de ciertas características de un ecosistema que permiten la provisión de SS.EE. La efectividad y eficiencia de un PSE depende crucialmente del diseño del programa (Engel et al., 2008) y de la interacción de toda la estructura institucional (Schomers & Matzdorf, 2013). Lo anterior aplica tanto para el cumplimiento de su objetivo principal, como para el cumplimiento de objetivos secundarios, como por ejemplo objetivos sociales de ayuda a comunidades pobres. A menudo se le asignan otros objetivos a los esquemas de PSE. Es recurrente en la literatura la discusión sobre el impacto que puede tener el PSE sobre la pobreza: *“Aunque los programas de PSE no están diseñados para la reducción de la pobreza, pueden haber importantes sinergias cuando el diseño del programa está bien pensado y las condiciones locales son favorables”* (Pagiola et al., 2005:248). En otra línea, Van de Sand (2012) propone el PSE como una instrumento que puede contribuir a la adaptación al cambio climático, mejorando la capacidad adaptativa por medio del diseño e implementación de un PSE. Esto se lograría mediante la evolución que experimentan durante un PSE las estructuras institucionales, el conocimiento, la resolución de conflictos, entre otros.

Sin otorgar ciegamente dichas facultades a los esquemas de PSE, es en el diseño de un PSE donde se puede potencialmente generar las condiciones necesarias para otorgar a la instrumento la posibilidad de generar otros beneficios distintos a la provisión del servicio retribuido propiamente tal. Por ejemplo el Working for Water Programme de Sudáfrica se

diseño de tal manera que el pago fuese recibido por personas cesantes y luego empleadas por este programa para erradicar flora invasora y así favorecer el restablecimiento de flora nativa esperando con esto una mejor y mayor provisión de agua (Turpie et al., 2008), los programas de Vietnam y China se diseñaron de tal forma que el beneficio económico sobre comunidades pobres (Kolinjivadi & Sunderland, 2012), la protección de la cuenca del río Catskill-Delaware en EE.UU para provisionar con agua potable la ciudad de Nueva York se ha llevado a cabo en paralelo con actividades que fomentan el turismo en la cuenca (Postel & Thompson, 2005), entre otros.

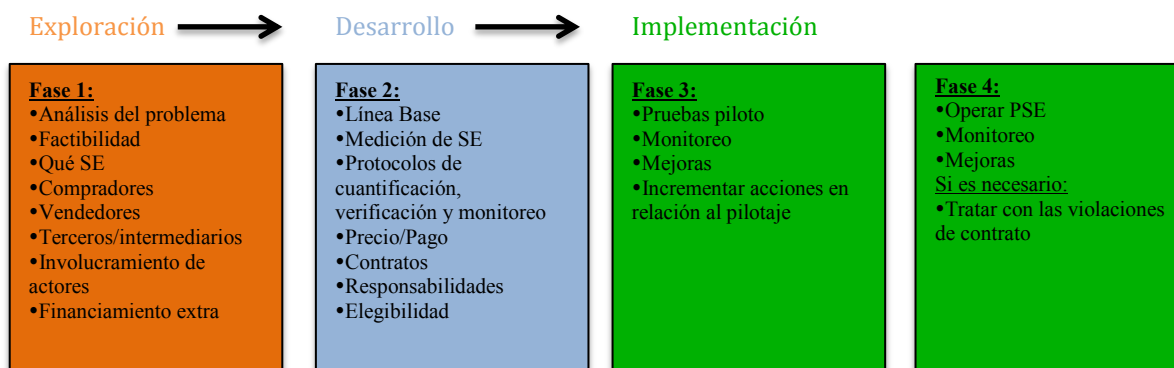
Un esquema de PSE no se crea en el vacío y requieren de un profundo entendimiento del contexto local, ya que se desarrollan en un entorno ambiental, económico, social y político particular (Vatn, 2010) y son sujeto del “tira y afloja” de distintos stakeholders (Engel et al., 2008). El diseño y desarrollo de un PSE es por tanto un proceso complejo que requiere un trabajo conjunto desde diversas disciplinas, con el objetivo de lograr una sólida investigación socio-ecológica específica al contexto (Muradian et al., 2010).

Dentro de las tareas que se deben realizar durante el diseño de un PSE se encuentran: (1) el servicio debe ser especificado y delineado como algo transable, (2) proveedores y compradores deben ser identificados, (3) se debe discutir el modo en que el servicio se provee, (4) los precios deben ser negociados, entre otros (Sattler & Matzdorf, 2013).

2.2 Modelo de diseño para esquemas de PSE

La Figura 2, muestra un modelo de 4 fases para el diseño de un PSE propuesto por Sattler y Matzdorf (2013), el cual fue seleccionado por ser simple y explicativo. La fase 1 corresponde a exploración, la fase 2 es la de desarrollo, la fase 3 y 4 corresponden a la implementación, específicamente al pilotaje y a la operación del programa respectivamente.

Figura 2. Modelo de fases para el diseño de un PSE



Fuente: Schomers & Matzdorf (2013).

La **fase de exploración** (fase 1) corresponde al análisis general de la situación e involucra la recolección de información relevante para el futuro del programa. Un problema común a muchos programas de PSE son los altos costos al inicio del programa, por lo que se debe verificar si éstos alcanzan a ser cubiertos con los pagos efectuados por los compradores de SS.EE o se requiere financiamiento extra. Estos costos de inicio (que de acuerdo a los autores, forman parte también de los costos de transacción) comúnmente involucran la recolección de

información, reunir a los involucrados para discutir si el PSE es una posible solución al problema, entre otros (Schomers & Matzdorf, 2013).

La Tabla 5 muestra algunas de las preguntas que deben ser respondidas en esta primera fase de diseño, relacionadas directamente a los conceptos mostrados en el recuadro naranja de la Figura 2.

Tabla 5. Preguntas clave a responder durante la fase 1 de diseño de PSE.

Análisis del problema	¿Cuál es el problema y puede el PSE entregar una solución viable?
Factibilidad	¿Cuáles son las condiciones que enmarcan el PSE en términos de factores ambientales, socio-económicos, políticos e institucionales?
Servicio ecosistémico	¿Cuál es el servicio relevante? (o cuáles son) ¿Cuáles son los objetivos relevantes respecto al servicio? (mejorar calidad o cantidad, acceso a los servicios, entre otros)
Vendedor	¿Quiénes son los potenciales proveedores o vendedores?
Comprador	¿Quiénes son los potenciales beneficiarios o compradores?
Terceros/Intermediarios	¿Es necesario incluir intermediarios para facilitar la interacción de los involucrados?
Stakeholder	¿Quiénes deben estar involucrados en el desarrollo del proceso?
Financiamiento	¿Se necesita financiamiento extra?

Fuente: Elaboración propia a partir de Schomers & Matzdorf (2013).

La **fase de desarrollo** (fase 2) se focaliza en la negociación y en dilucidar los componentes del trato de las estructuras de gobernanza (Schomers & Matzdorf, 2013). Se reconocen principalmente tres estructuras de gobernanza y en la mayoría de los casos coexisten y son interdependientes: jerárquica (sistema de comando)⁷, mercado (sistema de intercambio voluntario)⁸ y manejo comunitario (sistema basado en la cooperación)⁹ (Vatn, 2010).

En esta fase se terminan de definir los objetivos generales del PSE y se toman decisiones finales respecto a los SS.EE (se define si el PSE trata sobre un servicio o varios al mismo tiempo). La Tabla 6 muestra los tópicos a tratar durante la fase 2 de diseño.

⁷ Son diseñadas para concentrar el poder, la toma de decisiones descansa en el o los niveles superiores de la jerarquía incluyendo la capacidad de comandar agentes de los niveles subordinados, y la asignación de recursos es básicamente a través de la distribución de fondos comunes. Las estructuras jerárquicas de gobernanza son comunes en gobiernos, empresas y dinastías (Vatn, 2010)

⁸ Bajo su conceptualización ideal, el mercado es un *sistema de intercambio voluntario*. La formulación de objetivos depende de agentes individuales (personas, hogares, empresas) y la asignación de recursos se determina por la voluntad a pagar. Ya que dichos agentes individuales pueden ser empresas o gobiernos, las estructuras jerárquicas recientemente descritas operan en los mercados (Vatn, 2010).

⁹ Este sistema se basa en la cooperación, las decisiones de las unidades individuales (personas, hogares) se formulan bajo objetivos individuales y comunitarios, la asignación de recursos descansa en la reciprocidad, aunque es común observar desviaciones de la formulación ideal de estas estructuras expresadas en acceso desigual a recursos y asimetrías en las relaciones de poder (Vatn, 2010).

Tabla 6. Consideraciones en la fase 2 de diseño.

Línea base	Definición de línea de base contra la cual se constatará la provisión de SS.EE, y la adicionalidad (Wunder, 2005)
Métrica de SS.EE	Acuerdo de cómo se medirá la provisión: (1) <i>a priori</i> , es decir, cierto uso de suelo o manejo que provee el servicio o (2) según resultados, es decir la medición propiamente tal del servicio. Siendo (1), es decir mediante <i>proxies</i> , la más utilizada en la práctica (Wunder, 2015)
Protocolos	Establecimiento de protocolos de cuantificación, verificación y monitoreo.
Precio/pago	Método de valoración de SS.EE y determinación de estructura de pagos (el protocolo a seguir para efectuar los pagos, cuando se efectúan, cuanto es el monto)
Contrato	Clarificación de tenencia de tierras, roles de los actores involucrados señalando derechos y deberes, duración del contrato, medidas a tomar en caso de incumplimiento.
Responsabilidades	
Elegibilidad	Definición de quienes reciben el pago: los propietarios o quien ejerza las actividades de manejo, un individuo o una comunidad. Es recurrente en la literatura de PSE que un criterio de elegibilidad es la pobreza, como también grupos de personas cuyos mecanismos de producción ponen en riesgo la provisión o calidad de un SE y por ende son elegidos como receptores del pago en pos de que modifiquen sus conductas.

Adaptado de Schomers & Matzdorf, 2013.

La **fase de pilotaje** (fase 3) supone las actividades necesarias para poner a prueba el PSE. Lo crucial de esta fase es el monitoreo minucioso del cumplimiento de lo acordado por las partes: los proveedores son capaces de entregar el servicio deseado o de mantener las condiciones necesarias para la provisión, los beneficiarios pagan según lo acordado y los intermediarios son capaces de asistir el procedimiento y de gestionar las transacciones. En caso de que los resultados no sean satisfactorios para alguna de las partes se puede renegociar y redactar un nuevo contrato (Schomers & Matzdorf, 2013).

La **fase de operación** (fase 4) se alcanza cuando el PSE está en pleno funcionamiento y también supone monitoreo continuo. Se debe lidiar con infracciones al contrato, lo que puede llevar a llamados de atención, suspensiones o disminuciones de pagos, o la clausura del acuerdo. Si las condiciones del ecosistema (su funcionamiento y/o estructura), socio-económicas, políticas o institucionales cambian y el PSE ya no cumple sus objetivos o no satisface alguna de las partes, el esquema debe ser adaptado y renegociado (Schomers & Matzdorf, 2013).

3. Metodologías a considerar al diseñar un PSE

En esta sección se presentan algunas de las metodologías más recurrentes en la literatura relativa al PSE: *targeting*, *bundling*, *layering* y subastas. Su utilización debe ser analizada durante la fase 2 (desarrollo) bajo el modelo de Schomers & Matzdorf (2013) presentado en la sección anterior. También existe una propuesta reciente denominada BLACSI (*Baseline scenarios* (BL), *acceptable changes* (AC) y *Support and Incentives* (SI) (Lapeyre et al., 2015). Existen también otras metodologías que son utilizadas en esquemas de PSE que no serán analizadas en mayor detalle, como por ejemplo las distintas metodologías de valoración de SS.EE, análisis multi-criterio, investigación directa de mercado (Defra UK, 2014) y la consulta con expertos.

3.1 Focalización u orientación (*targeting*)

Las aproximaciones de focalización u orientación contribuyen a hacer más eficientes y efectivos los esquemas de PSE (Sattler et al., 2013), pero también pueden aumentar sus costos de transacción debido a que requiere mayor recopilación de datos (Wünscher et al., 2008) y se basan en la noción de maximización de beneficios o minimización de costos y/o riesgos.

El *targeting* tiene importantes implicancias en cuanto a la **elegibilidad** de los participantes que pueden ser proveedores así como también para la designación de áreas donde realizar el PSE. Respecto a la elegibilidad de proveedores (receptores del pago) se puede distinguir entre esquemas horizontales, que son abiertos a cualquier potencial proveedor de SS.EE, y esquemas focalizados, que apuntan a seleccionar áreas (focalización espacial) o actores específicos (focalización de actores) (Sattler et al., 2013). La focalización espacial incluye la identificación de áreas con potencial para proveer uno o múltiples SS.EE., ecosistemas con mayores amenazas, o las áreas con menores costos de implementación; mientras que la focalización de actores trata de encontrar aquellos grupos que obtendrían los mayores beneficios conjuntos al participar del esquema, como por ejemplo los PSE enfocados con mayor índole social de ayuda hacia las personas más pobres (Sattler et al., 2013).

Babcock y colaboradores (1997) clasifican la focalización según orienten (a) beneficios, (b) costos o (c) razón beneficios:costos. En el mismo trabajo los autores atribuyen mayor eficiencia a la focalización (c) razón beneficios:costos que a las realizadas a partir de solo (a) beneficios o (b) costos. A partir de esos tres criterios de focalización han ido surgiendo otros más complejos. Por ejemplo, Wünscher y colaboradores utilizan el programa de Costa Rica como ejemplo para mostrar empíricamente mayor adicionalidad utilizando una focalización del tipo beneficios:costos que incorpora objetivos del programa y considera el riesgo de pérdida de servicios como una variable espacial para determinar la adicionalidad en términos de beneficios (Wünscher et al., 2008).

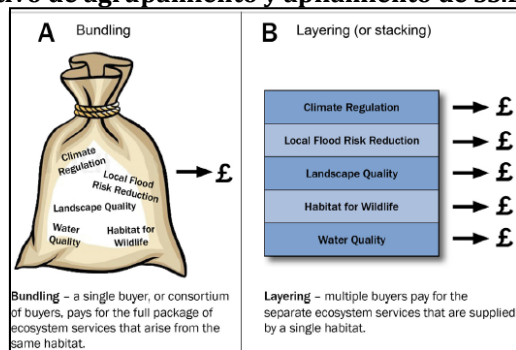
3.2 Bundling y Layering (*stacking*)

Bundling (agrupar) en los esquemas de PSE se define como el agrupamiento de múltiples SS.EE en un mismo paquete que es adquirido por un comprador individual o múltiples compradores (Defra UK, 2014). Los servicios por tanto, se venden juntos y comercializados a distintos compradores (Kemkes et al., 2010). A esta metodología se le atribuyen ciertas virtudes: (1) la capacidad de evitar que la maximización de la provisión de un servicio afecte la provisión de otro, (2) al existir diversos compradores no se pierden todas las fuentes de

financiamiento si una fuente es menos segura que otras, (3) puede generar gran apoyo político al incrementar el número de beneficiarios del programa y por tanto más gente interesada a la cual se debe responder políticamente (Kemkes et al., 2010), (4) además de reducir los costos de transacción pues se establece un solo mercado para múltiples SS.EE. (Defra UK, 2014). Farley & Constanza (2010) tomando en consideración la complejidad de los ecosistemas, piensan que los pagos sobre un grupo de servicios incluso vagamente definidos tiene mayores probabilidades de maximizar el beneficio social. Wendland y colaboradores (2009) desarrollan y proponen un método para seleccionar sitios donde establecer esquemas de PSE usando focalización (metodología descrita en 3.1) donde el interés principal es agrupar servicios asociados a biodiversidad con otros SS.EE. En el caso de dicho trabajo desarrollado en Madagascar, se agrupa conservación de biodiversidad con servicios hídricos y secuestro de carbono. Otro ejemplo de agrupamiento de SS.EE puede ser el de Los Negros en Bolivia, donde se agrupan servicios hídricos y de hábitat para aves (Asquith et al., 2008), nuevamente conjugando conservación de biodiversidad con otro servicio como fue ya descrito en el caso citado de Madagascar (Wendland et al., 2009).

