

**INCIDENCIA ECONÓMICA DE LA ASIGNACIÓN INICIAL DE DERECHOS DE
PROPIEDAD EN LA INTERNALIZACIÓN DE LAS EXTERNALIDADES
AMBIENTALES: EL CASO DEL AGUA**

**JEIMAR ALIRIO TAPASCO ALZATE
COD. 909016**

**Trabajo de grado presentado para optar al título de
Doctor en Ciencias Económicas**

**DIRIGIDO POR:
LUIS IGNACIO AGUILAR ZAMBRANO**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS
DOCTORADO EN CIENCIAS ECONÓMICAS
Bogotá, 2010**

Resumen

En presencia de externalidades ambientales el mercado es incapaz de alcanzar un nivel óptimo social. Por esto, las agendas políticas a todo nivel están incluyendo el tema, especialmente en lo relacionado con el agua y los conflictos por su uso entre los usuarios que habitan las cuencas hidrográficas. El esquema de Pago por Servicios Ambientales (PSA) se viene promoviendo como el instrumento para lograr un uso eficiente de este recurso, incluso algunos autores se aventuran a afirmar que este instrumento permitirá también aliviar la pobreza rural. Este trabajo propone un modelo conceptual que facilita la puesta en práctica del PSA a través de reducir los costos de transacción mediante la incorporación de herramientas desarrolladas por varias disciplinas. Igualmente se ilustra la aplicación del modelo por medio de algunos estudios de caso. Finalmente se rebate la lógica implícita en la literatura sobre PSA acerca de la propiedad de los derechos de los servicios ambientales, y se analizan sus efectos sobre la pobreza rural.

Palabras claves: Derechos de propiedad, costos de transacción, pobreza rural, economía del agua, economía de la erosión, pago por servicios ambientales

Economic influence of the initial assignation of property rights on the internalization of environmental externalities: the case of water

Summary

In the presence of environmental externalities the market cannot reach Pareto optimum. Thus, political agendas at all levels now include these externalities, especially with regard to water and conflicts over its use between users inhabiting river basins. Payment for Environmental Services (PES) schemes are promoted as an instrument for achieving an efficient use of this resource, and some authors even go as far as to affirm that this tool will enable the alleviation of rural poverty. The present paper proposes a conceptual model which facilitates the implementation of PES through reducing transaction costs, using tools developed in other disciplines. The application of this model is illustrated by case studies. Finally, the implicit logic in current literature on PES concerning the property rights of environmental services is refuted, and the effects of the assignation of these rights on rural poverty are analyzed.

Key words: property rights, transaction costs, rural poverty, water economics, erosion economics, payments for environmental services.

