

Evaluación de la efectividad de pagos para servicios ambientales en las cuencas hidrológicas.

Sylvia S. Tognetti¹, Guillermo Mendoza, Douglas Southgate, Bruce Aylward, and Luis Garcia

Para presentación al Tercer Congreso Latinoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Foro Regional sobre Sistemas de Pago por Servicios Ambientales

Arequipa, Perú, 09-12 Junio 2003

1 Introducción

Hay un incremento en el interés de organizaciones de conservación y desarrollo en las iniciativas para implementar convenios de pago por servicios ambientales derivados del funcionamiento del sistema hidrológico. Los motivos principales han sido crear sistemas de pagos a agricultores para alcanzar los objetivos de conservación, contribuir al alivio de la pobreza mediante la creación de incentivos económicos para dicha conservación, y reducir la disparidad entre costos y beneficios de las acciones de manejo necesarias para producir servicios de ecosistemas. La disponibilidad de pago por servicios de cuencas hidrológicas ha sido conducida por una creciente percepción de amenazas a su provisión continua y al reconocimiento de las limitaciones de regulaciones cuando no hay suficientes incentivos económicos. Una reciente revisión del IIED identificó 287 iniciativas de pagos por servicios de ecosistema, de las cuales 61 son por servicios de cuencas hidrológicas, y la mayoría de las cuales están en una fase inicial o de planeamiento (Landell-Mills and Porras 2002). La clave del pago de estos servicios han incluido: aseguramiento de flujos regulares de agua, protección de calidad del agua, y control de la sedimentación.

Aunque critico al establecimiento de convenios de pago, la asesoría de diferentes aspectos de la efectividad en las acciones tomadas para asegurar su entrega, ha recibido mucha menos atención en las iniciativas de pago por servicios. Estas se han enfocado primordialmente en la identificación de compradores potenciales y de sistemas de recaudación de pagos (Pagiola, Landell-Mills et al. 2002). Sin embargo, en el sentido de que estos servicios tienen características de propiedad común, la disposición de pago depende de que exista confianza en la eficacia de las acciones que se llevan a cabo para asegurar la entrega y al acceso continuo de estos bienes y servicios a los consumidores. Los aspectos claves de eficacia son:

- La integridad de las funciones de los ecosistemas que mantienen la provisión del servicio,
- Instituciones eficaces que aseguren la provisión de los servicios, y
- Si los impactos biofísicos son económicamente significantes a la escala de interés,

todos los cuales, muchas veces, son asumidos y no asesorados.

Dada la complejidad y variabilidad natural de factores inter-dependientes y específicos de sitio que determinan finalmente los resultados, y la imposibilidad de obtener información completa, estos factores son inherentemente inciertos. Los mecanismos de mercado, por otro lado, tienden a ser más efectivos cuando el nivel de incertidumbre es bajo, porque a los compradores les gusta saber si recibirán aquello por lo que están pagando. Una determinación precisa de los costos y beneficios y su distribución para propuestas de establecimiento de valores en el mercado, presume la habilidad para relacionar acciones y resultados, tanto como esta pueda ser demostrada. Volviendo la incertidumbre explícita puede ser mucho más difícil vender, pero es crítico para manejar las expectativas del comprador y mantener su cooperación por largo tiempo.

¹ Consultora Independiente, Banco Mundial, para el proyecto "Establecimiento de una guía para la evaluación de las opciones de manejo de cuencas hidrográficas" financiado por el Gobierno de Holanda por medio del Bank-Netherlands Watershed Partnership Program (BNWPP); stognetti@mindspring.com

Un desafío clave, entonces, es desarrollar un proceso de asesoramiento específico al sitio en apoyo de las iniciativas de pago por servicios de ecosistemas. Los propósitos específicos de la evaluación deberían ser:

- Identificar, medir y priorizar los servicios de ecosistema de la cuenca hidrológica,
- apoyar el desarrollo de convenios institucionales equitativos que aseguren acceso a beneficios a los que pagan los costos de provisión de servicios, y
- monitorear la implementación para determinar si los objetivos se logran.

En ausencia de un proceso de evaluación transparente e independiente, las iniciativas son muchas veces basadas en mitos sobre las relaciones entre la tierra y el agua, que pueden conducir a soluciones inapropiadas que a veces exacerbaban el problema, y también, culpan a las poblaciones marginales de áreas remotas del curso superior de la cuenca. Estos mitos tienen tres categorías generales:

- Generalizaciones inapropiadas de un lugar a otro, y en particular la aplicación del conocimiento de zonas templadas a zonas tropicales.
- Mitos sobre los recursos forestales y el agua – Ej., Que los recursos forestales reducen significativamente o impiden daños en caso de inundación, y aumentan los flujos en la estación seca. Esto depende no solamente de la presencia de los recursos forestales, sino también de la escala en la cual los impactos pueden ser detectados y de numerosos factores sitio específicos, que determinan niveles de infiltración y de evapotranspiración, y por ende cantidad de agua disponible al caudal. Por ejemplo, un suelo compactado como resultado de anteriores prácticas de manejo, la presencia de caminos, y otras formas de construcción características del desarrollo, puedan afectar los patrones de drenaje de maneras desproporcionadas. Otro ejemplo son los bosques que pueden reducir significativamente las inundaciones en el sitio de interés, pero que tienen reducido impacto aguas abajo en el curso inferior del río, que recibe escurrimiento de varias fuentes pero con mayor variabilidad en el tiempo de llegada. Mitos sobre la erosión – que las medidas de conservación de la tierra, particularmente en áreas limitadas de una cuenca hidrológica, tendrán impactos que se puedan medir en cuanto a la reducción de sedimentos a larga escala y en regiones donde el porcentaje natural de erosión es alto. Por ejemplo, la modificación de usos de la tierra en áreas donde la erosión es naturalmente alta no impedirá la sedimentación de las represas.