Por otra parte, *layering* o *stacking* (estratificar o apilar) se refiere a esquemas donde los pagos se hacen por diferentes SS.EE provenientes del mismo sistema por separado (Defra, 2014). Cooley & Olander (2011) describen tres tipos de *stacking*: horizontal, vertical y temporal. El horizontal ocurre cuando un esquema de PSE conlleva más de una práctica de manejo en áreas no superpuestas de un mismo predio y el proveedor recibe un pago por cada práctica. Por ejemplo, un propietario planta árboles en las riberas de un cauce y recibe un pago por mantención de calidad de agua a través del secuestro de nutrientes en la zona buffer mientras que río arriba recibe pagos por secuestro de carbono. Sin embargo, al ser provistos los SE en distintas zonas de la misma propiedad, este arreglo puede ser considerado más un agrupamiento que un apilamiento (Cooley & Olander, 2011). El apilamiento vertical ocurre cuando una sola práctica de manejo llevada a cabo en un mismo espacio de tierra provee dos servicios. Esto es, si el propietario del ejemplo anterior recibe pagos por calidad de agua y secuestro de carbono por la zona forestada en la ribera del cauce acuático (Cooley & Olander, 2011). Finalmente, el apilamiento temporal al igual que el vertical implica una práctica de manejo, pero recibe pagos en distintos momentos. Por ejemplo, el proveedor de servicio restaura un hábitat y recibe pago por protección de biodiversidad, y luego cuando se desarrolla un mercado de carbono recibe pagos por secuestro de este mismo (Cooley & Olander, 2011).

Figura 3. Esquema explicativo de agrupamiento y apilamiento de SS.EE en PSE.



Fuente: Defra UK, 2014.

3.3 Subastas reversas

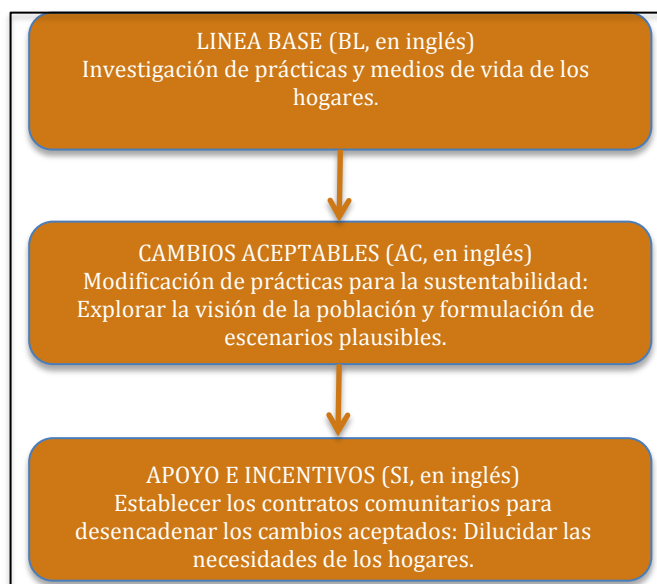
Corresponden a un diseño contractual en el que se invita a posibles oferentes de SS.EE. a ofrecer un precio por el cual están dispuestos a participar en un esquema de PSE (Schomers & Matzdorf, 2013). En las subastas comunes son los compradores que proponen cuanto están dispuestos a pagar por el bien que está siendo ofrecido, la subasta reversa en tanto se basa en que sean los oferentes (vendedores) quienes proponen el precio por el cual están dispuestos a vender. En el caso específico de los PSE, es el precio por el cual están dispuestos a comprometerse en un esquema de PSE participando como custodios y proveedores de los SS.EE en juego. Este mecanismo realza la eficiencia económica y la efectividad ambiental de los contratos de PSE al reducir las asimetrías de información (Schomers & Matzdorf, 2013). La realización de subastas reversas se propone como una aproximación costo-efectiva para la determinación de los costos de participación (costos de oportunidad + costos de transacción + costos de protección) (Wünscher et al., 2008).

3.4 BLACSI (*Baseline scenarios, acceptable changes y Support and Incentives*), 2015

Es un protocolo de investigación propuesto por Lapeyre y colaboradores (2015) para diseñar acuerdos conservacionistas en base a incentivos que potencialmente puede ser utilizado para esquemas de PSE. Se llevó a cabo en dos villas del distrito Berau en Indonesia que participaron en un PSE de secuestro de carbono. Tiene un foco de manejo comunitario bajo la perspectiva de Vatn (2010) ya discutida en la sección 2.2. Podría ser utilizado en la fase 2 (desarrollo) del modelo de diseño mostrado en la sección 2.2 de este reporte. Se quiso mostrar esta metodología en este informe puesto que fue creada principalmente para ser llevada a cabo en medios rurales donde el medio natural es más predominante (en comparación a zonas urbanas) y por tanto la factibilidad de obtener servicios ecosistémicos es mayor.

Se denomina BLACSI por sus tres etapas: *Baseline scenarios* (BL), *acceptable changes* (AC) y *Support and Incentives* (SI). Involucra discusión y acuerdo entre variados *stakeholders* partícipes del proyecto (ONGs, comunidades y autoridades locales), debido a su enfoque comunitario, se focaliza a nivel doméstico en cuanto a la obtención de información relevante mediante cuestionarios y *focus group* adaptados a las condiciones locales, facilita la discusión y negociación a nivel comunitario y genera consenso y promueve la participación, sin incurrir en costos muy elevados.

Figura 4. Tres etapas propuestas en BLACSI



Fuente: Lapeyre et al., 2015.

Tabla 7. Consideraciones a cada etapa de BLACSI.

Baseline scenarios (BL)	Se esclarecen condiciones locales y trayectorias del pasado, presente y futuro. Se deben investigar prácticas relacionadas a los recursos naturales desarrolladas en el pasado, presente y predecir tendencias de futuro (ej: 5 a 10 años) si no ocurriese intervención.
Acceptable Changes (AC)	Se establecen los cambios deseados y posibles a nivel doméstico (BLACSI tiene un enfoque comunitario, se llevó a cabo originalmente en dos villas rurales en Indonesia)
Support and Incentives (SI)	Se establecen las intervenciones necesarias en términos de incentivos y soporte. Cambios en prácticas establecidas en el tiempo llevan a varias necesidades y peticiones por parte de los miembros de la comunidad que deben ser profundamente comprendidas para el éxito de las negociaciones.

4. Revisión de experiencias internacionales

La elaboración de esta sección se basó en nueve artículos recopilatorios donde se analizan dos o más esquemas de PSE, además de artículos que se refieren exclusivamente a un esquema de PSE.

Uno de los artículos recopilatorios hace una revisión de 457 artículos relativos a PSE (Schomers & Matzdorf, 2013), y da importantes luces de cuáles son los tópicos más tratados y por tanto que se puede concluir en la mayoría de los casos de una revisión de literatura sobre PSE. Schomers & Matzdorf (2013) señalan que la mayoría de los artículos discuten: la (1) conceptualización institucional, con énfasis en la importancia de los derechos de propiedad y los costos de transacción y como reducirlos; y (2) las estructuras de gobernanza que subyacen a los esquemas de PSE, siendo foco principal de investigación como las estructuras de gobernanza pueden fomentar la eficiencia económica y la efectividad ambiental. En este contexto, la focalización espacial y la focalización de costo-beneficio, permiten hacer los esquemas más eficientes económicamente y más efectivos ambientalmente, orientando los pagos hacia zonas más vulnerables y degradadas, donde entonces el impacto ambiental puede ser importante, y asegurando que la provisión de servicios se está llevando a cabo a los menores costos posibles. Es importante destacar que es en este ámbito donde fallan muchos esquemas de PSE (Schomers & Matzdorf, 2013), y por tanto debiese considerarse con especial atención en el intento de utilizar este instrumento en Chile.

Otra de las publicaciones que revisa varias publicaciones relativas a PSE, es la realizada por Hejnowicz y colaboradores (2014), donde se analizan 44 publicaciones bajo la perspectiva de un marco de referencia de bienes de capital (Capital Asset Framework). Dicho marco de referencia se originó como un instrumento de evaluación de los mecanismos de sustento de las poblaciones rurales, enfatizando en las interacciones entre los bienes a nivel individual y comunitario y como a través de la acción colectiva se puede lograr mantener varios bienes (activos) y flujo de recursos para nutrir el empoderamiento local y promover el desarrollo (Rudd, 2000). Hejnowicz y col. (2014) estructuran su análisis en la evaluación de cuatro tipos de bienes de capital: (1) **capital natural**, referente a la estructura, funcionamiento y flujos de S.E hacia los seres humanos así como también las prácticas de manejo y los cambios en dichas prácticas que puede acarrear un esquema de PSE; (2) **capital financiero**, relacionado con la riqueza de los hogares y las comunidades, el flujo de fondos disponible para realizar las actividades correspondientes al PSE, y todo lo asociado a la distribución de los pagos en términos de equidad; (3) **capital humano y social**, referente a las habilidades, conocimiento y experticia de los participantes a nivel individual, y la estructura social que contribuye a la generación de normas y confianzas entre los participantes; finalmente, el (4) **capital institucional** hace referencia a los aspectos relativos a la estructura de gobernanza sobre los recursos y la transparencia institucional.

Bajo esos cuatro tipos de capitales recientemente descritos, Hejnowicz y col. (2014), definieron para cada tipo de capital “resultados medidos” de los esquemas de PSE que son representativos de un PSE “efectivo”, asumiendo implícitamente que un “resultado medido” (que ha sido sujeto a alguna métrica) que es positivo o beneficioso de alguna manera contribuye a un PSE “efectivo”, siendo todo esto determinado en una base de sentido común en lugar de un protocolo definido. Así, la Tabla 8 muestra los distintos “resultados medidos” para cada tipo de capital que contribuyen a un PSE “efectivo”.

Tabla 8. Categorización del marco de referencia de bienes capitales para esquemas de PSE “efectivos” a partir de sus “resultados medidos”

Categoría	“Resultados medidos” de PSE “efectivos”
Capital natural	<ul style="list-style-type: none"> · Aumento del área de bosque, del área protegida y disminución de la deforestación. · Reducción en la intensidad de la agricultura. · Alteración de las prácticas agrícolas (adopción de las modalidades propuestas en el esquema de PSE) · PSE explícitamente reconocido como un mecanismo efectivo y eficiente para inducir cambios en el uso de suelo. · PSE desarrollado en áreas de condiciones ambientales deterioradas. · Mejoras en términos de biodiversidad (e.g. conservación de alguna especie). · S.E identificado y su provisión evaluada. · Nexo entre una práctica de manejo y la producción de S.E. establecida correctamente. · S.E. preservados.
Capital financiero	<ul style="list-style-type: none"> · Pequeños o “medianos” propietarios receptores del pago. · Incremento observado en los ingresos domésticos. · Diversificación en las actividades económicas domésticas. · Mejoras en la distribución de riqueza. · Los pagos favorecen a los propietarios más pobres. · Participantes más confiados en los pagos para sus finanzas domésticas (es decir, existe una focalización adecuada hacia los sectores más pobres). · Participantes tienen flujos de ingresos más diversificados que los no participantes (son económicamente más resilientes). · Los pagos son suficientes para satisfacer las necesidades de los hogares o proveen una alternativa importante de flujo de ingresos.
Capital humano y social	<ul style="list-style-type: none"> · Mejoras en la seguridad alimentaria. · Reducción de la pobreza. · Mejoras en el estándar de vida. · Resiliencia al cambio ambiental. · Mejor acceso a servicios sociales y ecosistémicos. · Participación de los hogares más pobres.
Capital institucional	<ul style="list-style-type: none"> · Control comunitario sobre el uso de los recursos naturales. · Administración y control descentralizado sobre el desembolso de fondos y la adjudicación de contratos. · Mayor involucramiento de las instituciones locales. · Mejoras en las relaciones y cooperación entre instituciones. · Responsabilidad institucional es evaluada. · Incremento en la responsabilidad y transparencia institucional. · Incremento de la transparencia en relación al financiamiento. · Proveedores más confiables para los beneficiarios. · Medidas legales y regulatorias pertinentes para asegurar el uso de recursos apropiados.

Fuente: Traducido de Hejnowicz et al. (2014).

El análisis de Hejnowicz y colaboradores (2014) se basa en 44 publicaciones, que hacen referencia a 23 esquemas de PSE en 13 países (Costa Rica, México, Ecuador, Nicaragua, Bolivia, Colombia, Honduras, Brasil, Madagascar, Mozambique, Kenya, Cambodia, China). La Tabla 9 resume algunos de los hallazgos más significativos para cada categoría de capitales dentro del marco de referencia establecido en el estudio.

Tabla 9. Hallazgos significativos de la evaluación de esquemas de PSE a partir del marco de referencia de bienes capitales.

Categoría	Hallazgos significativos
Capital natural	<ul style="list-style-type: none"> ·El 91% de los programas fue implementado dentro una escala espacial que abarcó tres o más paisajes distintivos, donde un 74% comprendía un paisaje agrícola y un 65% se describe como bosque lluvioso tropical y bosques secos (xerófilos). ·El 52% de los esquemas se enfocaba en la entrega de servicios hídricos, 61% relacionados al carbono, 56,5% relacionados a biodiversidad y un 22% se condice con servicios de suministro de comida y fibras. ·78% de los esquemas se enfocaba en uno o dos servicios (baja ocurrencia de agrupamiento y apilamiento de S.E.) ·En un 74% de los casos analizados se dependía fuertemente de una o dos prácticas de manejo para alcanzar la provisión de S.E. ·84% de los casos midió los aspectos relativos al capital natural (“resultados medidos” en Tabla 9) relacionándolos con un uso de suelo determinado. ·Las distintas prácticas asociadas a un uso de suelo fueron orientadas en un 65% de los casos hacia la protección de bosques, 52% hacia reforestación y aforestación, y en un 30% de los casos hacia la reducción de las actividades extractivas. ·Un tercio de los casos revisados demostró una reducción notoria en cuanto a la intensidad agrícola dentro de las áreas donde se realizó el PSE, donde en la mitad de ellas se cambió hacia plantaciones madereras o bosques con planes de manejo o protección. ·Un 73% de los estudios careció de evidencia concreta para demostrar que los programas de PSE lograban la provisión del S.E deseado. · En un 62% de los estudios se asume el nexo entre una práctica de manejo y la provisión de S.E, mientras que solo un 30% describió de manera robusta la relación entre las prácticas y la provisión de S.E. Ese 30% se relaciona principalmente con esquemas relativos al carbono.
Capital financiero	<ul style="list-style-type: none"> · Dos tercios de todos los estudios revisados se enfocaban principalmente en las implicancias financieras de los esquemas de PSE. ·Los pagos a los proveedores eran generalmente anuales, ex post, por hectárea (cierto monto por hectárea), y por <i>proxies</i> de S.E entregados (es decir, uso de suelo) en lugar de la provisión misma de S.E. ·60% de los casos revisados utilizó un solo sistema de pago, predominantemente efectivo (62%) seguido de asistencia técnica (21%). ·30% de los casos revisados utilizó dos sistemas de pago, (principalmente efectivo y asistencia técnica). ·9% de los casos utilizó tres sistemas de pago, añadiendo a los anteriores el pago en especies. ·En casos minoritarios el pago se efectuaba a familias u hogares, mientras que el 58% de las veces el pago lo recibían pequeños (2-30 ha) o medianos (30-60 ha) terratenientes, y un 22% de los casos el pago era recibido por grandes terratenientes (60 o más hectáreas). · La riqueza a nivel doméstico, particularmente para hogares comparativamente más pobres, se estableció como barrera a la participación en un 11% de los casos. · En un 50% de los casos se estableció que los programas de
Continuación...	