Tabla de contenido

1	INTRODUCCIÓN	1
2	LA NATURALEZA DEL PROBLEMA.....	3
2.1	LA NATURALEZA AMBIENTAL DEL PROBLEMA: UNA MIRADA GENERAL	3
2.2	ALGUNAS FUNCIONES DEL AGUA: LIMITES GENERALES DEL PROBLEMA	5
2.3	RIVALIDAD SOBRE EL AGUA DENTRO DE LA CUENCA: LIMITES ESPECÍFICOS DEL PROBLEMA.....	6
2.4	LA EROSIÓN DEL SUELO: UNA EXTERNALIDAD ASOCIADA AL MANEJO DEL RECURSO HÍDRICO	9
2.5	INSTRUMENTOS TÉCNICOS Y POLÍTICOS DESARROLLADOS PARA UNA GESTIÓN INTEGRADA DEL RECURSO HÍDRICO	11
2.6	LA CONTROVERSIAS SOBRE LA ADMINISTRACIÓN DEL RECURSO HÍDRICO.....	14
2.7	EL PAGO DE SERVICIOS AMBIENTALES COMO INSTRUMENTO POLÍTICO PARA INTERNALIZAR LAS EXTERNALIDADES AMBIENTALES Y DISMINUIR LA POBREZA	19
3	MARCO TEÓRICO	21
3.1	LAS EXTERNALIDADES AMBIENTALES Y EL NIVEL ÓPTIMO DE PRODUCCIÓN	21
3.2	INTENTOS DE CLASIFICACIÓN DE LAS EXTERNALIDADES	22
3.3	MEDIDAS PROPUESTAS PARA CORREGIR LAS EXTERNALIDADES AMBIENTALES.....	26
3.4	EL CRITERIO DE EFICIENCIA ECONÓMICA EN EL USO DEL AGUA.....	30
3.5	ECONOMÍA DEL AGUA.....	32
3.6	ECONOMÍA DE LA EROSIÓN DEL SUELO: UN COSTO ASOCIADO A LA CALIDAD DEL AGUA	34
3.6.1	<i>Costos in situ de la erosión del suelo</i>	<i>35</i>
3.6.2	<i>Costos ex situ de la erosión del suelo</i>	<i>38</i>
4	INTERNALIZACIÓN DE DOS EXTERNALIDADES AMBIENTALES CON INTERDEPENDENCIA A NIVEL DE CUENCA: UN MODELO DE EQUILIBRIO PARCIAL	43
4.1	DECISIONES DE LOS PRODUCTORES RURALES	46
4.2	LA TIPIFICACIÓN DE LOS PRODUCTORES COMO HERRAMIENTA DE AGRUPACIÓN.....	48
4.3	DISPONIBILIDAD Y USO DEL AGUA EN LA CUENCA	49
4.3.1	<i>Disponibilidad de agua para cada punto de captación (n).....</i>	<i>49</i>
4.3.2	<i>Disponibilidad de agua para todos los puntos de captación (n).....</i>	<i>50</i>
4.4	CURVA DE INGRESO MARGINAL PARA LOS USUARIOS DEL AGUA UBICADOS EN LA PARTE BAJA DE LA CUENCA (A)	50
4.5	CURVA DE COSTO MARGINAL DEL AGUA EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA	51
4.6	CURVA DE INGRESO MARGINAL EN LA PARTE BAJA DE LA CUENCA POR LA REDUCCIÓN DE LA EROSIÓN EN LA PARTE ALTA.....	52
4.7	CURVA DE COSTO MARGINAL DE LA REDUCCIÓN DE LA EROSIÓN EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA	53
4.8	INTERACCIÓN ENTRE LA CANTIDAD DE AGUA Y LA REDUCCIÓN DE LA EROSIÓN	54
4.9	OTROS CRITERIOS DE AGRUPACIÓN	56
5	INTERNALIZACIÓN DE EXTERNALIDADES AMBIENTALES CON INTERDEPENDENCIA A NIVEL DE CUENCA: ESTUDIOS DE CASO ILUSTRATIVOS	58
5.1	CASO 1. RÍO SAN ANTONIO, CUENCA LA MIEL (ILUSTRACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS DE INTERVENCIÓN DE UNA EMPRESA PRIVADA).....	59
5.1.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	<i>59</i>
5.1.2	<i>Curva de costo marginal de la erosión</i>	<i>59</i>
5.1.3	<i>Curva de costo marginal del agua.....</i>	<i>61</i>
5.1.4	<i>Curva de costo marginal servicios ambientales (agua y erosión) estandarizada.....</i>	<i>62</i>
5.2	CASO 2. ALTERNATIVAS DE INTERVENCIÓN EN CHINGAZA (ILUSTRACIÓN DE UN CASO DE DECISIÓN PRIVADA DE UNA EMPRESA PÚBLICA).....	63
5.2.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	<i>64</i>
5.2.2	<i>Curva de costo marginal de la erosión</i>	<i>64</i>

5.3	CASO 3. COMPRA DE PREDIOS EN LA SELVA DE FLORENCIA, CALDAS (ILUSTRACIÓN DE UN CASO DE INTERVENCIÓN ESTATAL DE REINVERSIÓN DENTRO DE LA CUENCA).....	66
5.3.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	67
5.3.2	<i>Curva de costo marginal de la erosión</i>	67
5.3.3	<i>Curva de costo marginal del agua</i>	69
5.3.4	<i>Curva de costo marginal servicios ambientales (agua y erosión) estandarizada</i>	70
5.4	CASO 4. CUENCA DE LA LAGUNA DE FÚQUENE (ILUSTRACIÓN DE UN CASO DE INTERVENCIÓN AMBIENTAL POR PARTE DEL ESTADO, Y UN PROYECTO ESTATAL PARA APROVECHAMIENTO DEL RECURSO - INCLUYENDO EXTERNALIDADES AMBIENTALES) ..	72
5.4.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	72
5.4.2	<i>Calidad del recurso hídrico</i>	75
5.4.3	<i>Costo marginal por cuenca</i>	78
5.4.4	<i>Interdependencias</i>	80
5.4.4.1	Interdependencia Laguna de Fuquene - Río Ubate	81
5.4.4.2	Interdependencia Río Suárez - Laguna - Río Ubate.....	81
5.4.5	<i>Cantidad y disponibilidad del recurso hídrico</i>	82
5.4.6	<i>Costos de oportunidad del uso del agua:</i>	84
5.4.6.1	Costos de oportunidad del agua en la producción de leche:	84
5.4.6.2	Costos de oportunidad del agua en la producción agrícola y pecuaria:	86
5.4.6.3	Costos de oportunidad del agua en la industria:	87
5.4.7	<i>Oferta y demanda del recurso hídrico</i>	88
5.4.8	<i>Inclusión de otras externalidades ambientales al análisis</i>	89
6	ASIGNACIÓN DE DERECHOS DE PROPIEDAD E IMPLICACIONES SOBRE LA POBREZA RURAL	94
6.1	ASIGNACIÓN DE DERECHOS DE PROPIEDAD O DE USO.....	96
6.2	EFFECTOS DE LAS MEDIDAS SOBRE LA REDUCCIÓN DE LA POBREZA	99
6.3	OTRAS COMPLICACIONES DEL PSA.....	101
6.4	IMPLICACIONES PARA EL MANEJO DEL RECURSO HÍDRICO EN COLOMBIA.....	103
7	CONCLUSIONES.....	105
8	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	114