Igualmente engañosa es la percepción que la ciencia pueda proveer con certeza, aunque permita una mejor aproximación a la magnitud y dirección de los impactos, monitoreo, la toma de decisiones más informadas. Dada la complejidad y la incertidumbre, no se puede totalmente evitar los mitos, pero, se debe continuamente preguntar si son siempre útiles y relevantes en un contexto particular. Una aproximación más constructiva sería el desarrollo de escenarios que, como los mitos, pueden ser usados para “empaquetar” cantidades enormes de información sobre problemas complejos en textos que sean comprensibles para los interesados y que les permitan ser más conscientes de la incertidumbre, como lo hacen con las predicciones meteorológicas.

Este texto presenta una vista general del borrador de una guía para la evaluación que se prepara en apoyo del desarrollo de convenios de pago, e identifica los tipos de información que se necesitan para seleccionar un método apropiado, con énfasis especial en la identificación y medición de servicios de ecosistemas. Un segundo propósito en esta presentación es obtener retroalimentación para asegurar que el producto final sea relevante a las necesidades de los usuarios.

2 Información Prioritaria

La asesoría trata información de relevancia para la evaluación de intercambios y toma de decisiones. El manejo de mucha más información no es necesariamente mejor, y puede empeorar la situación al proveer una ilusión de que el problema es comprendido y de que puede ser adecuadamente tratado (White 1996). Muchas veces, se puede recoger una cantidad interminable de datos sobre aspectos técnicos estrechos de un problema, cuando, lo que se necesita es estar

conciente de los aspectos que son pasados por alto completamente, en particular las fuentes de incertidumbre. En esta sección, proveemos una estructura para la asesoría, de sitios específicos en cuyo contexto se identifican varias categorías necesarias de información, y se discute su relevancia para la toma de decisiones. Algunas reglas generales y un mayor detalle en la aproximación metodológica asociada a la recolección de datos necesarios puede encontrarse en el borrador completo de esta guía.

2.1 Identificación y medición de Servicios de Cuencas Hidrológicas

Los servicios de cuencas hidrológicas son un producto de los procesos de ecosistema o del funcionamiento a través del cual son mantenidos. Estos procesos pueden incluir elementos en el contexto del paisaje físico, como el clima y el uso de la tierra en la parte alta de la cuenca, que puede aumentar o interferir con los flujos naturales de agua y sedimentos. Sin embargo, estos no pueden ser considerados “servicios” a menos que también tengan significado económico para las partes interesadas. La importancia económica de las funciones del ecosistema, y las consecuencias de cambio, dependerá también de su magnitud, la escala en la cual tienen significado, y los usos de la tierra en la parte baja de la cuenca que depende de estas corrientes naturales y que están dentro de la escala relevante (Aylward 2002). Por ejemplo, como se mencionó, la deforestación puede ser asociada con inundaciones en un área localizada, pero pueden no ser detectados estos impactos sobre los niveles de agua a partir de cierta distancia río abajo. Entonces, no se puede evaluar solamente desde un punto de vista abstracto y biofísico, sin una referencia del contexto social, a través de los cuales ellos son valorados (Geores 1996).

Aunque los servicios necesitan ser definidos en un contexto sitio específico, generalmente pueden ser clasificados en dos categorías generales, las cuales proveen flujos directos e indirectos con beneficios a los humanos. Tipos específicos de servicios incluyen:

- provisión de agua para:
 - usos consuntivos (agua potable, uso doméstico, agricultura e algunos usos industriales);
 - usos no consuntivos (generación de energía hidroeléctrica, refrigeración y navegación);
- Regulación de corrientes y filtración – por Ej., mantener la calidad del agua, almacenamiento de agua que puede amortiguar los flujos de inundación y de sequía, control de erosión y sedimentación, control del nivel freático que trae salinidad a la superficie, mantenimiento de humedales, pesquería, hábitat riberino, hábitat salvaje para la caza y aves migratorias, áreas de cultivo de arroz, y la fertilización de zonas inundables. Los regímenes de corrientes naturales también son elementos importantes en el desarrollo de manglares y en el mantenimiento de estuarios y de la zona costera, los cuales son un hábitat crítico tanto para la pesca como para otro tipo de vida marina. El transporte de gastos naturales de sedimentos también protege las zonas costeras y riberas, reemplazando material erosionado, el cual frecuentemente es retenido por represas.
- Servicios culturales (recreación, turismo, valores de existencia); y
- Un seguro contra efectos inciertos de cambio de las condiciones del ecosistema a través del mantenimiento de regímenes naturales de caudal y de crecida, i.e., apoyar la adaptabilidad del ecosistema cuando la tolerancia ante un cambio es incierta.

2.1.1 Balance de Agua como un marco para la investigación

La estimación del balance de agua (referente al cambio en el almacenamiento de agua en una cuenca hidrológica) complementado con una contabilidad de las necesidades y los usos, nos da un buen punto de partida para la asesoría de las funciones del ecosistema relacionadas con los servicios de agua dulce. Este balance y contabilidad de uso puede servir de índice del manejo del recurso así como revelar el grado en el que el agua es un factor escaso durante los períodos secos. Esto puede, en seguida, ayudar en la estimación de la demanda y lo que los usuarios están dispuestos a pagar por servicios específicos asociados con su provisión, y en la identificación de las áreas prioritarias para la implementación de prácticas de conservación.