Categoría	Hallazgos significativos
Capital financiero	<p>PSE permitían diversificar los ingresos domésticos, pero solo un 12% describió el pago como suficiente para satisfacer las necesidades del hogar o para entregar un ingreso alternativo.</p> <ul style="list-style-type: none"> ·43% de los estudios destacaba los costos de oportunidad como una barrera a la participación en un esquema de PSE. ·48% de los casos cumplía con altos niveles de condicionalidad.
Capital humano y social	<ul style="list-style-type: none"> ·El 52% de las publicaciones analizadas evaluó específicamente las implicaciones sociales y humanas de los esquemas de PSE. ·El 26% de los esquemas de PSE estudiados tuvo implicancias en cuanto al estándar de vida de los participantes. ·El 26% de los esquemas de PSE estudiados generó mejoras en el acceso a servicios sociales y ecosistémicos. ·Solo en un 17% de los casos analizados dio resultado significativos de alivio a la pobreza. ·Solo en un 13% de los casos revisados se incrementó la seguridad alimentaria. ·Solo el 11% de los esquemas analizados generó cambios positivos en la resiliencia ambiental. ·29% de los estudios analizados señalan la habilidad de acceder a información relevante respecto a los esquemas como una importante barrera a la participación. ·La mayoría de los proveedores de servicios eran agricultores (51%), seguido por comunidades propietarias (23%) y luego comunidades indígenas (17%), donde en el 70% de los casos el PSE fue orientado a un solo grupo vendedor. ·En el 78% de los casos se utilizó solo uno o dos criterios de selección de proveedores, primando la optimización del capital natural sobre el capital social. ·74% de los esquemas recibía algún tipo de ayuda de donantes externos, siendo los más frecuentes el Banco Mundial y GEF (Global Environment Facility). ·Los costos de transacción afectaban la efectividad de los esquemas en un 59% de los casos
Capital institucional	<ul style="list-style-type: none"> ·Solo un 58% de los casos evaluó el capital institucional. ·En un 44% de los casos se describió mejoras en la capacidad institucional y en cooperación entre las partes. ·32% de los estudios señaló la falta de claridad en derechos de propiedad como una barrera a la efectividad del programa. ·La importancia del marco legislativo en que se encuadran los esquemas de PSE fue mencionada en solo un 36% de los casos. ·En un 96% de los casos un intermediario era el principal nexo entre proveedores y beneficiarios. · En un 75% de los casos se utilizó un único intermediario. ·En un 40% de los casos, el gobierno local o nacional actuó como intermediario. ·Un tercio de los esquemas fue facilitado a través de ONGs actuando como intermediarios. · En un 25% de los casos analizados, los esquemas fueron iniciados por compradores de S.E. De ellos, el 50% de las veces fue un gobierno la parte interesada en iniciar el programa. ·Un tercio de los esquemas fue iniciado por más de una institución (e.g. gobierno y ONG). ·Un 16% de los estudios recomienda fomentar la participación del sector privado como compradores de S.E con el fin de promover la efectividad de los PSE.

Fuente: Elaboración propia a partir de Hejnowicz y col. (2014).

De la Tabla 8 elaborada a partir de Hejnowicz y col. (2014) se desprende que muchos de los conceptos hasta aquí discutidos en el informe y que en la literatura sobre PSE se consideran importantes para el éxito de estos esquemas, muchas veces no son correctamente implementados (o derechamente no lo son) al llevar a cabo los programas de PSE, lo que presenta incongruencia entre la teoría y la práctica (Hejnowicz et al., 2014). Por ejemplo, en

cuanto a **capital natural** observamos la baja inclusión del agrupamiento y apilamiento de S.E en los esquemas de PSE en la práctica. La realización de estos programas se fundamenta en la mayoría de los casos en una o un par de prácticas de manejo o uso de suelo y a partir de esto se asume la provisión de S.E sin mayor escrutinio, lo que es consecuente también en el análisis de 22 casos en Sattler et al. (2013). Excepción de esto último son los esquemas asociados al secuestro de carbono que tienen protocolos más definidos de medición (Wunder et al., 2008).

También se observa que el PSE ha sido ampliamente más utilizado en sectores rurales que urbanos, que sus principales mecanismos son la conservación y el manejo de recursos y que los servicios hídricos, y los asociados al carbono y la biodiversidad son los más dados a ser objeto de un PSE.

Aspectos relativos al **capital financiero** son el foco principal de dos tercios de los estudios revisados, lo que es reflejo de que gran parte de la investigación de PSE se ha llevado a cabo por economistas. A pesar de ser mencionado como un instrumento que permite combatir la pobreza, se observan asimetrías en cuanto al acceso a los programas aventajando a los más ricos y más educados. Por otra parte, los pagos mayoritariamente se realizan basados en *proxies* debido a la complejidad de esclarecer el nexo entre el funcionamiento ecosistémico y la provisión de S.E y a la también compleja tarea de medir estos últimos.

Considerando nuevamente el **capital financiero** y añadiendo el **capital humano y social** se debe destacar que la discusión del PSE como un instrumento que ayude a combatir la pobreza pareciera decantarse por aquellos que lo proponen como un objetivo secundario de los esquemas, pues solo en casos excepcionales el aporte es superior a algo marginal. Lo mismo pareciera aplicar para otros objetivos relativos al **capital humano y social**, como asegurar alimento o mejorar la resiliencia ambiental, es decir, debieran formar parte de objetivos secundarios de los esquemas de PSE puesto que los resultados positivos en estas áreas son escasos.

Finalmente, sobre el **capital institucional** se valida la importancia de los intermediarios y la alta participación gubernamental en los esquemas de PSE, y aparece el fortalecimiento de la cooperación institucional como un importante efecto secundario de los esquemas de PSE.

Del trabajo de Hejnowicz y col. (2014) se desprende que es necesario avanzar en protocolos confiables para evaluar la provisión y distribución de los S.E, así como también esclarecer el nexo entre el uso del suelo y las prácticas de manejo con la provisión de S.E, que no se debe dejar de lado las tentativas hacia aliviar la pobreza pero que para lograrlo se debe incluir la focalización como metodología en los esquemas de PSE.

Una última conclusión importante de Hejnowicz y col. (2014) es en cuanto al diseño de esquemas. Los autores proponen una aproximación funcional u orientada hacia los resultados, esto es definir y priorizar los resultados deseados del esquema, y desde ahí construir hacia atrás la estructura y los arreglos institucionales necesarios para lograr los resultados deseados. Proponen para esto el marco de referencia de bienes capitales. Por ejemplo si vamos a la Tabla 8, y un objetivo deseado relativo al capital natural es aumentar el área de bosque, entonces a partir de ahí hay que considerar los arreglos institucionales necesarios para llegar a dicho objetivo.

A continuación se desarrollan breves reseñas de los países con experiencias más significativas y se presentan tablas resumen de distintos esquemas de PSE.

No fue posible realizar una única tabla general de resumen de las experiencias revisadas debido a la gran cantidad de experiencias analizadas y a que los distintos autores analizan distintos aspectos de los esquemas de PSE, por lo tanto se realizaron tres tablas independientes, agrupando distintas experiencias cuando los aspectos analizados por los autores eran similares.

4.1 Norteamérica

Se han identificado esquemas de PSE en Estados Unidos (ver Postel & Thompson, 2005; Claasen et al., 2008; y Schomers & Matzdorf, 2013), México (ver Muñoz-Piña et al., 2008, Kosoy et al., 2009; y Schomers & Matzdorf, 2013).

Estados Unidos

Estados Unidos posee una extensa historia de incentivos gubernamentales para promover la conservación que datan de 1930 (Schomers & Matzdorf, 2013). La Ley Agrícola (Farm Bill) contiene dos programas enfocados hacia pagos agroambientales: *Environmental Quality Incentives Program* (EQUIP), existente desde 1996 y *Conservation Security Program* (CSP) existente desde 2002 (Schomers & Matzdorf, 2013).

Los programas de pagos agroambientales involucran pagos en efectivo desde el gobierno a los productores, a cambio de modificar el uso de suelo o adoptar prácticas diseñadas para alcanzar objetivos ambientales en terrenos productivos (Claasen et al., 2008). Los fondos provienen de los impuestos generales recaudados por el Estado (no hay una carga impositiva especial), por lo que la población en general son los compradores y quienes reciben los SS.EE. generados, y no hay intento alguno para asegurar que los individuos que se benefician directamente sean quienes paguen por los SS.EE. (Claasen et al., 2008). Esto es claramente posible solo en un país desarrollado como es Estados Unidos.

Dentro de los programas existentes en EE.UU., vale la pena destacar el caso del Estado de Nueva York (Postel & Thompson, 2005), donde a partir de mayores exigencias establecidas en el "*Safe Drinking Water Act*" sobre la calidad del agua potable, el Estado optó por proteger la cuenca Catskill-Delaware en lugar de construir una planta de filtración que suponía una inversión de capital estimada en \$6 billones de dólares y costos anuales de operación de al menos \$300 millones de dólares. El 90% del agua consumida en la ciudad de Nueva York proviene de la cuenca protegida.

La Tabla 10 resume diez experiencias de PSE establecidas en EE.UU. Para comprender las Tablas 10 y 11, debemos explicar algo no tratado aún respecto a las modalidades de pago y definir las escalas temporales.

Respecto al modo de pago, "*input*" se refiere a pagar por un uso de suelo que propicia la provisión del servicio, mientras que el modo "*output*" implica la medición actual del servicio provisto (Sattler et al., 2013). Para la modalidad "*input*" (o basada en área) se suelen ejercer los pagos en hectárea/año, mientras que para el modo "*output*" (o basado en producto) se paga por ejemplo, por toneladas métricas de agua o toneladas de carbono secuestrado (Wunder et al., 2008). La modalidad basada en producto puede generar mayores costos asociados a la medición de SS.EE., y supone mayor riesgo para los proveedores pues la producción de SS.EE. puede ser afectada por circunstancias ajenas a su control como eventos climáticos, entre otros, afectando así sus ingresos. Aun así, se considera más efectiva que la basada en área pues esta última se basa en supuestos a veces carentes de solidez científica

relacionados al nexo entre un uso de suelo o una estrategia de manejo y la generación efectiva de SS.EE.

Respecto a la escala temporal, se entenderá por largo plazo, proyectos de duración mayor a diez años, y por corto plazo, proyectos de duración menor a diez años Sattler et al., (2013).

Todos los esquemas presentados en la Tabla 10 (juntos a los doce presentados en la Tabla 11) fueron seleccionados por Sattler et al., (2013) porque han sido catalogados como “exitosos” por expertos en el área del PSE.

Tabla 10. Experiencias de PSE en EE.UU.

Identificación	Servicio	Escala		Comprador	Pagos		
		Temporal	Espacial		Modo	Fuente	Elegibilidad
CWSP	Agua	Largo plazo	Local	Compañía municipal	Output	Público	Focalizada
CREP	Agua	Largo plazo	Regional	Gobierno Federal	Input	Público	Horizontal
EAPCE	Agua	Largo plazo	Regional	Usuarios (impuesto)	Input	Privado	Focalizada
FRCB	Biodiversidad	Largo plazo	Local	Propietarios privados, compañías y municipio	Input	Privado	Horizontal
FMBM	Carbono	Largo plazo	Regional	Propietarios, compañías y municipio	Input	Privado	Horizontal
FRESP-NEP	Agua	Largo plazo	Regional	ONGs, institutos de investigación, y gobierno	Output	Ambos	Horizontal
VGTH	Biodiversidad	-	Regional	Compañías, gobierno, ONGs	Input	Privado	Focalizada
(Continuación Tabla 8) MWQTP	Agua	Largo plazo	Local	Compañía municipal	Output	Privado	Focalizada
WMBS	Biodiversidad	Largo plazo	Local	Compañías, propietarios	Input	Privado	Horizontal
BEFW	Agua	Largo plazo	Regional	Compañías, domicilios.	Output	Privado	Horizontal

Fuente: Elaboración propia a partir de Sattler et al., (2013). Donde las identificaciones corresponden a: WSP “Clean Water Services Thermal Loading Offset Program”; CREP “Conservation Reserve Enhancement Program Vermont”; EAPCE “Edwards Aquifer Protection Program Conservation Easements”; FRCB “Fitzgerald Ranch Conservation Bank”; FMBM “Forest Mitigation Banking Maryland”; FRESP-NEP “Florida Ranchlands Environmental Services Project” y “Northern-Everglades-PES”; VGTH “Voluntary Gopher Tortoise Habitat Credit Trading System”; MWQTP “Medford Water Quality Trading Program”; WMBS “Wildlands Mitigation Bank at Sheridan”; y BEFW “Bonneville Environmental Foundation’s Water Restoration Certificates”.

Al interpretar la Tabla 10 es importante tener en cuenta que todos los esquemas aquí descritos han sido catalogados como “exitosos” por expertos. De las diez experiencias estadounidenses se corrobora una tendencia ya discutida en este reporte: los pagos se establecen mayoritariamente en base a inputs. De esta tabla se infiere (aunque no se puede concluir pues son solo diez casos) que en EE.UU hay una tendencia al financiamiento privado, llevado a cabo por el cobro directo a los usuarios o a alguna compañía privada. Como contra parte, no se observa la intervención gubernamental como determinante.

México

México históricamente ha presentado unas de las tasas de deforestación más altas del mundo (Cerde, 2013). Más aún, la escasez de agua y la deforestación son dos de los retos ambientales más importantes en el país (Muñoz-Piña et al., 2008). Este diagnóstico motivó en 2003 el lanzamiento de un programa nacional (enfoque Pigou) llamado “*Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos*” (PSA-H), con la finalidad de poner un alto a la sobreexplotación de los acuíferos (Schomers & Matzdorf, 2013). Los pagos se establecieron en zonas donde la actividad forestal comercial no es competitiva, se realizaron con la finalidad de conservar bosques ya existentes y se distribuyeron de manera uniforme diferenciando únicamente entre bosque nuboso y otros bosques (Muñoz-Piña et al., 2008). El financiamiento proviene de tarifas cargadas a los usuarios de agua, donde casi \$18 millones de dólares son asignados al PSE (Muñoz-Piña et al., 2008). Sin embargo, el programa requiere una mejor focalización (*targeting*), pues muchos de los pagos del programa se han establecido en zonas de bajo riesgo de deforestación (Muñoz-Piña et al., 2008) y las cuencas inscritas no están sobreexplotadas o solo moderadamente (Schomers & Matzdorf, 2013), generando muchas críticas respecto al costo-efectividad del programa. En 2004 el programa fue modificado incluyendo pagos por secuestro de carbono, conservación de la biodiversidad desde comunidades rurales, y por el desarrollo de sistemas agroforestales principalmente de plantaciones de café bajo sombra (Kosoy et al., 2009). Para una mirada respecto a la adicionalidad y la equidad en programas de PSE, se sugiere revisar Rico et al., (2011), donde un caso de estudio en Chiapas sostiene que el PSE tiene un efecto igualitario dentro de los grupos participantes (propietarios de tierra privada y de tierra comunitaria, denominados “ejidos” y propietarios de tierra privada pero no de tierra comunitaria, denominados “pobladores”), pero amplía las diferencias entre ellos. En dicho estudio, los pobladores llevaron a cabo acciones de conservación, pero los pagos recibidos eran menores que los recibidos por los ejidos, incrementando la brecha de ingresos entre ambos grupos. Aun así, la adicionalidad se calificó como baja para los ejidos y alta para los pobladores.