Lista de Tablas

Tabla 1 Tipificación de los productores rurales de acuerdo a sus activos	48
Tabla 2 Niveles de erosión (ton/ha/año) y de ingresos	60
Tabla 3 Aportes adicionales de las áreas dedicadas a conservación al cauce natural del río	61
Tabla 4 Costos marginales por cultivo y por tipo de productor (us\$/ha)	62
Tabla 5 Alternativas de intervención y sus costos marginales.....	65
Tabla 6 Costos evitados a diferentes niveles de reducción de la erosión (us\$/ton reducida)	66
Tabla 7 Niveles de erosión, precio sombra de la erosión y área por cultivo.....	68
Tabla 8 Erosión evitada y costo marginal	68
Tabla 9 Aporte de agua a la cuenca por dedicar áreas cultivadas a la conservación, precio sombra y potencial de aporte de agua	69
Tabla 10 Precio sombra de dedicar área cultivada a conservación, y su área potencial correspondiente.....	71
Tabla 11 Medidas establecidas por el estudio del convenio JICA – CAR necesarias y de menor costo para alcanzar los niveles mínimos de calidad establecidos por la autoridad ambiental (40 mg/l) ...	76
Tabla 12 Vertimientos por municipio (cantidad y calidad)	77
Tabla 13 Cantidad removida y costo por unidad removida de vertimientos	78
Tabla 14 Costos del mejoramiento y expansión de los sistemas de riego actual y el déficit cubierto	83
Tabla 15 Costo por suministro de cada metro cúbico	83
Tabla 16 Utilidades y consumo de agua vaca/año y costo de oportunidad del agua	85
Tabla 17 Utilidades y consumo de agua para diferentes actividades productivas agrícolas y pecuarias y costo de oportunidad del agua.....	86
Tabla 18 Utilidades y consumo de agua para cada tipo de industria y costo de oportunidad del agua.....	87
Tabla 19 Costos de la externalidades generadas con la ampliación de los sistemas de riego	90

Lista de Figuras

Figura 1 Clasificación del uso doméstico del agua.....	16
--	----

Lista de Gráficos

Gráfico 1 Curvas de demanda y oferta de la cantidad de bienes y servicios ambientales.....	22
Gráfico 2 Nivel eficiente del uso del agua	31
Gráfico 3 Esquema básico para determinar los costos de la erosión	39
Gráfico 4 Curva de costo marginal para la erosión.....	61
Gráfico 5 Curva de costo marginal para el agua	62
Gráfico 6 Curva de oferta de servicios ambientales (agua y erosión).....	63
Gráfico 7 Curva de beneficio y costo marginal de la reducción de la erosión	66
Gráfico 8 Curva de costo marginal de reducción de la erosión	69
Gráfico 9 Curva de costo marginal del aporte de agua a la cuenca	70
Gráfico 10 Curva de oferta de servicios ambientales	71
Gráfico 11 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca del río Úbate	79
Gráfico 12 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca de la laguna.....	79
Gráfico 13 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca del río Suárez	80
Gráfico 14 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca de la laguna con y sin interdependencia	81
Gráfico 15 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca del río Suárez con y sin interdependencias	82
Gráfico 16 Costo marginal de suministro de agua a través del mejoramiento y expansión de los sistemas de riego actuales	84
Gráfico 17 Costo de oportunidad de la producción de leche con respecto al uso del agua	85
Gráfico 18 Costo de oportunidad del uso del agua en las diferentes actividades agrícolas y pecuarias.....	86
Gráfico 19 Costo de oportunidad del uso del agua en las diferentes tipos de industria	87
Gráfico 20 Oferta y demanda del recurso hídrico en la cuenca de la laguna de Fúquene.....	88
Gráfico 21 Oferta y demanda del recurso hídrico en la cuenca de la laguna de Fúquene con externalidades.....	90
Gráfico 22 Negociación de derechos de propiedad – Derechos otorgados a los usuarios aguas abajo	97
Gráfico 23 Negociación de derechos de propiedad – Derechos otorgados a los usuarios aguas arriba.....	98
Gráfico 24 Aplicación de un impuesto pigouviano para alcanzar el nivel óptimo	99