Es importante conocer la variabilidad en el balance de agua, pero, la habilidad para recolectar información cuantitativa sobre la variación en un período corto está más bien determinada por la suerte. Sin embargo, se puede complementar con datos cualitativos sobre el conocimiento local que se pueden obtener mediante entrevistas con usuarios, y a través del conocimiento de cuencas similares. Por medio del monitoreo, se mejora este conocimiento a través del tiempo.

El balance de agua es esencialmente el resultado de sustraer las estimaciones de escurrimiento, evapotranspiración actual, y pérdidas debidas a acuíferos profundos, de la precipitación total:

$$\Delta S = P - Q - AET - G \quad (1)$$

Donde S es el cambio en el almacenamiento, P es la precipitación, Q es el escurrimiento, AET es la evapotranspiración, y G es la pérdida debida a acuíferos profundos que no contribuyen al caudal del río. La información elemental requerida para calcular el balance de agua, es:

- La precipitación neta, es similar a la lluvia pero considera las ganancias o pérdidas por interceptación y condensación de agua en bosques nubosos. Dada la variabilidad espacial y temporal de la lluvia, la calidad de medidas de precipitación directa dependerá tanto de la colocación de estaciones pluviométricas como del período de tiempo en el cual se recolecte la información. La interceptación por bosques nubosos es difícil de medir y se aproximan basándose en diferencias de precipitaciones mediadas dentro y fuera del bosque. Sin embargo, estas aproximaciones usualmente no consideran fuentes de variación como la localización de laderas en relación con los vientos (los cuales afectan a la cantidad de humedad capturada de las nubes) y la intensidad de las tormentas (las cuales afectan la cantidad de precipitación interceptada y recolectada por las copas de los árboles). Las ganancias netas de precipitación también varían de acuerdo a la estación y son mayores durante la estación seca (Bruijnzeel 2001).
- Evapotranspiración Actual (AET) – esta variable también depende de numerosos factores que incluyen: precipitación, temperatura, radiación solar, tipo de suelo, drenaje, viento, copa de los árboles, interceptación del sotobosque, tipo de vegetación y madurez de la misma, y cambio del uso de la tierra. También es importante contabilizar la variabilidad de estación, así como delimitar zonas importantes contribuyentes a diferencias en evapotranspiración. Este último punto es central en la identificación de acciones efectivas de manejo. Las medidas usadas para estimar la AET son:
 - El suministro total de energía y agua, de acuerdo a la estación, lo que pone marca en los límites externos;
 - La evapotranspiración potencial, que puede ser estimada sobre a base de datos de referencias de evapotranspiración que se ajustan a los efectos de vegetación, usando coeficientes de cosecha – reglas generales de valores existen, pero los datos existentes sobre forestas tropicales son escasos.
 - La capacidad del suelo para almacenar agua, y el acceso que tienen las plantas a ésta, es la fuente clave de variación en la AET. Ésto depende de si los suelos son superficiales o profundos, y de si la vegetación tiene raíces profundas o no. La capacidad de agua disponible en el suelo puede ser estimada en base a la profundidad de la zona de arraigamiento y de la porosidad del suelo, que proveen de la literatura con promedios por tipos de especies, biomas, y tipos de suelo (Canadell, Jackson et al. 1996; Neitsch, Arnold et al. 2001). Una regla general es que el cambio en el uso de la tierra tendrá un impacto mayor en el balance de agua donde hay suelo profundo porque la deforestación tiende a reducir la zona de arraigamiento y también degenera la estructura del suelo, reduciendo la porosidad.

El presupuesto mensual de agua de suelo, junto con los datos de precipitación, precipitación neta, y evapotranspiración potencial, pueden ser usados para estimar la AET estacional, usando el método Thornwaite-Mather (Thornwaite and Mather 1957) para el presupuesto de agua de suelo. Dado que las conjeturas sirven para ayudar en la simplificación, este modelo puede resultar en

sobreestimaciones de la AET pero es útil para comparar opciones de manejo. La AET de toda la cuenca puede ser estimada usando datos de flujo y datos de precipitación para comparar las diferencias entre el almacenamiento y la precipitación neta.

El mayor obstáculo para determinar la AET es la dificultad para obtener datos de sitio específico sobre uso y cobertura de la tierra que reflejan generalmente la significativa heterogeneidad generalmente encontrada en un paisaje. Muchos de estos rasgos operan al nivel de laderas individuales, y pueden ser difíciles de distinguir incluso con tecnología de satélite. Por ejemplo, las características de estrechas zonas ribereñas estrechas pueden tener efectos hidrológicos desproporcionados al área que ocupan. Algunas características de los bosques, como la altura de los árboles, pueden ser difíciles de medir en los sitios donde hay alta densidad de copa.