4.2 Centroamérica

Se han identificado esquemas de PSE en cinco países centroamericanos: **Costa Rica** (ver Grieg-Gran et al., 2005; Sánchez-Azofeifa et al., 2007; Kosoy et al., 2007; Pagiola, 2008; Schomers & Matzdorf, 2013; y Mahanty et al., 2013), **Nicaragua** (ver Kosoy et al., 2007; Van Hecken & Bastiaensen, 2010; Schomers & Matzdorf, 2013; y Mahanty et al., 2013), **Honduras** (ver Kosoy et al., 2007), **El Salvador** (Cabrera et al., 2010), y **Panamá** (ver Balvanera et al., 2012; Cabrera et al., 2010) donde se reconocen dos esquemas: el primero sobre servicios hídricos, de escala regional y donde el comprador es el gobierno a través de la Autoridad del Canal de Panamá, que compensa a los propietarios por cambiar a prácticas agrícolas más sustentables, y un segundo esquema de escala local relacionado a biodiversidad y que es financiado por donaciones internacionales (Balvanera et al., 2012) del cual no se encontró más información

Costa Rica

Costa Rica es recurrentemente citado como uno de los países pioneros en impulsar esquemas de PSE a escala nacional (enfoque Pigou). Su programa llamado “Pago por Servicios Ambientales (PSA)” se estableció en 1996 sustentado en tres leyes previamente existentes, es administrado por una agencia pública de financiamiento forestal llamada Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO), incorpora plantaciones y bosques naturales, y reconoce cuatro servicios asociados a estos ecosistemas: mitigación de gases de efecto invernadero, servicios hídricos, valor escénico y biodiversidad (Sánchez-Azofeifa et al., 2007). Los pagos se realizan agrupando los cuatro servicios (Grieg-Gran et al., 2005) bajo la asunción que los ecosistemas forestales los proveen. A su vez se generaron tres tipos de contratos que estipulaban acciones a implementar por parte de los custodios de los SS.EE: conservación de bosques, reforestación, y manejo sustentable de bosques (eliminado el año 2000) (Sánchez-Azofeifa et al., 2007). El financiamiento proviene de impuestos mandatorios al uso de combustibles fósiles recaudando aproximadamente \$10 millones de dólares al año, donantes como GEF, el Banco Mundial (Sánchez-Azofeifa et al., 2007) y el Gobierno de Alemania a través de la agencia Grupo Bancario KfW¹⁰.

El programa ha sido criticado por carencia de focalización, porque los montos de pagos son los mismos en todas las áreas y solamente varían entre contratos (conservación o reforestación) sin considerar costos de oportunidad, y además porque se paga por servicios que hubiesen sido provistos en ausencia de pagos (baja adicionalidad) (Sánchez-Azofeifa et al., 2007). Añadido a esto, las bajas tasas de deforestación que presentó el país entre los años 1986 y 2000 no se relacionan al programa de PSA (Sánchez-Azofeifa et al., 2007).

4.3.Sudamérica

Fueron identificados esquemas de PSE en **Brasil**(ver Grieg-Gran et al., 2005; Balvanera et al., 2012; Schomers & Matzdorf, 2013; Mahanty et al., 2013), **Ecuador** (ver Grieg-Gran et al., 2005; Wunder et al., 2008; y Wunder & Albán, 2008;), **Colombia** (Balvanera et al., 2012; y CAF-TNC, 2008), **Bolivia** (ver Asquith et al., 2008; CAF-TNC, 2008; Wunder et al., 2008; Balvanera et al., 2012). Además destacan la creación de un marco legislativo relativo a PSE en **Paraguay** y **Perú**.

Brasil

Farley & Constanza (2010) sostienen que Brasil en el año 2010 discutía conceptualizar los SS.EE. e impulsar un programa de PSE bajo ley. No se pudo comprobar si dicha iniciativa llegó a puerto. Aun así, se desarrollan en Brasil varios esquemas de PSE siendo identificados al menos once casos asociados a servicios hídricos, secuestro de carbono y biodiversidad, y se identifican como compradores los Gobiernos Estaduales, el Gobierno Nacional, compañías de suministro hídrico y donantes internacionales (Balvanera et al., 2012). La sociedad civil lideró las iniciativas de PSE en Brasil a través de Proambiente, una organización construida desde uniones rurales, comunidades y ONGs, y que posteriormente fue transferida al Ministerio del Ambiente. Uno de los esquemas destacados en Brasil liderado por Proambiente, se basa en el agrupamiento de servicios hídricos, secuestro de carbono y conservación de la biodiversidad a escala regional (Amazonía), involucra propietarios privados y comunales y la participación de hogares pobres, ha generado mayores capacidades en cuanto a la prácticas de manejo y en

¹⁰En línea: <http://www.fonafifo.go.cr/psa/index.html>

la gobernanza local, e involucraba contratos colectivos aunque los pagos se hacían de manera individual y a nivel doméstico, involucrando también pagos en especies (Mahanty et al., 2013)

Ecuador

Cabrera et al., (2010) reconocen 28 esquemas de PSE, 19 relacionados a protección de cuencas y ocho a conservación de biodiversidad. Destacan las experiencias Pimampiro (replicada en otras municipalidades del país como Chaco y Celica), establecida en 2003 protege flora nativa en la cuenca del río Palaurco asumiendo que esto permite mejorar la calidad de agua potable y su cantidad para la estación seca, y PROFAFOR donde se compensa a las comunidades y propietarios por tomar acciones de reforestación y aforestación con la finalidad del secuestro de carbono (Wunder & Albán, 2008). Ambos casos son identificados con una aproximación “*Coaseana*” en la literatura (Wunder & Albán, 2008; Wunder et al., 2008).

Bolivia (Asquith et al., 2008)

En Los Negros, los propietarios de 46 predios agrícolas son compensados por protección de cuenca hidrográfica con la finalidad de proveer servicios de hábitat (protección de hábitat de once aves migratorias) y servicios hídricos. Los servicios de biodiversidad son compensados por donaciones provenientes de “*US Fish and Wildlife Service*” gracias a la mediación de la ONG local Fundación Natura Bolivia, y los servicios hídricos son compensados por regantes aguas abajo. Los regantes han sido reticentes a pagar, por lo que el Gobierno Municipal ha actuado en su representación.

Paraguay

En **Paraguay**, la Ley N° 3001 del año 2006 reconoce cinco servicios ambientales: mitigación de gases de efecto invernadero, servicios hídricos, protección y uso sostenible de la biodiversidad, belleza escénica y de protección y recuperación de suelos. Además se establece el marco para la “retribución de servicios ambientales (Ley N° 3001/2006 “De valoración y retribución de los servicios ambientales”). Sin embargo, no se encontraron análisis de casos paraguayos en la literatura científica.

Perú

En 2014, Perú promulgó la Ley N° 30215 denominada “Ley de Mecanismo de Retribución por Servicios Ecosistémicos”. En la Ley se definen los S.E como “*beneficios económicos, sociales y ambientales, directos e indirectos, que las personas obtienen del buen funcionamiento de los ecosistemas, tales como la regulación hídrica en cuencas, el mantenimiento de la biodiversidad, el secuestro de carbono, la belleza paisajística, la formación de suelos y la provisión de recursos genéticos, entre otros*” (los cuales son especificados en el Reglamento de la ley).

Los mecanismos de retribución “*tienen la finalidad de asegurar la permanencia de los beneficios generados por los ecosistemas*”, de tal forma que “*mediante la retribución por servicios ecosistémicos, los contribuyentes de dicho servicio perciben una retribución condicionada a la realización de acciones de conservación, recuperación y uso sostenible de las fuentes de los servicios ecosistémicos por parte de los retribuyentes*”.

La Ley tiene claramente definidos los requerimientos de (1) **diseño**: caracterización de la estructura y funcionamiento del ecosistema, del S.E, su fuente y condición actual; identificación y caracterización de los contribuyentes y retribuyentes por S.E; aspectos económicos relativos al valor del S.E y los costos incurridos en el esquema; establecimiento de

acuerdos entre contribuyentes y retribuyentes; aspectos relativos al monitoreo; (2) **modalidades de los mecanismos de retribución:** financiamiento de acciones específicas, directas e indirectas, para la conservación, recuperación y uso sostenible de las fuentes de los servicios ecosistémicos; financiamiento de acciones de desarrollo productivo e infraestructura básica sostenibles en beneficio directo de la población involucrada en el mecanismo; otras modalidades acordadas libremente entre las partes, dentro de los alcances de dicha Ley.

4.4 Europa

Unión Europea (UE) (Schomers & Matzdorf, 2013)

La discusión sobre PSE en Europa data desde la década de 1970, mucho antes de que comenzaran a implementarse en América Latina (Schomers & Matzdorf, 2013). Hoy en día la principal expresión de PSE en Europa consiste en programas de pagos agroambientales y se estima que abarcan el 20% de las tierras agrícolas de Europa, compensando la reducción de externalidades negativas (disminución de contaminación por nitratos y pesticidas, entre otros) y por la internalización de externalidades positivas.

Alemania

Sattler et al., (2013) identifica 12 experiencias en Alemania las cuales se presentan en la Tabla 11. Todos estos esquemas (juntos a los diez presentados en la Tabla 10) fueron seleccionados por Sattler et al., (2013) porque han sido catalogados como “exitosos” por expertos en el área del PSE.

Tabla 11. Experiencias de PSE en Alemania.

Identificación o nombre	Servicio	Escala		Comprador	Pagos		
		Temporal	Espacial		Modo	Fuente	Elegibilidad
BM	Biodiversidad	Corto plazo	Regional	U.E, Gobierno Federal	Input	Publico	Horizontal
FS	Biodiversidad	Corto plazo	Local	ONG	Output	Privado	Focalizada
HMM	Belleza escénica	Corto plazo	Local	U.E, Gobierno Federal	Input	Publico	Focalizada
R-O GP	Biodiversidad	Corto plazo	Regional	U.E, Gobierno Federal	Output	Publico	Focalizada
EGME	Biodiversidad, Belleza escénica	Corto plazo	Regional	U.E, Gobierno Federal	Output	Publico	Focalizada
CDWP	Agua	Largo plazo	Regional	Domicilios privados, Compañías (Usuarios de agua)	Input	Ambos	Focalizada
KUNO	Biodiversidad	Corto plazo	Local	Gobierno Federal y Nacional	Input	Publico	Focalizada
MF	Carbono	Largo plazo	Regional	Domicilios privados, compañías	Input	Privado	Focalizada
NP	Biodiversidad	Largo plazo	Local	U.E, Gobierno Federal	Output	Publico	Focalizada
E-A B	Múltiples	Largo plazo	Regional	Gobierno Federal, Domicilios privados y compañías.	Input	Privado	Horizontal
DWF	Agua	Largo plazo	Nacional	Gobierno Nacional y Federal, Domicilios y compañías privadas.	Input	Privado	Focalizada
FS	Carbono	Largo plazo	Regional	Domicilios privados y compañías	Input	Privado	Horizontal

Fuente: Elaboración propia a partir de Sattler et al., (2013). Donde las identificaciones corresponden a: BM "Bee Meadows"; FS "Flourishing Steinburg"; HMM "Hilly Meadows Mittenwald", R-O GP "Result-Oriented Grassland payments"; EGME "Extensive Grassland Management Eifel"; CDWP "Collaborative For Drinking water protection"; MF "Moor Futures"; NP "Northeim project"; E-A B "Eco-Accounts Brandenburg"; DWF "Drinking Water Forest"; y FS "Forest Stock".

Al interpretar la Tabla 11 es importante tener en cuenta que todos los esquemas aquí descritos han sido catalogados como "exitosos" por expertos. De las doce experiencias alemanas se corrobora una tendencia ya discutida en este reporte: los pagos se establecen mayoritariamente en base a inputs (es decir, a partir de un uso de suelo y no de la medición del S.E). Se observa equidad en cuanto a las fuentes de financiamiento pública o privada y se corrobora la participación de los gobiernos como preponderante en los esquemas de PSE. En 9 de los 12 casos, la elección de los participantes fue focalizada, lo que es consecuente con la importancia que en general le otorgan los investigadores a un "targeting" adecuado hacia los proveedores de servicios.

Ya que son parte del mismo estudio, (Sattler et al., 2013) se quiere hacer una breve comparación entre las experiencias estadounidenses descrita en la Tabla 10, y las alemanas en

la Tabla 11, todas ya descritas previamente como “exitosas”, y se quiere hacer hincapié en ciertos hechos que a primera vista parecen contradictorios.

Al observar la Tabla 10 referente a esquemas realizados en EE.UU, la elección de proveedores no fue mayoritariamente focalizada, como si lo fue en Alemania (Tabla 11), las experiencias en EE.UU presentan predominancia del financiamiento privado y poca participación gubernamental, mientras que en Alemania el gobierno tiene mayor preponderancia y el financiamiento público o privado es casi equivalente. Estas contradicciones se subsanan si se tiene en cuenta la que parece ser una de las conclusiones más importantes de este reporte: el PSE es absolutamente contextual, no hay receta única y por lo tanto es esencial un acabado conocimiento de los aspectos ecológicos, sociales y económicos de la zona en que será establecido un PSE.

Francia (Perrot-Maître, 2006)

El caso Vittel en Francia es emblemático y se considera un “PSE puro” (acorde a la definición de Wunder). Vittel es una compañía embotelladora de agua que compensa a los agricultores por tomar mejores prácticas agrícolas con la finalidad de enfrentar riesgos de contaminación causada por nitratos en los acuíferos.

Reino Unido (Dobbs & Pretty, 2008; Defra UK, 2014)

En 1986 se lanzó en el Reino Unido el programa llamado “*The Environmentally Sensitive Areas*” (ESA) y fue el primer programa de PSE formalmente establecido en Europa. Posteriormente como complemento a ESA se estableció en 1991 el “*Countryside Stewardship Scheme*” (CSS). Ambos programas reciben fondos del Reino Unido y de la Unión Europea, y compensaron a los propietarios de predios agrícolas por servicios de belleza escénica y culturales (mantención de costumbres, arquitectura, entre otros del mundo rural) y conservación de la biodiversidad principalmente mediante la protección de hábitats. Los programas tuvieron altos niveles de participación, pero principalmente en sitios de agricultura poco intensiva. Desde 2003 tanto ESA como CSS comenzaron a ser reemplazados por nuevos programas.

Muestra de esto son los once programas pilotos desarrollados entre 2011 y 2013 impulsados por el Departamento para el Ambiente, el Alimento y Asuntos Rurales (“*Department for Environment, Food and Rural Affairs*”, Defra) con la intención de evaluar la aplicación práctica y desarrollar prueba de concepto para PSE. Dichos esquemas se desarrollaron en distintas zonas geográficas y comprendían distintos S.E, pero la gran mayoría fue evaluado positivamente y se les dio continuidad después de la fase de pilotaje.

4.5 Asia

En Asia se identificaron esquemas de PSE en China (ver Wunder et al., 2008 Kolinjivadi & Sunderland, 2012; y Schomers & Matzdorf, 2013), Vietnam (Kolinjivadi & Sunderland, 2012), Indonesia, Filipinas y Nepal (Schomers & Matzdorf, 2013).

China (Kolinjivadi & Sunderland, 2012).

El “*Sloping Land Conversion Program*” (SCLP) fue creado por el gobierno de China en 1999 en respuesta a la inundación generada por el río Yangtze en 1998, pues se reconoció la pérdida de servicios provenientes de bosques y pastizales ocasionada por las prácticas agrícolas en territorios de pendiente. El programa reemplazó los predios agrícolas por pastizales y bosques para disminuir la escorrentía y la erosión del suelo, y es compensado en efectivo y en

especies. Al igual que la experiencia de Vietnam, el programa de China es criticado por falta de voluntariedad argumentando que los agricultores participantes de los programas fueron forzados por los gobiernos de dichos países.