1 INTRODUCCIÓN

América Latina es una región rica en recursos naturales pero pobre y atrasada, donde se ha venido realizando un uso extractivo e intensivo sobre estos recursos para aliviar la pobreza y financiar el desarrollo, a pesar que se cree que la sobreexplotación de estos recursos se convertirá posteriormente en un freno para el desarrollo (CEPAL, 1991; World Bank, 1998). La explotación indiscriminada de los recursos naturales incorpora una serie de externalidades ambientales que no están siendo consideradas dentro del análisis económico, y es por esto que la sociedad no está realizando un uso óptimo de dichos recursos. Si las interacciones e interdependencias ecológicas siguen siendo tratadas como externalidades menores que pueden ser dejadas de lado en la valoración del sistema, ellas serán ignoradas por el mercado y, en consecuencia, se distorsionarán los precios de los productos cuya producción y consumo reducen la oferta de estos servicios, provocando la sobreexplotación y sobreconsumo de aquellos productos nocivos a la ecología y al ambiente, mientras que los productos ecológicamente benéficos serán sub-producidos y sub-consumidos (Panayotou, 1996). Por esta razón, insistentemente se viene planteando como necesario el reto de incluir dentro de los modelos económicos los componentes y procesos de los sistemas ecológicos.

Las ciencias económicas han dedicado desde tiempo atrás un importante espacio a la discusión de este fenómeno. No obstante la complejidad que encierra el manejo de los recursos naturales no facilita la búsqueda de soluciones teóricas a dichos problemas, y mucho menos la aplicación de las propuestas teóricas en la práctica. Dada esta complejidad, es necesario poner límites al problema. En este estudio el límite del problema se enmarcará en la rivalidad sobre el agua entre los usuarios de la parte alta y baja de una cuenca hidrográfica.

Este trabajo se desarrolla bajo el enfoque de economía del agua, y específicamente sobre el instrumento de Pago por Servicios Ambientales (PSA). Lo que se pretende

específicamente es desarrollar un modelo conceptual que permita aplicar en la práctica, a nivel de cuenca, el enfoque de PSA. Los retos que se van a afrontar tienen que ver con la búsqueda e integración, al modelo, de herramientas que permitan reducir los costos de transacción. Igualmente se pretende desmitificar la propiedad de los derechos sobre los servicios ambientales que implícitamente es considerada dentro de la literatura sobre PSA. Finalmente se quiere discutir intuitivamente el alcance que algunos autores atribuyen a los esquemas de PSA como instrumentos potenciales para reducir la pobreza rural.

El trabajo plantea inicialmente los límites del problema a estudiar, al igual que algunos instrumentos y enfoques que se han desarrollado para su manejo, especialmente los relacionados con PSA. En la segunda parte se presenta las herramientas que se han desarrollado desde las ciencias económicas para abordar el problema. En la parte tres se propone un modelo conceptual para abordar dicho problema incorporando algunas herramientas que se han desarrollado en otras disciplinas. En la cuarta parte de este trabajo se presentan cuatro casos ilustrativos de cómo opera el modelo conceptual bajo diversos escenarios. Finalmente, se realiza una discusión sobre los aspectos relacionados con los derechos de propiedad y la pobreza rural.

2 LA NATURALEZA DEL PROBLEMA

2.1 La naturaleza ambiental del problema: una mirada general

Los ecosistemas naturales proporcionan una amplia variedad de servicios ambientales: mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (fijación, reducción, secuestro, almacenamiento y absorción), protección de la biodiversidad (para su conservación, uso sostenible, científico, farmacéutico, investigación, mejoramiento genético, protección de ecosistemas y formas de vida), belleza escénica natural (para fines turísticos), servicios hidrológicos como la filtración de aguas y la regulación de flujos hídricos (para uso doméstico, industrial, agrícola, pecuario o hidroeléctrico), reducción de sedimento para la prevención de daños a embalses y vías fluviales, contribuyendo a preservar sus usos (generación de energía hidroeléctrica, riego, recreación, pesca y suministro de agua potable), prevención de desastres (inundaciones y deslizamientos de tierras), alimentación de acuíferos que a su vez alimentan los nacimientos y pozos de agua para consumo humano y uso industrial, regulación del microclima y en general el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales (Pagiola y Platais, 2003).