Sin embargo, las nuevas tecnologías de sensor remoto como Lidar (detección de luz y clasificación) están empezando a ser aplicadas en el desarrollo de contornos más detallados de las estructuras características de los bosques, y su uso operacional llega a ser más factible. Lidar puede detectar la estructura vertical del bosque, mediante la medición del tiempo que requiere un rayo láser para realizar el viaje de ida y vuelta entre el sensor y el objetivo cuando es reflejado desde la copa y la superficie. La mayoría de trabajos en este campo están basados en datos de sensores colocados en aviones pero se esperan datos producidos por satélites con cobertura global (de la misión *Vegetation Canopy Lidar*, misión VCL de la NASA), aún sin fecha determinada. Se espera que la misión VCL provea datos globales sobre topografía, altura de copas, y también componentes de las superficies de las copas (i.e., follaje y ramas), que pueden ser usados en modelos para inferir otras características forestales como fases sucesivas, composición de especies, biomasa, y patrones espaciales de topografía y altura de copas (Dubayah and Drake). Los datos de Lidar ya han demostrado habilidad para proveer estimaciones precisas de reservas de carbono en la foresta tropical La Selva (Drake, Dubayah et al. submitted manuscript). Permitiendo una mejor delineación de parcelas con características distintivas se espera reduzcan en forma significativa incertidumbre en los modelos de proceso de cuencas hidrológicas, y por último, las relaciones entre la tierra y el agua.

Muchos estudios sobre hidrología asumen que las pérdidas netas del balance de agua por infiltración profunda son minúsculas. Ésta es usualmente una conjetura razonable en la parte alta de la cuenca. Algunos indicadores que pueden ser usados para verificar con facilidad esto son:

- (i) Influencia del flujo del caudal, i.e., los flujos se incrementan durante su recorrido hacia la parte baja de la cuenca, después de considerar las extracciones; y
- (ii) Los niveles de agua en posibles pozos al alrededor no están significativamente por debajo del nivel del río.

Sin embargo, es extremadamente difícil cuantificar los impactos del uso de la tierra en la parte alta de la cuenca sobre la recarga de acuíferas en las reservas acuíferas en la parte baja de dicha cuenca sin investigaciones de campo y modelos. Es también difícil monitorear el uso del agua de pozos, debido a la falta de regulaciones de aguas subterráneas y formas de hacer cumplir estas leyes en la mayor parte del mundo, y desarrollar presupuestos de aguas profundas.

Los datos sobre flujo de la cuenca pueden ser usados para desarrollar curvas de duración caudal y determinar índices de sequedad de la misma (Farmer, Sivapalan et al. 2003). Los cambios en estas curvas pueden proveer indicios sobre las consecuencias de cambios en las prácticas de manejo. Las cuencas más áridas tienen generalmente curvas empinadas y entonces, una capacidad mucho más limitada para mantener los flujos en la estación seca. Sin embargo, las excepciones pueden encontrarse en cuencas hidrológicas específicas, donde el agua es almacenada en roca quebrada, que limita el acceso a la vegetación, o donde hay suelos profundos, y vegetación arraigada mediana o superficialmente, que minimiza la pérdida por evapotranspiración.

No es un mito que los bosques mejoren la permeabilidad del suelo, aumentando la cantidad de agua que este pueda almacenar. El mito es que las ganancias de infiltraciones adicionales de agua son disponibles al caudal del río. Es más probable que el bosque mismo transpire mucho de esta agua a menos que flujo pueda establecerse más allá del alcance de las raíces, como en roca quebrada o

suelos profundos y permeables (Bond, Jones et al. 2002). El almacenamiento y el flujo de agua de humedales también dependen de procesos de sitio específico (Convención Ramsar 2002).

2.1.2 Significado de los impactos y Beneficios

El balance de agua y las curvas de duración de la corriente pueden entonces ser usadas en modelos de proceso para determinar la importancia de los servicios particulares que proveen procesos para las cuencas hidrológicas. Esto requiere:

- la identificación de la magnitud y la dirección de los impactos,
- la identificación de la escala en la cual estos cambios puedan ser detectados, y
- Un reconocimiento de los usos de la tierra y el agua en la parte baja de la cuenca, la vulnerabilidad de los interesados, y conflictos potenciales.

Los impactos económicos dependerán de los usos de la tierra y el agua en la parte baja de la cuenca tanto como los intereses y los puntos vulnerables de los interesados entre los cuales los impactos no son distribuido equitativamente. Dado que estos impactos pueden ser positivos y negativos al mismo tiempo, dependiendo de qué sea valorizado y medido, es importante considerar todas sus variaciones, y también su magnitud relativa o significancia (Aylward 2002). Es de relevancia particular identificar y contabilizar la competitividad entre los usos del agua cuando ésta es escasa, en la temporada seca. También se considerará la vulnerabilidad ante inundaciones, sequías, y disrupciones del régimen natural de la corriente. Últimamente, la identificación de servicios de ecosistema de cuencas hidrológicas también provee una base para identificar amenazas a su provisión continua.

Un análisis de varios tipos de propiedades que son usadas para apoyar la subsistencia provee una forma de identificar impactos que necesitan ser tomada en cuenta en la toma de decisiones, desde las perspectivas de los interesados (Ashley and Carney 1999). Puede también indicar el papel de los servicios de ecosistema en el apoyo de dicha subsistencia.

2.2 Identificación de Convenios Institucionales Efectivos

Como se discutió en la introducción, el valor de los servicios de ecosistema de cuencas hidrológicas depende de la confianza del interesado en acceder a los beneficios, sin la cual ellos no pueden propiamente ser considerados como “servicios.” Algunos estudios, por ejemplo, han encontrado una disponibilidad de pago mayor, incluso de valores menos tangibles como la protección de humedales en el trayecto internacional de aves migratorias, en escenarios en los cuales participan todos los países que se encuentran en la ruta de migración (Koundouri, P. et al. 2003). Otro estudio reporta que en Brasil, que ha adoptado una política de manejo a nivel de cuencas en todo el país, se encontró que los usuarios de agua potable tienen una disponibilidad de pago más alta cuando las ganancias por impuestos se invierten en la cuenca misma, y cuando los usuarios pueden participar en la toma de decisiones de gasto (Porto, Porto et al. 1999). Otros estudios han encontrado diferencias en la disponibilidad de pago que dependen de mecanismos de protección sugeridos, y de si es visto como justo y efectivo (O'Connor 2000).