4.6 África

Se logró identificar esquemas de PSE en Sudáfrica (ver Turpie et al., 2008; Wunder et al., 2008), Zimbabwe (Frost & Bond, 2008; Wunder et al., 2008), Madagascar (Wendland et al., 2009), Uganda y Mozambique (Mahanty et al., 2013).

Sudáfrica (Turpie et al., 2008)

El “*Working for Water Programme*” (WfW) de Sudáfrica es usualmente citado como un ejemplo de PSE orientado a la reducción de la pobreza. Esto porque quienes reciben el pago no son los proveedores del servicio si no que personas sin empleos que limpian zonas riparianas y cuencas de plantas invasoras con la finalidad de restablecer regímenes de incendios naturales y proteger la biodiversidad para cuidar el recurso hídrico. Es financiado principalmente por instituciones que combaten la pobreza aunque también existen cargos a los usuarios de agua. Los beneficios hídricos mostrados por WfW han incitado a distintas municipalidades y compañías de servicios de agua a adoptar el WfW.

4.7 Esquemas entre países

RISEMP (Regional Silvopastoral Ecosystem Management Project)

Financiado por GEF e implementado por el Banco Mundial, el “*Regional Silvopastoral Ecosystem Management Project*” también reconocido como “Proyecto GEF-CATIE” fue establecido en Costa Rica (Esparza), Nicaragua (Matiguás-Río Blanco) y Colombia (Quindío) con el propósito de investigar como el PSE puede ser utilizado como una instrumento para fomentar prácticas silvopastoriles sustentables. Se basó en la idea que las prácticas silvopastoriles requieren gran inversión al inicio y toma largo tiempo antes que comiencen a ser rentables, lo que obstaculiza la adopción de mejores prácticas. Por tanto se sugirió el PSE como una forma de obtener recursos adicionales al inicio del desarrollo de prácticas silvopastoriles. Se consideraron solo servicios de beneficios globales (secuestro de carbono y biodiversidad) ya que GEF fue el organismo que financió el proyecto. Los contratos duraron cuatro años y los pagos se efectuaron basados en la medición de producción de los SS.EE (*output*).

Tabla 12. Resumen de diez experiencias internacionales de PSE.

Caso/País	SS.EE	Comprador	Vendedor	Acciones	Financiamiento	Diseño				Efectividad-Eficiencia	
						Intermediarios	Donantes	Monitoreo	Sanciones	Adicionalidad	Fuga
PSA, Costa Rica	R.H, Bd, S.C, B.E	FONAFIFO (agencia estatal)	Propietarios, comunidades	Conservación de bosques, plantaciones	Gobierno (impuesto usuarios)	SINAC, ONGs	GEF, Banco Mundial, KfW	Visitas, auditorías	Cancelación de pagos	Baja (tasas de deforestación no mejoraron debido al PSE)	Baja
Los Negros, Bolivia	R.H, Bd	Municipalidad Pampagrande, US Fish and Wildlife Service	Agricultores	Conservación de bosques y páramos	Usuarios, Municipalidad Pampagrande	ONG Fundación Natura	US Fish and Wildlife Service	Anual	Exclusión temporal del PSE	Baja (zonas de bajo riesgo ambiental)	Baja
Pimampiro, Ecuador	R.H	Usuarios de agua, Fondo de agua a través de intereses	Comunidad de Nueva América	Conservación de bosques y páramos	Tarifa cargada a usuarios (20% de sobrecargo en su consumo)	ONG CEDERNA	Fundación Inter-americana	Trimestral	Exclusión temporal o permanente del PSE	-	No hubo desplazamiento de la presiones sobre los servicios
PROFAFOR, Ecuador	S.C	Consortio eléctrico alemán FACE	Propietarios, comunidades	Reforestación, aforestación	Compensación emisiones de C de FACE	Compañía PROFAFOR	No hay	Al menos una inspección al año en los sitios	Retención de pagos, ha ocurrido cancelación de contratos	-	Baja
SLCP, China	R.H	Gobierno	Domicilios rurales	Abandono de prácticas agrícolas, reforestación, aforestación	Gobierno	-	No hay	Llevado a cabo principalmente por agentes comunales	Retención de los subsidios	Baja para reforestación	-
PSAH, México	R.H	CONAFOR (agencia forestal estatal)	Propietarios, comunidades	Conservación de bosques	Tarifa cargada a usuarios	Instituciones estatales	GEF	Uso de imágenes satelitales para chequear cobertura de bosques, inspección de sitios aleatoria	Cancelación de pagos	Baja (zonas de bajo riesgo ambiental)	-
Vittel, Francia	R.H	Vittel	Productores lácteos locales	Mejores prácticas agrícolas	Vittel	Agencia Agrivair	No hay	Inspección de sitios	-	Alta (mejoría calidad del agua)	Cero
WWF, Sudáfrica	R.H, Bd	Gobierno	-	Limpieza de plantas invasoras	Gobierno (85%) y usuarios de agua (15%)	-	No hay	Supervisado por WWF	-	Alta (mejoría escorrentía, puestos de trabajo para cesantes)	Cero
CAMPFIRE, Zimbabue	Bd, B.E	Operadores de safari	Comunidades	Conservación	-	Consejos de Distritos Rurales	USAID, NORAD, DFID	Seguimiento poblaciones animales, uso de imágenes satelitales	No hay	Alta (poblaciones animales incrementadas)	Baja debido a buena orientación de áreas seleccionadas (<i>targeting</i>)
RISEMP, Costa Rica, Nicaragua, Colombia	Bd, S.C	GEF	Propietarios agricultores, ganaderos	Cambio de prácticas silvopastoriles	GEF	ONG Nitaplan	No hay	-	-	Los pagos se realizan sobre provisión de los SS.EE por sobre la línea base, por lo tanto si hubo pagos hubo adicionalidad desde la perspectiva de los SS.EE	-

Donde R.H Recurso Hídrico; Bd Biodiversidad; S.C Secuestro de carbono; y B.E Belleza escénica.

Fuente: Elaboración propia a partir de Wunder et al., (2008); Asquith et al., (2008); Muñoz-Piña et al., (2008); Wunder & Albán, (2008); Kolinjivadi & Sunderland, (2012); Perrot-Maitre, (2006); Schomers & Marzdorf (2013); Frost & Bond, (2008); Turpie et al., (2008); Sánchez-Azofeifa et al. (2007) y Cerda, (2013).

5. Pago por Servicios Ecosistémicos en Chile

5.1 Estado de avance respecto a esquemas de PSE en Chile

Chile no ha estado exento a la tendencia al deterioro en la provisión de SS.EE que ha enfrentado el planeta en los últimos 40-50 años. Por ejemplo, durante las últimas décadas, el centro-sur de Chile ha tenido una serie de transformaciones de paisaje expresada en cambios del uso del suelo y con ello en la cobertura de bosques (Echeverría et al. 2006). Estos drásticos cambios y la intensa presión por el uso del territorio han convergido en la incompatibilidad entre el uso del paisaje y la calidad de diferentes bienes y servicios que proveen los ecosistemas (Little & Lara, 2010). Lo anterior como consecuencia de prácticas forestales inadecuadas, incendios, sustitución por plantaciones forestales de *Pinus radiata* o *Eucalyptus spp.* y habilitación agropecuaria (Lara et al., 2003; Echeverría et al., 2006). En este contexto, se ha observado un deterioro o una disminución en la oferta de algunos SS.EE, tales como diversidad biológica (Echeverría et al., 2006) y provisión de agua en calidad y cantidad (Oyarzún et al., 2007; Lara et al., 2009; Little & Lara, 2010).

Respecto del recurso hídrico, la estructura, funcionamiento y estado de conservación de una cuenca determinarán el bienestar logrado en cada una de las actividades que demandan los SS.EE., como por ejemplo, la disponibilidad de agua potable, producción de hidroelectricidad, salmonicultura, pesca recreativa (Lara et al., 2009), entre otros. El cambio de la oferta de los servicios ecosistémicos, como una consecuencia de diversos procesos de degradación y funcionamiento de las cuencas aún se presenta con poca claridad y por lo tanto, ha tenido escaso impacto en el desarrollo de políticas públicas (Locatelli & Vignola 2009; Little & Lara, 2010).

En el desarrollo de este reporte fue posible identificar oportunidades soslayadas (ver sección 5.2.3) en los organismos de gobierno, leyes y normas existentes para poder conservar y restaurar SS.EE. Sin embargo, para instaurar el PSE como un instrumento viable en Chile, es necesario avanzar al menos en dos ámbitos: el reconocimiento de los SS.EE desde la normativa chilena y la investigación científica asociada a identificarlos y esclarecer dónde y cómo son generados para entender su generación espacial y temporalmente.

En el ámbito normativo, un análisis general de las principales leyes relacionadas al medio ambiente en Chile, permite notar que escasean normativas que incentiven la conservación y protección los recursos naturales (Cabrera & Rojas, 2009). Más específicamente, en cuanto a servicios ecosistémicos solo existe una definición en la Ley sobre recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal. En dicho cuerpo legal se define a los servicios ecosistémicos (referidos como servicios ambientales en la ley), como *“aquellos que brindan los bosques nativos y las plantaciones que inciden directamente en la protección y mejoramiento del medio ambiente”*. Esta definición es la única existente en la legislación chilena y está claramente sesgada hacia ecosistemas de bosque, dejando de lado todos los bienes y servicios que brindan otros ecosistemas. Por tanto se puede decir que no existe ninguna acción por parte de la legislación que promueva la evaluación de los servicios ecosistémicos como fuente de bienestar para la sociedad: *“utilizando terminología económica, se puede decir que la legislación ambiental (referido a Chile) se ha concentrado mayoritariamente en evitar o reprimir las externalidades negativas sobre los recursos naturales, despreocupándose o haciéndolo sólo en una expresión mínima, respecto de situaciones que incentiven las*

externalidades positivas de los mismos” (Cabrera & Rojas, 2009).

Siendo este el alcance de la legislación en cuanto a SS.EE., no es de extrañar que no existan cuerpos legales que establezca las bases respecto al PSE. En Chile no existe una política articulada y sistemática que impulse este tipo de estrategias (Cabrera & Rojas, 2009), por lo que mientras no haya un reconocimiento y un marco normativo del PSE como alternativa a la conservación y mantención de SS.EE., la implementación de este tipo de estrategias se deberá a casos puntuales y no a un lineamiento a nivel país.

Lo anterior debiese cambiar en el corto plazo, pues en Chile se esperan avances respecto al reconocimiento formal de los S.E en algún cuerpo legal. Particularmente, en el marco del Proyecto de Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP)¹¹, se definen los servicios ecosistémicos como la *“contribución directa o indirecta de los ecosistemas al bienestar humano”* y establece como uno de los principios que rigen las políticas, normas, planes, programa o acciones relativa al proyecto de ley, el principio de valoración de los servicios ecosistémicos, estableciendo que la toma de decisiones respecto a la conservación de la biodiversidad debe incorporar la valoración de los S.E. El hecho de tener una definición de S.E en este Proyecto de Ley amplía el espectro de reconocimiento por parte del Estado de Chile hacia los servicios que brinda la naturaleza, pues ya no solo se reconocen los servicios asociados al sector forestal como es hasta hoy en día en el marco de Ley sobre recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal.

Ya con una definición clara y que incluye los servicios provistos por todos los ecosistemas del país, es posible pensar que se fomenten desde el gobierno iniciativas de PSE, lo que podría ser un impulsor de este tipo de estrategias en el país, pues ya ha sido discutido en este informe el importante rol que han cumplido distintos gobiernos o instituciones gubernamentales en la implementación de esquemas de PSE, principalmente como compradores de S.E o como intermediarios.

Tomando en consideración la única ley promulgada que tiene una definición de S.E en Chile, la ya mencionada Ley sobre recuperación de Bosque Nativo y Fomento Forestal, cabe señalar que esta se evalúa y puede ser modificada cada tres años, lo que permitiría generar un cuerpo legal más sólido al menos, en cuanto a SS.EE de bosques y plantaciones, y las estrategias afines a su conservación como el PSE.

Tanto Paraguay como Perú tienen legislación respecto a PSE, sin embargo no se logró encontrar ningún estudio que analizara como esto ha repercutido en la implementación de esquemas de PSE en esos países. Para el caso de Paraguay, la Ley relativa a PSE data de 2006, y el hecho de no encontrar literatura respecto a implementación de PSE en ese país a ya nueve años desde que fue promulgada la Ley, se puede suponer que el impacto de la Ley N° 3001 no va más allá del hecho de tener una definición formal para los servicios ecosistémicos. El caso de Perú es distinto, pues la Ley relativa a PSE de dicho país lleva solo un año en vigencia, por lo que aún falta tiempo para dilucidar el impacto que esto tendrá en la conservación de S.E en dicho país. Un seguimiento de la implementación de esquemas de PSE en Perú a partir de la instauración de la Ley N° 30215, podría entregar luces de lo que pueda ocurrir en Chile en caso que el Proyecto de Ley que crea el SBAP sea promulgada.

¹¹ <http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2014/06/ProyectoLeyServicioBiodiversidad.pdf>

En el ámbito de la investigación relacionada a SS.EE en Chile, como recopilación destaca un estudio de la consultora Cienciambiental Consultores S.A (2014) realizado para la Subsecretaría del Ministerio de Medio Ambiente, donde sistemáticamente se recopiló y evaluó la literatura referente a S.E en Chile. El estudio contempló el análisis de 105 documentos y entrega una acabada visión de la investigación desarrollada en Chile respecto a S.E.

Cienciambiental (2014) señala que de los 48 S.E descritos por CICES¹², 39 han sido abordados por estudios relacionados a S.E en Chile, siendo los servicios culturales (principalmente asociados a uso y experiencia con especies y paisajes) y los servicios de provisión (principalmente recurso hídrico) los más analizados en el país. Lara y sus colaboradores destacan la preponderancia de estudios centrados en los servicios provistos por bosque nativo y plantaciones (Lara y col., 2010), lo que es consecuente con la gran concentración de estudios desarrollados sobre el bosque valdiviano descrito por Cienciambiental (2014).

Respecto a la escala espacial, en Chile predominan los estudios a escala local (64%), y su distribución se focaliza mayoritariamente en la zona central (Región de Valparaíso y Región Metropolitana) y el bosque Valdiviano (Cienciambiental, 2014). Como contraparte, se establecen carencias en la investigación de S.E en los ecosistemas desérticos interiores (en menor medida la costa y el altiplano del norte de Chile), zonas montañosas a lo largo de Chile, el interior de la regiones del Maule y la Araucanía, y la Patagonia, donde solo destacan estudios en la cuenca del río Aysén, la isla Navarino y el parque Karukina (Cienciambiental, 2014).

En la zona norte del país, específicamente en la comuna de San Pedro de Atacama en la Región de Antofagasta, se desarrolla el Proyecto de Servicios Ecosistémicos (ProEcoServ)¹³, el cual es una continuación del proyecto “Bienestar Humano y Manejo Sustentable de los Ecosistemas”, ejecutado entre los años 2003 y 2005 por la ONG RIDES (Recursos e Investigación para el Desarrollo Sustentable), que permitió dar un diagnóstico de la situación actual sobre los servicios ecosistémicos en la comuna. ProEcoServ es la continuación del proyecto recientemente mencionado, está a cargo de GEF y tiene como principal objetivo “contribuir al manejo sustentable de los servicios que prestan los ecosistemas”. Basado en la información generada por el primer proyecto, ProEcoSev busca implementar medidas y herramientas en pos de la conservación del recurso hídrico y la biodiversidad principalmente, destacando la biodiversidad en términos de su vinculación con el turismo y la actividad agrícola en la zona.