Dentro de los servicios ambientales generados por los ecosistemas naturales, la protección del recurso hídrico es uno de los más importantes por su valor estratégico para la sociedad, principalmente por su impacto directo en el consumo humano, en la producción agrícola y eléctrica, y por su interrelación con otros servicios como la conservación de suelos y coberturas boscosas (Estrada y Quintero, 2003). Algunos estudios muestran que el servicio mejor valorado por la población es la protección del agua, ya que consideran que la protección del agua es un servicio que le beneficia directamente (Jiménez, et al. 2003). En la declaración del Milenio adoptada por la Asamblea General de la Naciones Unidas, los líderes mundiales resolvieron “reducir a la mitad, para el año 2015, la proporción de personas del mundo que no tienen acceso a agua potable y parar la explotación insostenible del recurso hídrico, y reconocer el papel clave del agua

para combatir la pobreza y en la agricultura, la energía, la biodiversidad y los ecosistemas” (UNESCO, 2003)

El caso de Colombia, al igual que otros países andinos de la zona norte de Suramérica, es muy particular, ya que se caracteriza por ser una de las regiones más ricas a nivel mundial en cuanto a la disponibilidad de agua dulce y a su disponibilidad promedio por habitante. Sin embargo, la escasez de agua es el tema más agudo para los agricultores, el más preocupante para los gobernantes y el más convocador para talleres, programas y proyectos de desarrollo y conservación. Es un hecho que en medio de una situación hídrica favorable, un gran porcentaje de la población rural no tenga acceso a agua potable y que sólo una mínima área de toda la tierra productiva sea regada. La falta de agua ha sido una de las mayores causas de pobreza, de conflictos y de migración (Hofstede, 2003).

El problema ambiental consiste en la destrucción de áreas naturales y la degradación de tierras. La lluvia es interceptada por la vegetación natural y allí retenida entre las hojas, los musgos y, principalmente, el suelo. Luego se distribuye a quebradas, lagunas y ríos para alimentarlas durante todo el año, inclusive en épocas de poca lluvia. En los últimos siglos, y en especial durante la segunda mitad del siglo XX, se destruyó mucha de la vegetación natural en los países andinos: más o menos la mitad de los bosques del trópico húmedo y casi el 90% de los bosques de montaña. Específicamente, la fuerte deforestación en la montaña y la consecuente erosión del suelo, han sido las causas de que la intercepción y la distribución constante de agua ya no se den. Los páramos son ahora en muchas áreas, el único ecosistema natural regulador de aguas, pero también están en un acelerado proceso de deterioro debido al sobre-pastoreo, a la quema, a los cultivos y al drenaje de sus lagunas. Como resultado se ha perdido el poder regulador hídrico en los Andes y se sufre de inundaciones y deslizamientos en época de invierno y de falta de agua para el consumo, el riego y la generación eléctrica en épocas secas (Hofstede, 2003).

La naturaleza ambiental del problema muestra una gran complejidad de relaciones de interdependencia entre muchos de los elementos de la naturaleza y el hombre. Por esta razón, es importante realizar una ordenación de las funciones del agua, y al mismo tiempo poder definir los límites del problema que se aborda en el presente trabajo.

2.2 Algunas funciones del agua: límites generales del problema

Cuando se quiere abordar el tema de las externalidades ambientales en el manejo del recurso hídrico, se plantean varias y diferentes funciones e interdependencias ecológicas en el manejo de dicho recurso. Para comprender las funciones e interdependencias del agua, se clasifican sus funciones en cuatro categorías: i) ciclo hidrológico, ii) relación con la materia inerte, iii) relación con la biota, y iv) relación con el hombre. Este documento no es extensivo en los procesos biofísicos del agua¹, ilustra sí la complejidad del problema. Por lo tanto, revisa los componentes más generales de cada categoría.

Para la primera categoría se presenta el balance hídrico, en el cual los componentes son: precipitación, escorrentía, evapotranspiración, infiltración, percolación, descarga a lagos, arroyos, ríos y océanos.