Esto implica la necesidad de desarrollar convenios institucionales efectivos para control de acceso, sin los cuales el valor económico no puede ser capturado, y que es entonces un prerequisite para desarrollar dichos convenios de pago. Éstos también son una fuente de variación de sitio específica que necesita ser considerada para asegurar la efectividad de las iniciativas. Lo que concierne primero son los derechos de propiedad, los cuales definen derechos de flujos particulares de beneficios, tanto como responsabilidades para su provisión. Por lo tanto ellos determinan quienes tiene acceso a recursos particulares y si los que pagan los costos de prácticas de manejo tienen acceso a algún tipo de beneficios entonces, tienen un incentivo para la conservación. Los convenios institucionales también se refieren al establecimiento de relaciones entre compradores, vendedores y organizaciones intermediarias que reducen los costos de transacción.

Los derechos de propiedad privada son solamente uno de los muchos tipos de convenio para controlar el acceso a recursos – la propiedad también puede ser pública o un fideicomiso del gobierno, o pertenecer a la comunidad – ya sea privada o públicamente, y puede incluir derechos informales basados en prácticas costumbristas y normas sociales. La falta de control de acceso es muchas veces referida erróneamente como situación de “propiedad común” pero es en realidad una situación de “acceso abierto” en la cual no hay derechos de propiedad puestas en efecto (Ostrom, Gardner et al. 1994). Una pregunta clave para la asesoría es identificar los incentivos inherentes en regímenes que existen o que son propuestos y sus implicaciones en la entrega de servicios de cuencas hidrológicas, e identificar interesados que tengan ventajas o desventajas para ellos, y si son vistos como justos.

Por ejemplo, la seguridad de la tenencia de la tierra puede proveer un incentivo mayor para cambiar desde las cosechas hasta la agro-forestación, porque los beneficios no se materializan en muchos años. Los derechos sobre el agua que están basados en usos históricos, los cuales usualmente requieren también de que el agua sea usada de maneras socialmente beneficiosas, crean una falta de incentivo para reducir el consumo porque conduciría a una reducción de la cantidad de agua que uno pueda reclamar en el futuro. Los derechos sobre el agua que son basados en la posesión de tierras adyacentes, permiten un uso razonable que no interfiere con el uso razonable de otros, pero puede limitar la capacidad para transferir el agua y desarrollar mercados. La capacidad para desarrollar mercados de agua podría incentivar mayor eficiencia y proveer una fuente de rentas para el desarrollo de áreas ubicadas en la parte alta de la cuenca. Pero los derechos de posesión de tierras adyacentes hacen posible el control de acceso a la comunidad local y el ejercicio de los derechos tradicionales, los cuales proveen un incentivo para la conservación porque aseguran el acceso en el futuro. En una situación de acceso abierto, el incentivo es simplemente consumir recursos antes que otro.

Es también importante identificar derechos informales o normas, considerando “todas las estrategias usadas por individuos para reclamar y obtener agua” (Meinzen-Dick and Bruns 2000). Especial atención debe darse a los usos del agua y a los derechos asociados con un género y con subgrupos particulares de la población. En los que se refiere un proceso de “pluralismo legal” (Meinzen-Dick and Pradhan 2002), diferentes reclamos muchas veces pueden estar sobrepuestos y en conflicto en lo que es típicamente un proceso continuo de solución de conflictos y de desarrollo institucional.

Por cuanto los derechos de propiedad proveen seguridad, no pueden cambiar fácil o rápidamente, en ausencia de un momento político generado por acontecimientos como el fin de la guerra fría o la caída del apartheid. Sin embargo, no han sido estáticos y tienden a cambiar cuando los recursos ganan mayor valor y el desarrollo tecnológico desbarata los costos de transacción que controlan el acceso a ellos (North 1990). También han cambiado debido a la percepción de nuevos tipos de problemas, muchas veces como resultado de la solución de conflictos. Por ejemplo, el desarrollo de la energía hidroeléctrica al inicio de la era industrial dejó un cambio en los derechos de flujos naturales de agua y fue considerada como un bien social de mayor valor. De modo similar, y como una consecuencia del crecimiento de las áreas urbanas, las riberas llegaron a ser valoradas en mayor grado como desagües que como zonas pesqueras, y el uso de la tierra llegó a ser restringido para proteger valores existentes. Estos cambios pueden ser también asociados con la percepción de nuevos tipos de problemas, como la degradación del ecosistema. Tanto los cambios en los derechos implícitos en el desarrollo de la infraestructura física como el riego y las represas, el manejo de ecosistemas implica también la negociación de nuevos derechos y responsabilidades en las que los propietarios sean obligados a proteger el ecosistema, y en las que los usos de la tierra, el agua y otros recursos se limiten a los que no dañan su función (Sax 1993). Algunas iniciativas para proteger el aprovisionamiento de agua en la parte baja de la cuenca, o la biodiversidad, proveen una compensación a los propietarios para cambiar los usos de la tierra, o sujetarlos a la responsabilidad por los daños, en efecto, involucra la negociación de nuevos y adecuados tipos de derechos y responsabilidades, que solucionen conflictos entre estos objetivos y las prácticas existentes, y que puedan también llegar a ser más factibles a través de los mejoramientos en la tecnología.