FORECOS ha realizado investigación sobre servicios asociados a bosque nativo, financiado a través de la Iniciativa Científica Milenio por parte del Ministerio de Planificación (Nahuelhual et al., 2007). Por su parte, el Instituto Forestal (INFOR) también ha investigado respecto a los SS.EE provistos por bosque nativo financiado por el Ministerio de Agricultura y la Corporación Nacional de Fomento a la Producción (CORFO), destacando una iniciativa para provisión de agua potable en Ancud (Lara et al., 2010), sobre la cual se sigue trabajando hasta la fecha.

Otra experiencia a destacar es el Proyecto INNOVA CORFO en Mashue, donde un convenio entre el Comité de Agua Potable Rural (CAPR) Mashue (Región de los Ríos), el proyecto INNOVA Cuencas y dos empresas privadas firmaron un convenio para “promover el aseguramiento del agua en cantidad, calidad y continuidad de las cuencas de Higor y Aguas Buenas de la comunidad de Mashue” a través de un modelo de gestión de cuencas

¹² <http://cices.eu/>

¹³ <http://www.proecoserv.cl>

desarrollado en conjunto y que contempla un esquema de PSE de plazo indefinido (Cerda, 2013).

Desde la perspectiva de la investigación, se concluye que es necesario avanzar tanto en el conocimiento científico respecto a los SS.EE., como en la divulgación adecuada de este conocimiento incorporando enfoques de trabajo y metodologías transdisciplinarias (Little & Lara, 2010). Además es importante considerar que el capital humano de investigadores y expertos respecto a los S.E es escaso, existiendo solo seis autores que han publicado más de 5 artículos respecto a S.E, ocho tienen más de tres artículos ISI (Cerda, C. y Figueroa, E. de la Universidad de Chile; Nahuelhual, L., Lara, A., Oyarzún, C., y Nuñez, D. de la Universidad Austral; Vásquez, J. de la Universidad Católica del Norte; y Vásquez, F. de la Universidad de Concepción) (Cienciambiental, 2014). Se puede observar que la mayoría de los autores que más han publicado respecto a S.E en Chile desarrollan su trabajo principalmente en la zona centro-sur del país (Santiago para los investigadores de la U. de Chile, Valdivia los de la U. Austral y Concepción en el caso de la U. de Concepción), y solo uno de ellos se identifica con la zona norte del país. En esta misma línea, Cabrera et al., (2010), desarrollan un listado con las principales instituciones, investigadores y académicos que han trabajado el tema de PSE en Chile; en cuanto a valoración de SS.EE enlista las Universidades Austral de Chile, de Concepción, de Talca, de Chile y Católica de Chile además del Instituto Forestal INFOR (siendo su sede más septentrional en la ciudad de La Serena) y WWF Chile (sedes en Santiago y Valdivia). Todas instituciones con presencia en la zonas centro y sur del país. En cuanto al marco institucional o legislativo respecto a PSE, repiten las Universidades Austral de Chile, de Chile, el INFOR y se añade CONAF, la Fundación para la Innovación Agraria FIA (siendo de sus cinco sedes la más septentrional en Ovalle) y la desaparecida CONAMA. Finalmente, respecto a estudios conceptuales y análisis de experiencias, destacan nuevamente las Universidades Austral de Chile, de Chile, de Concepción además de INFOR.

Todo lo anterior, supone un mayor capital humano de trabajo en torno a los S.E en la zona centro-sur del país. No obstante es importante destacar el Centro de Estudios Avanzados en Zonas Árida (CEAZA) con sede en Coquimbo como una institución que puede liderar proyectos asociados a S.E en la zona norte de Chile.

Por último, más allá de la cantidad de proyectos de investigación realizados en el país, es prudente considerar en futuras investigaciones los llamados de alerta a la debilidad del contenido científico detrás de muchos esquemas de PSE (ver Naeem et al., 2015), existiendo carencias importantes en la demostración empírica del nexo entre las prácticas de manejo y sus implicancias sobre la provisión de S.E

Respecto al ámbito normativo, es de esperar que el Proyecto de Ley que crea el SBAP y que reconoce legalmente los S.E y su valoración como un principio para la conservación de la biodiversidad en Chile, sea un motor que fomente la aplicación de instrumentos apropiados para la conservación de la biodiversidad y los S.E, como puede ser el PSE.

5.2 Posibilidades de implementación de esquemas de PSE en Chile

5.2.1 Consideraciones generales.

Algunos aspectos sobre los cuales es necesario trabajar y que favorecerían la posibilidad de implementar esquemas de PSE en Chile son los siguientes:

- (a) Dar reconocimiento formal en un cuerpo de ley apropiado a los SS.EE. provistos por otros ecosistemas distintos a los forestales (Proyecto de Ley que crea el SBAP).
- (b) Fortalecer el traspaso de información entre la academia científica y el mundo político donde se toman las decisiones, así como la participación del mundo privado en la conservación de los ecosistemas del país.
- (c) Generar, fomentar, y fortalecer la planificación y el ordenamiento del territorio y coordinarlo con la gestión de recursos naturales.
- (d) Diseñar y definir criterios de equidad de distribución y acceso a los S.E, y la utilización de metodologías que fomenten la eficiencia (para ambos objetivos, se propone el “*targeting*” como una metodología apropiada).
- (e) Fomentar el espíritu participativo en la ciudadanía y comunidades, especialmente en el mundo rural donde hay mayor vínculo con los SS.EE.

Las recientes recomendaciones se entienden complejas y con implicancias más allá del PSE, y trabajar en ellas daría a Chile un salto cualitativo en su capacidad de implementar PSE y otros instrumentos gestión, conservación y manejo.

Debido a la naturaleza del PSE, se hace necesario para su implementación estar inmerso en el medio donde se desarrollaría el esquema, ya que los contextos político, económico, social y ambiental son de suma importancia para el diseño e implementación y para el éxito del programa. Aun comprendiendo esta idea del “caso a caso”, la revisión realizada en este informe permite concluir lo siguiente respecto a potenciales oferentes y demandantes de S.E en Chile: la provisión de S.E, y por tanto la posibilidad de desarrollar esquemas de PSE, se vincula más estrechamente (no exclusivamente) con medios rurales que urbanos, de aquí que en general los proveedores de S.E suelen ser agricultores, terratenientes individuales, comunidades poseedoras de tierra y comunidades indígenas. Respecto a los demandantes de S.E, en muchas iniciativas destaca la acción del gobierno como comprador de S.E, así como también el cobro directo a los usuarios. La especificidad de proveedores y demandantes depende de cada caso particular.

5.2.2 Pilotaje como punto de partida

El establecimiento de esquemas de PSE en Chile se puede considerar como reciente. Considerando esto, se propone comenzar con pilotajes y que su posterior evaluación lleve a la instauración del esquema propiamente tal (e.g Defra UK, 2014). De los pilotajes se pretende sacar conclusiones respecto situaciones muy importantes para los esquemas de PSE: la institucionalidad relacionada a los esquemas, la capacidad de monitoreo, la fiscalización del cumplimiento de contratos, entre otros.

Otra consideración importante respecto al poco tiempo que lleva este instrumento en Chile, es respecto a los S.E que pueden ser objeto de los pilotajes. Con la idea de trabajar sobre lo que ya existe (que no implica dejar de generar nuevos conocimientos) y considerando que la investigación desarrollada en el país es más extensa en servicios culturales y de provisión

(principalmente recursos hídricos) (Cienciambiental, 2014), se propone que los servicios de esta índole sean objeto de los pilotajes, pues hay una base de conocimiento contextualizado a Chile comparativamente mayor que con otro tipo de S.E.

El PSE propone obstáculos a superar cuando se intenta comunicar a quienes participarán del esquema en cualquiera de sus roles y los actores pueden ni siquiera conocer el concepto de SS.EE y su fundamento en el funcionamiento ecosistémico. Cerda (2013) considera que el PSE en Chile puede enfrentar el obstáculo de baja demanda por SS.EE ya que posiblemente los usuarios tendrían poca confianza en el mecanismo como para pagar por ellos, pues el nexo entre el uso de la tierra y la provisión de los SS.EE puede ser ambiguo o poco evidente. De los servicios seleccionados como más idóneos para el desarrollo de pilotajes (culturales y provisión, específicamente recursos hídricos), los servicios culturales encajarían más evidentemente en la consideración de Cerda (2013). Como contraparte, los servicios asociados al recurso hídrico pueden generar mayor acogida en los participantes de los pilotajes. El agua es un bien básico para las comunidades, y además tangible como para al menos, facilitar el proceso de entendimiento o la aceptación respecto a los SS.EE, como estos se generan, y posteriormente al PSE. Por lo tanto, como puntapié inicial para el desarrollo de pilotajes, se proponen como idóneos los servicios hídricos.

Es conocida la escasez hídrica en el norte de Chile, y además existe un proceso de desertificación documentado en la zona centro del país (Cerda, 2013). Esta línea argumentativa es otro fundamento para considerar los servicios hídricos como un buen punto de partida para el desarrollo de pilotos, de los cuales sacar lecciones para luego implementar esquemas destinados hacia otros servicios.

Lo anterior no implica que los servicios hídricos sean el único objeto de los pilotos de PSE. Wendland y colaboradores (2009) propone agrupar ("*bundling*") servicios hídricos a servicios asociados a la conservación de biodiversidad. Este agrupamiento (si bien se puede desarrollar en cualquier zona de Chile), puede tener especial impacto en la zona centro de Chile, que es considerada uno de los *hotspot* de biodiversidad en el planeta debido a su alto nivel de endemismo (Brooks et al., 2001) y coincide con ser la zona más densamente poblada y degradada del país. Esto es focalizar (*targeting*) el PSE desde la perspectiva del capital natural en términos de Hejnowicz et al., (2014), al desarrollar el PSE en una zona de condiciones ambientales deterioradas. Así mismo, los pilotajes propuestos pueden agrupar el servicio hídrico con cualquier otro atingente a la zona donde se desarrolla el esquema, como es el caso de ProEcoServ en San Pedro de Atacama, donde los servicios hídricos con analizados en conjunto con otras oportunidades como el ecoturismo.

Finalmente, como vimos recientemente basado en Cienciambiental (2014) y Cabrera y col. (2010), el mayor capital humano de expertos en el área de S.E se concentra en la zona centro-sur del país. Esto no implica que no sea posible desarrollar esquemas de PSE en la zona norte, pero siguiendo la idea de los pilotos y nuevamente trabajando sobre lo que ya existe, se considera que los pilotajes (como fase inicial en pos de instaurar el PSE en Chile), pueden darse más fácilmente en el centro y sur de Chile.

5.2.3 Lineamientos para aplicación de PSE y propuesta de oportunidades existentes en la institucionalidad chilena para el complemento a PSE

Considerando lo discutido en la sección 5.2.2, es que se propone que los intentos por implementar los pilotajes de PSE debieran comenzar con los servicios asociados al recurso hídrico, ya que puede llevar a una comunicación más efectiva hacia la gente que no está familiarizada con los S.E. A partir de ellos, se propone el agrupamiento con otros servicios, como pueden ser el secuestro de carbono, conservación de especies y mantención de hábitats, entre otros. Los servicios agrupados dependerían de cada caso particular. Se sigue a Cerda (2013) en su propuesta de implementación de PSE sobre el recurso hídrico. La idea esencial de esta propuesta es generar un “Fondo de Protección de Cuenca” enfocado en microcuencas del país (Cerda lo propone acotado a la ecoregión mediterránea del país pero no hay razón para pensar que sus planteamientos no se puedan aplicar en otras zonas) donde mediante el cobro de una tarifa adicional a los usuarios, comités de agua potable rural (CAPR) generen un ingreso extra para el desarrollo de planes de gestión y manejo de las microcuencas. La estructura de gobernanza (Vatn, 2010) que subyace a esta propuesta es esencialmente comunitaria. Esta estructura de gobernanza comunitaria, permite pensar en BLACSI como un buen protocolo investigativo en la fase previa al establecimiento de los esquemas, pues su enfoque es netamente comunitario y participativo, lo que contribuiría al empoderamiento de los CAPR. Por lo demás, los CAPR podrían verse beneficiados en cuanto a adquirir mayor credibilidad y mejorar su capacidad de gestión, enriqueciendo sus antecedentes para postular a proyectos como de protección ambiental (Cerda, 2013) u otros como los que serán propuestos más adelante en esta misma sección. El mismo trabajo propone un rol establece trece criterios para la selección y priorización de cuencas que pueden ser utilizados para la implementación de esquemas de PSE. Los criterios descritos son los siguientes:

1. Derechos de propiedad bien definidos.
2. Proveedores con disposición a participar.
3. Usuarios con disposición a participar.
4. Usuarios con capacidad de pago.
5. Disponibilidad de información.
6. Situación socioeconómica de los proveedores.
7. Número de comunidades y el tamaño de las mismas.
8. Existencia de actores que pueden poner en peligro un esquema de PSA.
9. Usuarios y proveedores organizados.
10. Conflictos entre los actores por el uso del agua.
11. Facilidad de recabar información hidrológica.
12. Volumen de agua superficial.
13. Tamaño de la cuenca.

Por motivos de extensión no se especifica información relevante a estos criterios. Se sugiere revisar Cerda (2013) para mayor detalle respecto a los criterios de selección.

Por otra parte, basado en la revisión teórica de literatura y de las experiencias internacionales de implementación de PSE, se ha observado lo complejo que es superar los costos de transacción y de oportunidad para que el PSE sea atractivo, siendo esencial la participación de intermediarios (ya se ha discutido su rol en estos esquemas), y recomendable la búsqueda donantes externos (por ejemplo GEF, ONGs internacionales, entre otros).

En esta misma línea y aprovechando la institucionalidad ya existente en Chile, se propone como complemento previo al PSE y particularmente en ecosistemas con cierto grado de degradación (como suelen ser los ecosistemas productivos agrícolas, ganaderos y forestales) la utilización de “Sistema de Incentivos para la Sustentabilidad Agroambiental de los Suelos Agropecuarios” administrado por INDAP y el SAG, y del “Fondo de conservación, recuperación y manejo sustentable del bosque nativo” establecido en la Ley N°20.283 del Ministerio de Agricultura denominada “Ley sobre recuperación del de Bosque Nativo y Fomento Forestal” (de aquí en adelante, “Ley de Bosque Nativo”) y su correspondiente Reglamento, y administrado en la mayoría de los casos por CONAF. Es importante aclarar que no se propone el uso de estos instrumentos como parte del PSE, si no como un complemento previo a la instauración del PSE, que puede mejorar ciertas condiciones en ambientes degradados para aumentar la posibilidad de ocurrencia de una provisión efectiva de S.E

Se reconoce la utilización de dichos fondos estatales como una doble oportunidad para el PSE: previo al PSE, permiten mejorar ambientes degradados y así aumentar las posibilidades de provisión de los servicios hídricos (cantidad y calidad de agua potable), considerando el vínculo entre bosques saludables, riberas cubiertas y cantidad y calidad de agua socialmente deseable. Una vez instaurado el PSE, la plantación establecida e infraestructura generada a partir del Fondo de la Ley de Bosque Nativo pueden indirectamente reducir los costos asociados a un PSE (ver Figura 5). Supongamos un escenario de PSE en que propietarios de ribera en una cuenca determinada, mantienen riberas forestadas en pos de mantener calidad de agua. Los propietarios además ofrecen servicios de ecoturismo. Previo al PSE, habían postulado colectivamente al Fondo de la Ley de Bosque, lo que les permitió mejorar la condición ambiental de su predio (e.g forestación en zonas degradadas) o construir senderos que son utilizados posteriormente en su oferta turística.