En la segunda categoría, que trata del estudio de la forma y características de la tierra, se consideran los aspectos más importantes relacionados con los procesos hídricos: forma del drenaje de la cuenca, grado de inclinación de la pendiente, material parental, y propiedades físicas y químicas del suelo.

En la tercera categoría se encuentra la interacción con las plantas y los animales. Aquí se menciona que la biota requiere del agua para su supervivencia, y que en el caso de la flora, ésta puede influir en la regulación del balance hídrico.

¹ Para una completa revisión del tema ver Dunne y Leopold (1978).

Finalmente, la última categoría, y la que es de interés particular en este trabajo, es la relación con el hombre. En primera instancia se debe tener en cuenta que el hombre requiere del agua para sus necesidades más básicas de supervivencia, y que hasta el momento, no se ha encontrado un bien sustituto (ni siquiera cercano). La primera interdependencia se encuentra, en que el consumo por parte del hombre para su subsistencia genera contaminación del agua, ya que el agua que es ingerida por el hombre, retorna al ambiente con cierto grado de contaminación. La segunda relación entre el hombre y el agua tiene que ver con las actividades productivas que desarrolla el hombre, y que requieren ciertas cantidades de agua. Ésta, a su vez, es retornada al ambiente con diferentes grados de contaminación. La tercera relación tiene que ver con actividades productivas que alteran elementos de las primeras tres categorías, y en consecuencia alteran los servicios ambientales ofrecidos por la naturaleza. Estos últimos cambios, afectan directamente la cantidad, calidad y oportunidad² de la oferta natural del agua.

2.3 Rivalidad sobre el agua dentro de la cuenca: límites específicos del problema

Este trabajo se centra en la rivalidad de usos que se presenta entre los usuarios de agua ubicados dentro de una cuenca hidrográfica, donde los usuarios ubicados aguas abajo dependen de manera crítica de los usos del agua y del suelo de los usuarios ubicados en las partes altas de la cuenca³. Estas interrelaciones e

² La oportunidad del agua hace referencia a su disponibilidad en distintas épocas del año. Ya que la capacidad del suelo para retener agua determinará la cantidad de agua que llega a los cauces de los ríos en la época húmeda y en la época seca. Ésta, a su vez, determinará el precio sombra del agua, ya que ante cambios en la oferta del agua el precio también cambia. Se puede pensar, por ejemplo, en el caso de una represa para consumo de agua o producción de energía, en la cual la época seca limita los niveles de producción, si la cuenca cuenta con buena retención del agua durante la época de invierno, entonces esta agua puede ser liberada por el suelo durante la época de verano y así, los volúmenes de agua disponible para la producción de energía en esta época podrían ser mayores

³ En la mayoría de los usos del agua, sólo una pequeña parte del agua inicialmente extraída de una corriente se consume. El agua que no se consume retorna a la corriente en cierto punto aguas abajo, ya sea en forma directa, mediante escorrentía superficial, o indirecta, mediante el agua

interdependencias se internalizan dentro de la cuenca hidrográfica (o grupo de cuencas interconectadas). Ello convierte a la cuenca en la unidad territorial apropiada de análisis para la toma de decisiones de gestión del agua, especialmente en cuanto a su uso múltiple, su asignación y el control de su contaminación (Dourojeanni, et al. 2002). La validez de usar el espacio conformado por una cuenca, o cuencas interconectadas, como territorio base para la gestión integrada del agua ha sido enfatizada y recomendada en toda la literatura internacional sobre los recursos hídricos, las conferencias mundiales relacionadas con el tema se orientan en esta dirección⁴.

La parte alta de la cuenca presenta diferentes usos del suelo que tienen efectos directos (positivos o negativos) sobre los flujos hídricos. Estos usos son consecuencia directa de las estrategias de producción utilizadas por los habitantes para obtener su sustento, y aunque un uso inapropiado del suelo puede tener efectos directos en el sitio, por ejemplo en forma de disminución de la productividad del suelo, la mayoría de los efectos van a ser fuera de sitio y por lo tanto no son percibidos directamente por el dueño de la propiedad, y no existe un incentivo por cambiar dicho uso (Pagiola y Platais, 2003). Es posible encontrar una gran variedad de actores, desde pequeños grupos de indígenas y campesinos, municipalidades, parques nacionales, reservas, etc. Aunque en la mayoría de los casos estos habitantes tienden a ser pobres o grupos marginados, es posible encontrar situaciones donde las partes altas de la cuenca se hayan convertido en

subterránea y, en consecuencia, puede aprovecharse reiteradamente. Como resultado, los usos y usuarios situados aguas abajo dependen de la cantidad, calidad y tiempo de los sobrantes, caudales de retorno o pérdidas de los usos y usuarios situados aguas arriba.