Las instituciones referidas al agua que han sido instauradas en América Latina en épocas recientes tienen dos características fundamentales. La primera es que el agua como recurso pertenece a los gobiernos nacionales y que puede ser otorgada a grupos privados pero sólo mediante la obtención de un uso permitido o concesión. En Ecuador por ejemplo, la *Ley de Aguas* de 1972 efectivamente extinguió todos los derechos privados sobre el agua. Los reclamos tradicionales fueron reconocidos, pero solamente como concesiones del estado que fue sujeto de revocación. La segunda característica fundamental es los fuertes subsidios. Lo que los campesinos ecuatorianos pagan por las irrigaciones, por ejemplo, es una fracción minúscula del costo real de entrega de este recurso a sus campos. Los irrigadores subsidiados se acostumbran, en efecto, a no pagar los costos de capital de los proyectos de los cuales ellos se benefician, y no tienen responsabilidades financieras por operaciones y mantenimiento. Bajo este régimen, es difícil convencerlos de pagar por la conservación de las cuencas que son la fuente del agua.

Sin embargo, la situación significa también que los municipios no pueden recobrar sus costos, y entonces, tienen menos capacidad de proveer servicios, lo que deja a las poblaciones pobres una desventaja aún mayor. Esto se puede ilustrar en el caso de Quito, Ecuador, donde, hasta los últimos años de 1980, el sistema municipal era altamente subsidiado. Los pagos de los clientes no cubrían más que la mitad de los costos de operación y mantenimiento y gastos de amortización. Dada la incapacidad financiera del municipio, solamente se podía proveer conexiones al 60% de la población. El 40% de la población no tenía servicio, principalmente los barrios pobres periféricos, que dependían de la entrega de agua mediante camiones cisterna, con un costo 10 veces mayor que lo pagado por una conexión de cañerías. Durante los siguientes 10 años, los subsidios fueron drásticamente reducidos, lo que permitió al municipio la posibilidad de extender el servicio a los barrios marginales. Desde 1998 (un año antes de que la severa crisis macroeconómica comenzara en Ecuador), las ganancias obtenidas de los clientes estaban por debajo del 10% de los costos y casi el 90% de la población metropolitana tenía conexión de cañerías. No fue una coincidencia que un fondo pequeño de ayuda financiera de manejo de cuencas hidrológicas hubiese sido creada en ese entonces.

Iniciativas recientes del Banco Mundial y otras agencias para la reforma de las irrigaciones, agua potable y sectores relacionados, en recuperar los costos, tratan de conseguir devolver la responsabilidad para el manejo de sistemas de irrigación y otras infraestructuras a las asociaciones de usuarios locales. Se espera que estas asociaciones eleven los precios lo suficiente como para cubrir los costos mínimos de operación y mantenimiento. Las ganancias de los miembros asociados, por lo menos en teoría, aumentarían la confianza del servicio, lo que haría posible precios más altos. En la práctica, hay barreras para implementar estas reformas, por ejemplo hay poca confianza en que las reformas resultarían en un aumento de la confiabilidad del servicio, y también, hay poca capacidad de pagar precios más altos. Esto sugiere la necesidad de estrategias a largo plazo, enfocadas a la manera de mejorar el servicio, aumentar el nivel de confianza pública para fortalecer la cultura de pago.

Los pagos por servicios de cuencas hidrológicas plantean preguntas fundamentales sobre quién *debería* pagar y cuánto, y el alcance de la provisión de estos servicios debería simplemente ser considerado como una obligación inherente a la responsabilidad de no perjudicar a otros. En algunos casos, los pagos de los interesados podrían ser vistos como una violación del principio “el que contamina paga”, a menos que sea acompañado por sanciones (UN FAO 2002). Sin embargo, a propósito del mantenimiento de servicios de ecosistema, los pagos son simples intentos para proveer un incentivo a los propietarios de la tierra y suministrar servicios con valor adicional a los productos agrícolas. Sin considerar el tipo de propiedad, la pregunta clave es si ellos alcanzan o no el objetivo de mejorar la provisión de servicios de cuencas hidrológicas, lo cual no es probable que suceda a menos que ellos lo consideren justo.

Básicamente, el aspecto clave de la asesoría es involucrar a los interesados de forma efectiva en la identificación de opciones que sean factibles y justas dado el contexto. Las preguntas claves que han sido usadas para facilitar la discusión (Attwater 1997) son:

1. ¿“Qué acciones de manejo son necesarias, y quién debería ser responsable”?

2. ¿"Qué insumos (como trabajo, información, financiamiento) se necesitan y de quién"?

3. ¿"Cuáles serían los rendimientos generados por estas actividades, y para quién"?

Este tipo de análisis puede informar sobre la selección apropiada de instrumentos económicos y de negociación de convenios equitativos.

En teoría, si todos los costos pudieran ser contabilizados, los derechos de propiedad podrían ser creados y los contratos negociados entre los que ganan y los que pierden para maximizar los beneficios que obtengan éstos de los recursos, asumiendo que los costos de transacción son minúsculos (Coase 1960). En la práctica, hay costos de transacción significantes asociados con el control de acceso a la propiedad común, no obstante, estos se pueden reducir en tiempo, como resultado del mejoramiento en la tecnología (North 1990). En el caso de cuencas hidrológicas, avances en las áreas de mapeo y sensor remoto, y también en la comunicación, pueden llegar a hacer más factibles el monitoreo y las imposiciones legales, y también será posible informar de mejor manera los procesos de negociación entre usuarios. Dada la necesidad de colaboración en áreas grandes de las partes altas de las cuencas hidrológicas, otro aspecto crítico para reducir costos de transacción sería el lograr un acuerdo entre varios interesados sobre un plan efectivo de manejo, y el establecimiento de organizaciones a través de las cuales éste pueda ser implementado, proveyendo una base tangible por la que se pueda pagar, la misma que pueda atraer un mayor financiamiento, cualquiera sea la fuente.