Entre las oportunidades reconocidas se encuentran:

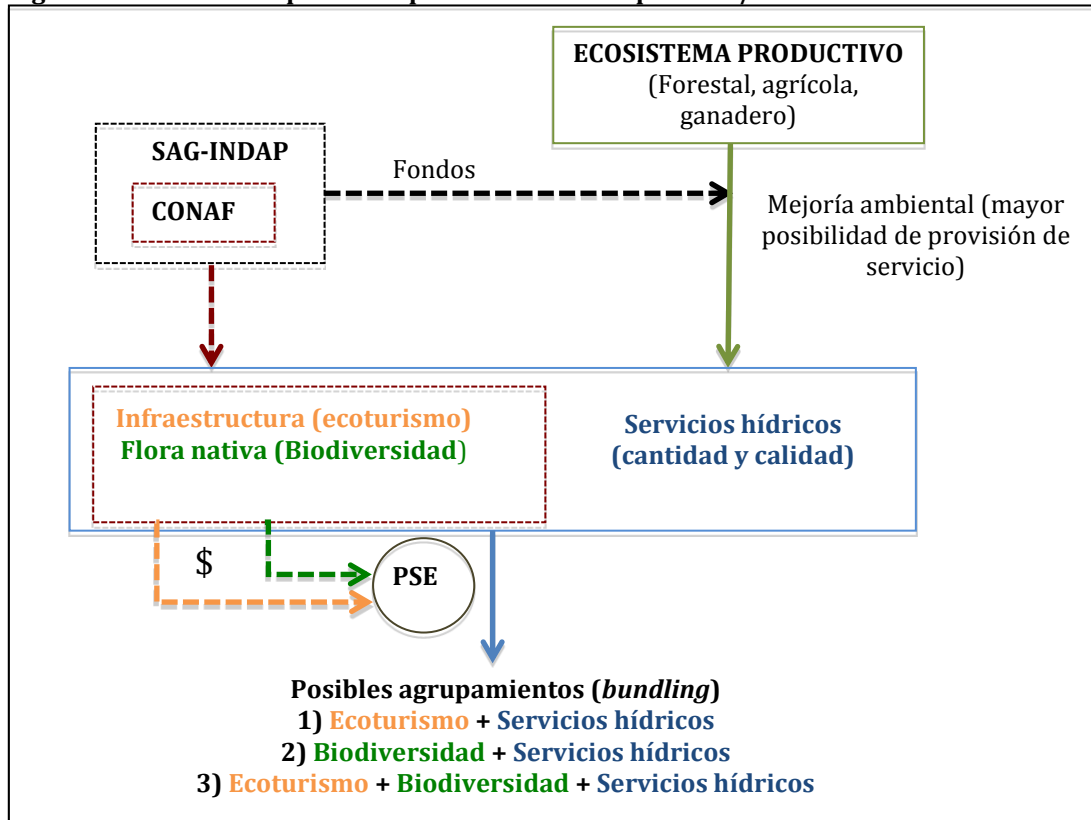
- 1) La Ley N° 20.283 del Ministerio de Agricultura y explicado en detalle en el Reglamento del Fondo de Conservación, Recuperación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo. En dicho reglamento, en su Artículo 3° del Título I se presentan las actividades silviculturales dirigidas a la obtención de productos no madereros bonificables por el Fondo. Dentro de las listadas, y como será explicado en la Tabla 12, son de interés los literales a), i), y j), que corresponden a “plantación suplementaria”, “Construcción de senderos para recreación y turismo” y “habilitación de áreas para recreación y turismo”. Los artículos 11, 12 y 13, Título III del mencionado reglamento, otorgan “variables de priorización” de los proyectos bonificables por el fondo. Se propone la postulación a este fondo como complemento previo al PSE, y como se puede apreciar en la Tabla 11, la plantación y la infraestructura adquirida a través del fondo serán “insumos” para la posterior aplicación del PSE, pues potencialmente pueden ser utilizados como servicios agrupados al servicio hídrico. Entre los servicios reconocidos que potencialmente podrían proveer los bosques o plantaciones riparianas se pueden mencionar la captación de nutrientes en ambientes agrícolas (mantiene calidad del agua evitando por ejemplo la eutrofización de las aguas), o la prevención de la erosión y la sedimentación (también manteniendo la calidad del agua al disminuir la tasa de ocurrencia dichos procesos físicos).

Tabla 12. Postulación al Fondo de Conservación, Recuperación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo como complemento previo al PSE.

Art.	Descripción	Literal	Viabilidad de la postulación
3	Establece las actividades silviculturales bonificables dirigidas a obtención de productos no madereros	a	Plantación suplementaria. Mejora las posibilidades de provisión de servicios hídricos. Además se sugiere utilizar flora nativa de la zona en cuestión por lo que se argumenta más abajo en esta tabla respecto del artículo 11 literal d).
		i	Construcción de senderos para recreación y turismo. Se propone que, cuando el caso lo permita, los PSE sobre servicios hídricos establecidos posterior a la utilización del Fondo sean agrupados (<i>bundling</i>) con servicios de ecoturismo, aprovechando la infraestructura entregada por el fondo y generando nuevos ingresos al PSE desde el turismo.
		j	Habilitación de áreas para recreación y turismo Se propone que, cuando el caso lo permita, los PSE sobre servicios hídricos establecido posterior a la utilización del Fondo sea agrupada (<i>bundling</i>) con servicios de ecoturismo, aprovechando la infraestructura entregada por el fondo y generando nuevos ingresos al PSE desde el turismo.
11	Prioriza proyectos en lo que refiere a los terrenos	d	Aporte a la conservación de la diversidad biológica del país. Se propone agrupar (<i>bundling</i>) los servicios hídricos con servicios de biodiversidad. La plantación suplementaria se podría realizar con fauna nativa de la zona en cuestión.
		e	Tipo de producción no maderera, relacionado con los literales a, i y j del artículo 3.
12	Prioriza proyectos en lo que refiere a los interesados	a	Otorga prioridad a pequeños propietarios forestales como suelen ser las comunidades más propicias al desarrollo de PSE (comunidades rurales, bajos costos de oportunidad).
		b	Otorga prioridad a los interesados pertenecientes a pueblos indígenas ya sea persona natural o a comunidades indígenas. Además otorga prioridad a pequeños propietarios incluyendo dentro de las variables de priorización la Ficha de Protección Social del Ministerio de Planificación y Cooperación y la naturaleza colectiva de la postulación . Existe un alto componente de etnias indígenas en las zonas centro y sur de Chile donde se propone enfocar la implementación de PSE.
13	Prioriza proyectos en lo que refiere a las características de éstos	a	Hace referencia al beneficio social, que se manifiesta en la adicionalidad que debiera generar el PSE, ya sea en términos de ingresos a los domicilios o algún otro factor.
		d	Dice “propuesta de actividades que sean secuenciales o complementarias con otras bonificadas ya por Ley”. En esta estrategia, la postulación a este fondo es complementaria a la postulación al Sistema de Incentivos para la Sustentabilidad Agroambiental de Suelos Agropecuarios.

La utilización del Sistema de Incentivos para la Sustentabilidad Agroambiental de los Suelos Agropecuarios establecido en la Ley N° 20.412 del Ministerio de Agricultura (2010), se propone con la finalidad de mejorar condiciones de ecosistemas degradados particularmente riberas de cauces de agua para mejorar las condiciones de generación de servicios hídricos específicamente en cuanto a la calidad de agua (secuestro de nutrientes, disminución de la erosión, y de la sedimentación de cursos acuáticos. la Ley N° 20.412 en su artículo 3 literal c) establece como actividad bonificable el “establecimiento de una cubierta vegetal en suelos descubiertos o con cobertura deteriorada”. El mismo artículo postula posteriormente que las actividades descritas en los literales a) b) c) y e) (siendo el c) el literal de interés en este caso) deben acreditar que la bonificación será utilizada para fines productivos. Se debe elegir para esta cobertura alguna especie que sirva como forrajeo para los animales para satisfacer la necesidad de tener un fin productivo, aunque también se puede seguir la línea argumentativa de que los SS.EE objeto del PSE tienen índole productivo pues se transa un servicio.

Figura 5. Modelo Conceptual: Acoplamiento Fondos públicos/PSE.



Fuente: Elaboración propia.

La propuesta de acople de los fondos en cuestión y el PSE requieren que la estrategia se lleve a cabo en un marco de cooperación público-privada, de participación que involucre a los CAPR, intermediarios apropiados, expertos en el diseño de los planes de gestión y manejo de las microcuencas como pueden ser universidades u ONGs, y todos los actores que sean relevantes para cada caso específico.

Por supuesto que la utilización de estos fondos no se recomienda para todos los potenciales casos de PSE. Debido al contenido de lo propuesto, se sugiere utilizar este acople fondos/PSE en los casos de ecosistemas degradados donde se necesite aumentar la posibilidad de ocurrencia del servicio, o aquellas zonas que tengan potencial turístico por el agrupamiento de servicios propuesto.

A pesar de la dificultad en establecerlo, el nexo entre bosques saludables y el recurso hídrico parece no tener mayor discusión. Sí la tiene el establecimiento de franjas riparianas (principalmente el ancho necesario para que la medida sea efectiva) como medida para mejorar la cantidad y calidad del recurso hídrico. Sin entrar en detalle en la discusión del impacto del establecimiento de franjas riparianas, es preciso señalar que la vegetación ripariana puede atrapar nutrientes y sedimentos provenientes de las laderas y reducir la erosión de las riberas fluviales (McKergow et al., 2003). Dichas comunidades (en el sentido ecológico) riparianas, han sido frecuentemente señaladas con un rol de piedra angular en el paisaje, debido a su alta diversidad estructural y composicional (Macdonald et al. 2004). Wang y colaboradores (2012) establecen que las franjas riparianas con vegetación son reconocidas

en general como un elemento importante en el manejo de agro-ecosistemas para reducir la entrega de contaminantes desde fuentes no fijas en tierras agrícolas.

Todo lo anterior se señala como oportunidades previas al PSE para aumentar las posibilidades de provisión de servicios hídricos en cantidad y calidad socialmente deseables, y en el caso del Fondo de la Ley de Bosque Nativo, se propone utilizar la infraestructura (ecoturismo) y las plantaciones (generadas a partir del fondo), como fuente de servicios que pueden ser agrupados al servicio hídrico objeto de los pilotajes de PSE.

Si suponemos como beneficiarios y pagadores directos a los usuarios de agua potable, y siendo “x” el monto a pagar para al menos cubrir los costos de transacción del programa y de oportunidad de los proveedores, los ingresos generados a partir de los cobros asociados al ecoturismo y de las posibles donaciones para protección de biodiversidad, se sumarían a los pagos de los usuarios siendo menor el costo que ellos tendrían que pagar por el servicio hídrico, obteniendo mejor calidad de agua a menor precio que sin el agrupamiento de servicios.

6. Consideraciones finales

Se comentó previamente que el PSE ha generado mucho debate en los últimos años. Ya sea por evaluar su aportación hacia la superación de la pobreza, la discusión respecto a la mercantilización de la naturaleza, o su real aporte al mejoramiento de las condiciones ambientales de una zona determinada. Lo cierto es que las bases de este instrumento fueron sentadas hace al menos 40 años, y desde ahí hasta hoy, se sigue considerando como un instrumento de conservación digna de análisis. Los programas agroambientales de Estados Unidos y Europa datan de la década de 1970 (Schomers & Matzdorf, 2013), y se encuentran entre los más exitosos del mundo, en el sentido que han tenido larga data y por tanto, mucho tiempo de evolución y de perfeccionamiento. Ejemplo del éxito de estos programas es el ya citado caso de Nueva York (ver Postel & Thompson, 2005), donde una mega ciudad obtiene la gran mayoría de su agua potable gracias a este tipo de esquemas. Por lo demás, existe evidencia concreta para suponer que el PSE se seguirá utilizando, especialmente como medida para la mantención de recursos hídricos, los cuales suelen considerarse en riesgo de escasear en gran parte del planeta. De acuerdo al reporte “*State of watersheds payments*”¹⁴ elaborado por Forest Trends’ Ecosystem Marketplace, en 2011 las transacciones por servicios hídricos superaron los 8 billones de dólares (2 billones de dólares más que en 2008), siendo China el país que más ha invertido en protección de cuencas y duplicándose el número de experiencias en el planeta entre 2008 y 2012.

Los programas de EE.UU. y Europa suelen quedar fuera de la discusión en la literatura relativa a PSE principalmente por diferencia de terminología, pues las publicaciones al respecto no suelen acuñarse bajo pago por servicios ecosistémicos (Schomers & Matzdorf, 2013). Análisis profundos de las experiencias de EE.UU. y Europa podrían entregar lecciones importantes a la hora de intentar implementar PSE en Chile.

De la revisión internacional, la lección más importante es que no hay fórmula secreta para el éxito de un PSE (ver Sattler et al., 2013 o las Tablas 10 y 11 de este informe y sus comentarios posteriores, donde se describen esquemas de PSE catalogados como “exitosos” y que dan cuenta de muchas diferencias en sus diseños). El contexto y un profundo conocimiento previo

¹⁴En línea: www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=9542§ion=news_articles&eod=1

de este, permitirán un diseño adecuado al área de interés. Contar con información previa respecto a los S.E del área de estudio (recordar consideraciones hechas respecto al capital humano en Chile y las zonas donde se concentran más expertos), la distribución y reconocimiento social de éstos, además de la forma en que estos servicios pueden ser valorados, resultan de extrema ayuda al momento de diseñar y de aplicar un mecanismo de PSE (Cerde, 2013).

Muchas de las experiencias internacionales analizadas han sido descritas como poco equitativas, o inefectivas, o ineficientes, o de baja adicionalidad. Por ejemplo el programa para el pago de servicios ambientales hidrológicos en México (Muñoz-Piña et al., 2008) se describe de baja adicionalidad porque los pagos se realizaron en zonas de bajo riesgo de deforestación. Situación similar ha sido descrita para el programa de pagos en Costa Rica (Sánchez-Azofeifa et al., 2007). Rico y col. (2011) establecen efectos equitativos dentro de un mismo grupo de actores involucrados en PSE, pero que aumentan las diferencias entre dos grupos distintos (ejidos y pobladores) en Chiapas, México.

Es importante considerar que es muy complejo que un esquema de PSE logre ser equitativo, efectivo en términos ambientales y eficientes en términos económicos. La aparición de *trade-offs* entre estas tres características deseables en un PSE es altamente probable. Es posible que un PSE con objetivos sociales y orientado hacia ayudar a una comunidad pobre, no sea efectiva ambientalmente puesto que el área ocupada por la comunidad no sea la más apta para la provisión del S.E en cuestión, o que sea económicamente ineficiente si es que la comunidad no es la que entrega el servicio a menores costos. De la revisión de experiencias internacionales, se puede concluir que el “*targeting*” aparece como una metodología ampliamente aceptada para hacer frente a estos “*trade-offs*”. Nuevamente se quiere destacar la importancia del contexto y se deben tener claros los objetivos que persigue el PSE que se quiere implementar, así, por medio de la focalización espacial y la focalización costo-beneficio, se puede buscar el escenario más compatible con los objetivos del esquema.

Considerando lo anterior, los escenarios “win-win” parecen poco probables en relación al PSE. Se debe ser realista con el verdadero alcance del PSE, y diseñarlo a partir de objetivos claros y un profundo conocimiento del contexto en que se inserta.

La escasez hídrica en Chile y el hecho que el recurso hídrico es más evidente que otros SS.EE. más complejos de comprender y comunicar a todas las personas, llevaron a proponer la realización de pilotos asociados a los servicios hídricos como estrategia de inicio para incentivar los esquemas de PSE en el país. Además las acciones necesarias para su cuidado también protegen otros servicios. Es aquí donde el agrupamiento (*bundling*) y el apilamiento (*stacking*) de servicios pasa a ser relevante, pues se conservaría el recurso hídrico y los otros que se agrupan, disminuyendo a su vez costos de transacción. Además de la crisis hídrica, la pérdida de biodiversidad en “*hotspots*” (como la zona centro del país) es otra realidad preocupante. Acoplar servicios hídricos con conservación de especies y servicios culturales relacionados al turismo, y así obtener financiamiento extra parece un buen punto de partida para microcuencas de la zona central.