⁴ Así, la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua (Mar del Plata, Argentina, 14 al 25 de marzo de 1977), la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente "El Desarrollo en la Perspectiva del Siglo XXI" (Dublín, Irlanda, 26 al 31 de enero de 1992), el Programa 21, aprobado en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (Rio de Janeiro, 3 al 14 de junio de 1992), la Conferencia Internacional sobre Agua y Desarrollo Sostenible (París, Francia, 19 al 21 de marzo de 1998), la Conferencia Internacional sobre el Agua Dulce "El Agua: Una de las Claves del Desarrollo Sostenible" (Bonn, Alemania, 3 al 7 de diciembre de 2001), la Directiva Marco del Parlamento Europeo y del Consejo, del 23 de octubre de 2000, han enfatizado que la entidad geográfica más apropiada para la planificación y gestión de los recursos hídricos es la cuenca hidrográfica (Dourojeanni, et al, 2002).

zonas más exclusivas y de importantes niveles de riqueza. Cada situación va a ser especial y sumamente local (Porrás, 2003).

Los usuarios en las partes bajas de la cuenca pueden verse afectados por cambios en la oferta hídrica producto de usos inadecuados del suelo en las partes altas. Algunos usuarios potenciales incluyen: i) proyectos hidroeléctricos: sus necesidades varían. Proyectos intra-anales con grandes reservorios requieren maximizar la oferta anual del agua a través de las estaciones; proyectos con reservorios diarios requieren maximizar la oferta diaria especialmente en épocas secas; y proyectos con empuje de agua (*run of river*) requieren maximizar la retención de agua en la cuenca para la provisión constante de agua a través del día. Estos proyectos también están interesados en control de sedimentos que afectan la vida útil de los reservorios; ii) irrigación: interesados en flujos constantes de agua para agricultura, y en control de calidad de agua en términos de herbicidas, etc; iii) centros poblacionales: necesitan una cantidad constante de agua para suplir las necesidades de la población, y mejoras en calidad que disminuyan costos de tratamiento; iv) industria: pesca, recreación, etc; y e) usos ecológicos: por ejemplo humedales y manglares (Porrás, 2003).

El interés específico de este trabajo consiste en estudiar las rivalidades que se presentan entre los usuarios del agua dentro de la cuenca, para lo cual se denomina usuarios de la parte alta de la cuenca a aquellos usuarios que tienen una posición privilegiada frente a la disponibilidad de agua o sea, aquellos que tienen la primera opción de uso respecto a otros usuarios. En este punto es importante aclarar que el agua lluvia de las partes altas que no es consumida llegará al caudal principal del río o al cauce principal de la corriente de agua de la cuenca. Estos usuarios también tienen la primera opción de hacer uso de las corrientes de agua secundarias (como quebradas), sin embargo, es una constante que estas partes altas de las cuencas cuenten con niveles muy altos de precipitación, que unido a los bajos niveles de tecnificación de los cultivos conlleven a una ausencia casi generalizada de sistemas de riego. En el caso de los usuarios aguas abajo, estos se encuentran en las partes de los valles cerca al

cauce principal de río y cerca también a su desembocadura o punto de salida de la cuenca. Por lo general, las precipitaciones en las partes bajas de las cuencas son menores a las de la parte alta, y esto sumado al hecho de la presencia de cultivos más tecnificados, hace que se requieran sistemas de riego que complementen la cantidad de agua requerida especialmente para las épocas secas, las cuales son tomadas por supuesto, en la mayoría de los casos, de los caudales provenientes de la corriente principal de la cuenca. Igualmente, en las partes bajas de la cuenca existen otros tipos de usuarios del agua como las hidroeléctricas y los centros poblados que requieren agua para el consumo doméstico, industrial y comercial. Es imperativo para estos usuarios acudir a las corrientes de agua con mayores caudales, ya que éstas les aseguran un caudal mínimo para la época crítica de verano.

Sin embargo, las dificultades asociadas al manejo del recurso hídrico no terminan allí. Como se ha mencionado brevemente la calidad del recurso hídrico también es fundamental a la hora de definir los mecanismos para una administración eficiente del recurso. Uno de los principales factores determinantes en la calidad del agua es el contenido de sedimentos, que son derivados de la erosión del suelo. No obstante, la complejidad radica en que es la misma agua la que origina la erosión.