El uso de instrumentos económicos para proveer la entrega de servicios de cuencas hidrológicas consiste esencialmente en la negociación de varios tipos de convenios entre compradores y vendedores, los cuales pueden ser tomados de diferentes maneras dependiendo de la naturaleza del servicio, y el contexto socio-económico e institucional. Éstos van desde iniciativas informales a nivel comunitario hasta arreglos mucho más formales entre grupos individuales y hasta llegar a complejos convenios entre grupos múltiples a través de organizaciones intermediarias, en las cuales el gobierno puede jugar diferentes roles. Los instrumentos específicos incluyen pagos de usuario, pagos directos, sistemas de venta permitidos, convenios voluntarios contractuales, venta de derechos de desarrollo, y certificación y rotulamiento de productos. Las iniciativas individuales pueden consistir en una mezcla de mecanismos basados en incentivos de mercado, de regulación, y de política que serán necesarios en escalas mayores, cuando las amenazas son sobre la capacidad de respuesta de las comunidades individuales. En general, los beneficios serán más tangibles, y los convenios contractuales más factibles, en escalas menores, donde los vínculos entre causas y efectos puedan ser más fácilmente establecidos, donde los derechos de propiedad y los interesados puedan ser mejor definidos, y los acuerdos puedan ser hechos de manera más específica y consistente con las condiciones locales. En las escalas mayores, donde es más difícil vincular causas y efectos, y derechos y responsabilidades, y las definiciones son más trabajosas de establecer porque los recursos tienen características de propiedad común, habrá una mayor necesidad de que el gobierno se involucre (Rose 2002).

3 Valorización de Servicios de Cuencas Hidrológicas

La definición de los recursos o servicios, no es estática por supuesto, es un proceso conflictivo continuo en el cual hay usualmente reclamos en medio de múltiples usos, intereses y objetivos. Los valores puestos sobre los servicios por los interesados, de cambio o de otro tipo, dependen de cómo sean definidos estos servicios. Esto implica la necesidad de considerar intercambios entre múltiples usos, intereses y objetivos, y de informar sobre el proceso de solución de conflictos y negociación a los interesados para que puedan decidir si el convenio es o no equitativo. Lo que debería también incluir una consideración de la escala de valores que tiene la gente de un lugar de acuerdo a su forma de vida, la misma que pueda llevarlos a hacer intercambios no necesariamente monetarios.

Una pregunta crucial que puede tener implicaciones en la selección de un acuerdo apropiado es la que concierne hasta qué punto los aspectos tangibles de los servicios de ecosistema, como la provisión de agua para uso directo, puede justificar los costos agregados de acciones de conservación cuando se comparan a los costos de oportunidad a los que se renuncia. Por ejemplo,

un estudio en la cuenca hidrológica del Arenal en Costa Rica (Aylward and Echeverria 2001) ha encontrado que en la ausencia de subsidios del gobierno, ni el mercado por si mismo, ni los pagos por reforestación que ofrece el gobierno proveyeron un incentivo para la reforestación de laderas usadas para la ganadería y la agricultura en la cuenca del Río Chiquito. Además, el declino esperado en la producción de agua asociada con la reforestación era el factor dominante en el análisis económico porque la producción anual de agua era para beneficio directo de una hidroeléctrica situada río abajo.

Sin embargo, estos costos y beneficios no eran distribuidos equitativamente. Un estudio posterior que examinó los costos y los beneficios desde las perspectivas de los mayores interesados y que hizo distinciones entre varios tipos de propietarios, encontró que las mayores ganancias por hectárea dependían en parte de la localización de la cuenca, que son acumuladas principalmente por los grandes propietarios y que los incentivos económicos que fueron ofrecidos para la conservación aún podían parecer atractivos a los pequeños propietarios (Aylward and Fernández González 1998).

Un problema clave entonces, es definir los valores relativos de diferentes áreas de las cuencas hidrológicas que puedan ser priorizados por propuestas de decisiones sobre fondos compartidos. La construcción de un marco de criterio múltiple puede ser usada para organizar información accesible, y volver transparentes los factores considerados, y un criterio de decisión múltiple para los interesados, por lo tanto permitirles participar más efectivamente en las negociaciones sobre el desarrollo de convenios equitativos. Puede también ser usada para priorizar información necesaria adicional.

4 Conclusión

Una evaluación efectiva de servicios de cuencas hidrológicas puede aumentar la disponibilidad de pago y también la confianza de donadores externos. Las acciones de manejo inefectivas son muchas veces pasadas por alto porque no hay incentivos que conduzcan a la asesoría integrada y comprensiva, y porque las consecuencias tienden a caer desproporcionadamente sobre los interesados marginales que tienen poca o ninguna voz en la toma de decisiones. Cuando se conduce la asesoría, el problema muchas veces es definido estrechamente, dejando muchos puntos sueltos. Muchas veces, nuevos tipos de problemas no anticipados salen a la luz como resultado de una asesoría independiente conducida por investigadores de organizaciones no gubernamentales y académicas, quienes recolectan la información y la diseminan a los más afectados. La cooperación en el proceso de asesoría puede ser un punto de partida para las iniciativas de pago por servicios de ecosistema porque la información provee una base para el entendimiento común que es pre-requisito para alguna forma de colaboración.