Especial cuidado se debe tener con los posibles *trade-offs*, en el ámbito ambiental. Por ejemplo, si se recurriera a plantar especies exóticas en Chile para el cuidado del recurso hídrico, las ganancias en cuanto a la calidad o cantidad de agua, vienen acompañadas de pérdida de otros servicios como los asociados a biodiversidad, produciendo menor adicionalidad en términos ambientales. De la misma manera, y como ha ocurrido en China, la

protección de bosques para el secuestro de carbono generó que dicho país incrementara la importación de madera, de manera que la degradación ambiental es desplazada hacia otro lugar (país de procedencia de la madera) pero no atenuada,

Ya sea protegiendo o restaurando los bosques de una cuenca, o cambiando hacia prácticas productivas más sustentables un PSE baja el nivel de interferencia humana sobre el operar y el funcionamiento de los ecosistemas, de esta forma y siguiendo la lógica del modelo de cascada de Haines-Young & Potschin (2010), se estaría favoreciendo la provisión de SS.EE.

Para avanzar hacia una mejor gestión y protección de la biodiversidad, y hacer posible la aplicación de esquemas de PSE, se requiere llevar a cabo ciencia rigurosa, tanto natural como social (ver Naeem et al., 2015), seguir mejorando la institucionalidad ambiental, proceso que Chile está llevando a cabo intensamente en los últimos años, y buscar formas de transmitir de manera clara el mensaje hacia la ciudadanía, pues es principalmente en ambientes rurales donde se producen los SS.EE. y donde la gente se relaciona más directamente con los ecosistemas que los proveen. Entre los aspectos a trabajar en el país, especial atención debiera tener el darle un reconocimiento legal más importante y desarrollado que el existente hoy en día a los SS.EE., acotado exclusivamente al ámbito forestal. Es por esto que el Proyecto de Ley que crea el SBAP podría ayudar a difundir la concientización en relación a los beneficios que obtenemos de la naturaleza.

El ya citado reporte “*State of watersheds payments*” de Forest Trends’ Ecosystem Marketplace, concluye baja participación del sector privado en esquemas de PSE relacionados al agua, siendo gobiernos y ONGs los principales impulsores de estas iniciativas. Esto concuerda con lo discutido en este reporte respecto al bajo alcance práctico de la definición de PSE dada por Wunder (2005), y sugiere que la implementación de esquemas está más dada a surgir desde esfuerzos gubernamentales o civiles en el ámbito de las ONGs. Sin embargo, la importancia de las empresas privadas que suministran agua potable en Chile, sugiere como necesario el hacer el esfuerzo de hacerlos partícipes de estos esquemas, y potencialmente pueden verse interesados a participar siendo su principal activo el que se busca conservar. Posiblemente la iniciativa no partiría de ellos, pero con intermediarios adecuados y confiables se pueden crear las condiciones necesarias para su participación.

La implementación de estos esquemas se debe fundamentar en un ánimo de cooperación más que de competencia (ver Vatn et al., 2010) y no ser reducido solamente a una mera transacción. Por lo demás, una mirada puramente mercantilista, puede llevar a la pérdida de iniciativas conservacionistas que valoran la naturaleza *per se* (Cerdeña, 2013), de manera que servicios que tiendan a ser más ajenos a un mercado (como los culturales) pueden dejar de ser considerados.

Es preferible acoplar los esquemas de PSE a otras estrategias de manejo, u otras actividades como turismo, generación de capacidades, educación ambiental, etc. Los pagos en si tienden a ser insuficientes para convencer a los proveedores de su permanencia en los contratos, pero cuando el diseño y las interacciones entre las partes son las adecuadas, pueden generar estructuras sociales más sólidas y mayor organización a nivel local (ver Van de Sand 2012).

7. Referencias

1. Asquith N.M, Vargas, M.T., Wunder, S. 2008. Sellings two environmental services: In-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. *Ecological Economis* 65: 675-684.
2. Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., De Clerck, F., Gardner, T., Hall, J., Lara, A., Latterra, P., Peña-Claros, M., Silva Matos, D.M., Vogl, A.L., Romero Duque, L.P., Arreola, L.P., Caro-Borrero, A.P., Gallego, F., Jain, M., Little, C., de Oliveira Xavier, R., Paruelo, J.M., Peinado, J.E., Poorter, L., Ascarrunz, N., Correa, F., Cunha-Santino, M.B, Hernández-Sánchez, A.P, Vallejos, M. 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services* 2: 56-70.
3. Babcock, B.A., Lakshminarayan, P.G., Wu, J., Zilberman, D. 1997. Targeting tools for the purchase of environmental amenities. *Land Economics* 73(3): 325-339.
4. Brooks, T.M, Mittermeier, R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca, G., Rylands, A., Konstant, W., Flick, O., Pilgrim, J., Olsfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C., 2001. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16(4): 909-923.
5. Cabrera, J. & Rojas, Y. 2009. Pago por Servicios Ambientales: Conceptos y Aplicación en Chile. Instituto Forestal. Valdivia, Chile.
6. Cabrera, J., Gayoso, S., Cordero, D., Obreque, F., Vergara, G. 2010. El estado del arte del pago por servicios ambientales en Chile. Instituto Forestal – Chile (INFOR) ISBN: 978-956-318-024-4.
7. CAF-TNC. 2008. Conservando los servicios ambientales para la gente y la naturaleza. Corporación Andina de Fomento & The Nature Conservancy.
8. Cerda, C., 2013. Consultoría pago por servicios ambientales en el contexto del proyecto 84791: "Apoyo a la sociedad civil chilena para generar beneficios ambientales globales usando proyectos o micro iniciativas en la ecoregión mediterránea".
9. Cienciambiental Consultores S.A. 2014. Recopilación y Sistematización de Información relativa a Estudios de Evaluación, Mapeo y Valorización de Servicios Ecosistémicos en Chile.
10. Claasen, R., Cattaneo A., Johansson, R. 2008. Cost-effective design of agri-environmental payments programs: U.S. experience in theory and practice. *Ecological Economics* 65: 737-752.
11. Coase, R.H., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1-44.
12. Cooley, D. & Olander, L. 2011. Stacking Ecosystem Services Payments. Risks and Solutions. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions
13. Department for Environment, Food & Rural Affairs (Defra) UK. 2013. Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide.
14. Department for Environment, Food & Rural Affairs (Defra) UK. 2014. Defra payments for ecosystem services (PES) pilot projects: Review of key findings of rounds 1 and 2, 2011-2013.
15. Dobbs, T., & Pretty, J. 2008. Case study of agri-environmental payments: The United Kingdom. *Ecological Economics* 65: 765-775.
16. Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. 2006. *Biological Conservation* 130: 481-494.
17. Engel, S., & C. Palmer. 2008. Payments for environmental services as an alternative to logging under weak property rights: the case of Indonesia. *Ecological Economics* 65:799-809.
18. Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65: 663-674.
19. Evaluación Ecosistemas del Milenio. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Washington, DC: Island Press, 2005. [En línea] <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> [Revisado el 12 de junio de 2015].
20. Farley, J. & Constanza, R. 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 69: 2060-2068.
21. Forest Trends, The Katoomba Group & UNEP, 2008. Payments for Ecosystem Services: Getting Started: A Primer. ISBN: 978-92-807-2925-2.
22. Frost, P. & Bond, I. 2008. The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services. *Ecological Economics* 65: 776-787.
23. Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payments schemes. *Ecological Economics* 69: 1209-1218.

24. Grieg-Gran, M., Porras, I., Wunder, S. 2005. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development* 33 (9): 1511-1527.
25. Haines-Young, R., & Potschin, M. 2010. Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting. European Environment Agency.
26. Hejnovic, A., Raffaelli, D., Rudd, M. & White, P. 2014. Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programmes using a capital asset framework, *Ecosystem Services* 9: 83-97.
27. Kemkes, R.J., Farley, J., Koliba, C.J. 2010. Determining when payments are effective policy approach to ecosystem service provision. *Ecological Economics* 69: 2069-2074.
28. Kolinjivadi, V. K., and T. Sunderland. 2012. A review of two payment schemes for watershed services from China and Vietnam: the interface of government control and PES theory. *Ecology and Society* 17(4):10.
29. Kosoy, N., Martinez-Tuna, M., Muradian, R., Martinez-Alier, J., 2007. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics* 61: 446-455.
30. Kosoy, N., Corbera, E., Brown, K. 2009. Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, México. *Geoforum* 39: 2073-2083.
31. Kosoy, N., & Corbera, E., 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69: 1228-1236.
32. Kumar, P. 2005. Market for Ecosystem Services. International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg, Canadá.
33. Landell-Mills, N. & Porras, I. 2002. Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor. IIED, Londres.
34. Lapeyre, R., Hartanto, H., Pirard, R. 2015. Designing incentive agreements for conservation: an innovative approach. The Nature Conservancy (TNC), Jakarta, Indonesia. ISBN: 978-602-702662-9
35. Lara, A., Soto, D., Armesto, j., Donoso, P., Wernli, C., Nahuelhual, L., Squeo, F. eds. 2003. Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. 134 p. (Iniciativa Científica Milenio de Mideplan).
36. Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D., Donoso, P., Nahuelhual, L., Pino, M., Arismendi, I., 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest and Ecology Management* 258 (4): 415-424
37. Lara, A., Urrutia, R., Little, C., Martínez, A. 2010. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo* 47: 3-9.
38. Ministerio de Medio Ambiente. 2014. Ley N° 30215 de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos. Perú
39. Little, C. & Lara, A. 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémicos en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque* 31: 175-178.
40. Little, C. & Lara, A. 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque* 31(3): 175-178.
41. Locatelli, B. & Vignola, R. 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? *Forest Ecology and Management* 258(9): 1864-1870.
42. Lockie, S. 2013. Market instruments, ecosystem services, and property rights: Assumptions and conditions for sustained social and ecological benefits. *Land Use Policy* 31: 90-98.
43. Macdonald, E., Burgess, C., Scrimgeour, G., Boutin, S., Reedyk, S., Kotak, B. 2004. Should riparian buffers be part of forest management based on emulation of natural disturbance? *Forest Ecology and Management* 187: 185-196.
44. Mahanty, S., Suich, H., Tacconi, L. 2013. Access and benefits for environmental services and implications for REDD+: Lessons from seven PES schemes. *Land Use Policy*: 38-47.
45. McKergow, L. Weaver, D., Prosser, I., Grayson, R., Reed, A. 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology* 270: 253-272.
46. Muñoz-Piña, C., Guevara, Al., Torres, J.M., Braña, J., 2008. Paying for the hidrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65: 725-736.
47. Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N. 2010. Reconciling theory and practice: An alternative

- conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69: 1202-1208.
48. Neem, S., Ingram, J.C., Varga, A., Agardy, T., Barten, P., Bennet, G., Bloomgarden, E., Bremer, L.L., Burkill, P., Cattau, M., Ching, C., Colby, M., Cook, D.C., Constanza, R., DeClerck F., Freund, C., Gartner, T., Goldman-Benner, R., Gunderson, J., Jarrett, D., Kinzig, A.P., Kiss, A., Koontz, A., Kumar, P., Lasky, J.R., Masozera, M., Meyers, D., Milano, F., Naughton-Treves, L., Nichols, E., Olander, L., Olmsted, P., Perge, E., Perrings, C., Polasky, S., Potent, J., Prager, C., Quétier, F., Redford, K., Saterson, K., Thoumi, G., Vargas, M.T., Vickerman, S., Weisser, W., Wilkie, D., Wunder, S. 2015. Get the science right when paying for nature's services. *Science* 347(6227): 1206-1207.
 49. Nahuelhual, L., Donoso, P., Lara, A., Núñez, D., Oyarzún, C., y Neira, E. (2006). Valuing Ecosystem Services of Chilean Temperate Rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9: 481-499.
 50. Oyarzún, C., Aracena, C., Rutherford, P., Godoy, R., Deschrijver, A. 2007. Effects of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of southern Chile. *Water Air and Soil Pollution* 179(1-4): 341-350.
 51. Pagiola, S., Aracenas, A., Platais, G., 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. The World Bank, Washington, DC, USA.
 52. Perrot-Maitre, D. 2006. The Vittel payments for ecosystem services: a "perfect" PES case?. International Institute for Environment and Development (iied) – Department for International Development (DFID).
 53. Postel, S. & Thompson, B. 2005. Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum* 29: 98-108.
 54. Rico, L., Ruiz, M., Reyes, F., Barrasa, S., Contreras, E. 2011. Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a biosphere reserve in Chiapas, México. *Ecological Economics* 70: 2361-2368.
 55. Rudd, M.A. 2000. Live long and prosper: collective action, social capital and social visión. *Ecol. Econ.* 34: 131-144
 56. Sánchez-Azofeifa, G.A, Pfaff, A., Boomhower, J.P., 2007. Costa Rica's payment for environmental services program: intention, implementation, and impact. *Conservation Biology* 21: 1165-1173.
 57. Sattler, C., Trampnau, S., Schomers, S., Meyer, C., Matzdorf, B., 2013. Multi-classification of payments for ecosystem services: How do classification characteristics relate to overall PES success? *Ecosystem Services* 6: 2-11.
 58. Sattler, C. & Matzdorf, B. 2013. PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice— Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services* 6: 2-11.
 59. Schomers, S. & Matzdorf, B. 2013. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services* 6: 16-30.
 60. Somerville, M.M, Jones, J.P.G, Milner-Gulland, E.J. 2009. A revised conceptual framework for payments for environmental services. *Ecology and Society* 14(2):34.
 61. Swallow, B. M., Kallesoe, M. F., Iftikhar, U. A., van Noordwijk, M., Bracer, C., Scherr, S. J., Raju, K. V., Poats, S. V., Kumar Duraippah A., Ochieng, B. O., Mallee, H., Rumley, R. 2009. Compensation and rewards for environmental services in the developing world: framing pan-tropical analysis and comparison. *Ecology and Society* 14(2): 26.
 62. Turpie, J.K., Marais, C., Bignaut, J.N. 2008. The working for water programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. *Ecological Economics*: 788-798.
 63. Van de Sand, I., 2102. Payments for ecosystem services in the context of adaptation to climate change. *Ecology and Society* 17(1):11.
 64. Van Hecken & Bastiaensen. 2010. Payments for ecosystem services in Nicaragua: do market-based approaches work? *Development and Change* 41: 421-444.
 65. Vatn, A. 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69: 1245-1252.
 66. Wang, L., Duggin, J., Nie, D. 2012. Nitrate-nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal area near Armidale, NSW Australia. *Journal of Environmental Management* 99:1-9.

67. Wendland, KJ, Honzák, M., Portela, R., Vitale, B. (2009). Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecological Economics*. Artículo en prensa, doi:10.1016/j.ecolecon.2009.01.002
68. Wunder, S. 2005. Payments for environmental services: Some nuts and bolts. Center for International Forestry Research. Jakarta, Indonesia. pp: 1-22.
69. Wunder, S. 2008. Necessary Conditions for Ecosystem Service Payments [En línea] <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.205.9159&rep=rep1&type=pdf> [Revisado el 10 de junio de 2015].
70. Wunder, S. 2008. Payment for environmental services and poor: concepts and preliminary evidence. *Environ. Dev. Econ.* 13: 279-297
71. Wunder, S. & Albán, M. 2008. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* 65: 685-698.
72. Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S. 2008. Tacking a stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65: 834-852.
73. Wunder, S. 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecol. Econ.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
74. Wünscher, T., Engel, S., Wunder, S. Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. *Ecological Economics* 65: 822-833.