Reconocimientos

Este texto está basado en un proyecto respaldado por el Banco Mundial bajo el programa Bank-Netherlands Watershed Partnership, para la "Preparación de una Guía para asesoría de opciones de manejo de cuencas hidrográficas". La participación en la conferencia tuvo el apoyo de la FAO y Ramsar. Asistencia en la traducción de Mabel Lara.

Referencias

- Ashley, C. and D. Carney (1999). Sustainable livelihoods: Lessons from early experience. London, UK Department for International Development (DFID).
- Attwater, R. (1997). Property Entitlements and Land Reform in Upland Thai Catchments. Canberra, Australia, The Australian National University, Center for Resource and Environmental Studies, Ecological Economics Programme: 25.
- Aylward, B. (2002). Land-use, Hydrological Function and Economic Valuation. UNESCO Symposium/Workshop on Forest-Water-People in the Humid Tropics, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Aylward, B. and J. Echeverria (2001). "Synergies between Livestock Production and Hydrological Function in Arenal, Costa Rica." Environment and Development Economics 6(3): 39-382.
- Aylward, B. and A. Fernández González (1998). Institutional Arrangements for Watershed Management: A Case Study of Arenal, Costa Rica. London, International Institute for Environment and Development.

- Bond, B. J., J. A. Jones, et al. (2002). "The Zone of Vegetation Influence on Baseflow Revealed by Diel Patterns of Streamflow and Vegetation Water Use in a Headwater Basin." Hydrological Processes **16**: 1671-1677.
- Bruijnzeel, L. A. (2001). "Hydrology of Tropical Montane Cloud Forests: A Reassessment." Land Use and Water Resources Research **1**: 1.1-1.18.
- Canadell, J., R. B. Jackson, et al. (1996). "Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale." Oecologia **108**: 583-595.
- Coase, R. H. (1960). "The Problem of Social Cost." Journal of Law and Economics **3**.
- Convención Ramsar (2002). Climate Change and Wetlands. "Wetlands: Water, Life and Culture". 8th meeting of the conference of contracting parties to the Ramsar convention on wetlands, Valencia, Spain.
- Drake, J. B., R. O. Dubayah, et al. (submitted manuscript). "Estimation of Tropical Forest Structural Characteristics using Large-footprint Lidar." Remote Sensing of the Environment.
- Dubayah, R. O. and J. B. Drake Lidar Remote Sensing for Forestry Applications. College Park, MD, University of Maryland, Department of Geography.
- Farmer, D., M. Sivapalan, et al. (2003). "Climate, Soil, and Vegetation Controls upon the Variability of Water Balance in Temperate and Semiarid Landscapes: Downward Approach to Water Balance Analysis." Water Resources Research **39**(2): 1.1-1.21.
- Geores, M. E. (1996). Common Ground: The Struggle for Ownership of the Black Hills National Forest. Lanham, MD, Rowman & Littlefield.
- Koundouri, P., P. P., et al. (2003). Economics of Water Management in Developing Countries: Problems, Principles and Policies. Cheltenham, UK.
- Landell-Mills, N. and I. T. Porras (2002). Silver bullet of fools'gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. London, International Institute for Environment and Development.
- Meinzen-Dick, R. S. and B. R. Bruns (2000). Negotiating Water Rights: Introduction. Negotiating Water Rights. B. R. Bruns and R. S. Meinzen-Dick. London, Intermediate Technology Publications and the International Food Policy Research Institute.
- Meinzen-Dick, R. S. and R. Pradhan (2002). Legal Pluralism and Dynamic Property Rights. Washington DC, CGIAR Systemwide Program on Collective Action and Property Rights: 41.
- Neitsch, S. L., J. G. Arnold, et al. (2001). Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation. Version 2000. Temple, Texas, Grassland, Soil and Water Research Laboratory. USDA Agricultural Research Laboratory. Blackland Research Center. Texas Agricultural Experiment Station: 506.
- North, D. (1990). Institutions, institutional change and economic performance. Cambridge, Cambridge University Press.
- O'Connor, M. (2000). "Pathways for environmental evaluation: a walk in the (Hanging) Gardens of Babylon." Ecological Economics **34**(2): 175-194.
- Ostrom, E., R. Gardner, et al. (1994). Rules, games, and common-pool resources. Ann Arbor, University of Michigan Press.
- Pagiola, S., N. Landell-Mills, et al. (2002). Making Market-based Mechanisms Work for Forests and People. Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. S. Pagiola, J. Bishop and N. Landell-Mills. London, Earthscan.
- Porto, M., R. L. Porto, et al. (1999). "A Participatory Approach to Watershed Management: The Brazilian System." Journal of the American Water Resources Association **35**(3): 675-684.
- Rose, C. M. (2002). Common Property, Regulatory Property, and Environmental Protection: Comparing Community-based Management and Tradable Environmental Allowances. The Drama of the Commons. E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolšaket al. Washington, D.C., National Academy Press.
- Sax, J. L. (1993). "Property Rights and the Economy of Nature: Understanding *Lucas v. South Carolina Coastal Council*." Stanford Law Review **45**: 1433-1455.
- Thornwaite, C. W. and J. R. Mather (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Centerton, NJ, Drexel Institute of Technology.
- UN FAO (2002). Land-Water Linkages in Rural Watersheds Electronic Workshop, 18 September - 27 October 2000. Rome, UN Food and Agriculture Organization.
- White, G. F. (1996). "Geography and Other Disciplines." Geography Bulletin **38**(1): 5-6.