2.4 La erosión del suelo: una externalidad asociada al manejo del recurso hídrico

El impacto del agua lluvia al caer sobre el suelo origina un fenómeno físico denominado erosión, el cual consiste en el desprendimiento y arrastre del material particulado del suelo. Este fenómeno provoca que la calidad del suelo disminuya debido a la pérdida de nutrientes, y por su parte que el material arrastrado ocasione costos aguas abajo como la intensificación en los procesos de tratamiento y mantenimiento de infraestructura entre otros.

Los impactos de la degradación del suelo tienen profundas implicaciones económicas en los países de bajos ingresos, ya que redundan en la reducción de los ingresos corrientes especialmente a los productores más pobres. La información disponible indica que los costos de la degradación del suelo, y por lo tanto los beneficios de la conservación pueden ser muy significativos en países en desarrollo, mucho más si se considera las bajas rentas derivadas de la agricultura. Algunas estimaciones dan cuenta de que los costos de la degradación del suelo estarían entre 1 a 15% del PIB para los países en desarrollo (Barbier, 1995). Sin embargo, en estos países, la falta de información, la debilidad en aspectos metodológicos y los bajos niveles de formación del recurso humano, hacen muy difícil la definición de un nivel óptimo del uso del recurso con criterio económico.

Barbier et al (1997) consideran que la degradación del suelo pasó de ser un problema técnico a ser un problema económico. La evidencia demuestra que el potencial productivo de las tierras cultivadas en los países en desarrollo sigue declinando por el uso intensivo de la tierra, su degradación y posterior abandono como un mecanismo de supervivencia de los sectores rurales más pobres. Los hogares rurales no encuentran incentivos para realizar inversiones que busquen la protección del recurso tierra, y así seguir obteniendo ganancias a largo plazo. Por el contrario, encuentran más atractivo extraer la mayor renta posible del recurso suelo y posteriormente abandonarlo, y migrar en busca de otros terrenos baldíos. Generalmente estas nuevas tierras se ubican en lugares donde está el bosque natural o tierras marginadas, con altas pendientes y mayores niveles de precipitación, y por lo tanto con mayor fragilidad y susceptibilidad a la erosión.

Por otra parte, se considera que la sedimentación ha sido la responsable de la pérdida de capacidad de almacenamiento de los embalses y reservorios en los últimos 50 años en los países en vía de desarrollo (Sfeir-Younis, 1985). Dado que los costos de las técnicas de ingeniería son demasiado altos (p.ej. dragado), los gobiernos han prestado cada vez mayor interés en el control de la erosión en las tierras ubicadas aguas arriba, donde los niveles de erosión generados son considerados supremamente altos debido a las pendientes, las lluvias, las

características del suelo y las técnicas empleadas por los agricultores ubicados allí (Southgate y Macke, 1989).

Muchas de las medidas correctivas físicas (cunetas, terrazas y muros de contención) son poco lucrativas y por lo tanto, las familias campesinas no están muy deseosas de implementarlas. Incluso en el caso de que alguna medida represente beneficios, estos serán en el largo plazo, lo cual no representan mayores incentivos a las familias campesinas dadas sus altas tasas de descuento social, y especialmente para aquellas familias para las cuales los derechos de propiedad de la tierra no están bien definidos (Lutz et al. 1994).

Los beneficios aguas abajo de la conservación del suelo en las partes altas se pueden agrupar en tres categorías: 1) reducción de la sedimentación y eutroficación, y otras formas de contaminación no puntual que incrementan el flujo de los valores de los servicios (p ej. hidroeléctricas y recreación); 2) reducción de las medidas de corrección de los impactos aguas abajo (dragado y tratamiento); y 3) reducción de los costos de mantenimiento de la infraestructura.

No obstante, son muchos los esfuerzos que se han emprendido a nivel técnico y político por desarrollar una gestión integral del recurso hídrico y del manejo de la erosión. A continuación se hace una breve descripción de los diferentes instrumentos que se han desarrollado y aplicado con el fin de alcanzar un uso eficiente y sostenible del recurso.

2.5 Instrumentos técnicos y políticos desarrollados para una gestión integrada del recurso hídrico

La discusión técnica y política alrededor del mundo sobre las políticas de conservación de los recursos naturales demuestra que la formulación de políticas para la protección ambiental ha registrado avances considerables en los últimos decenios (Merlo y Paveri, 1997). Un hecho importante es que la formulación de políticas actualmente refleja el interés y la participación de la sociedad en todos

sus segmentos y estratos sociales (Schmithüsen, 1990). Según Merlo y Paveri (1997) los países en desarrollo presionados por la preocupación internacional, especialmente de las instituciones financieras internacionales (p. ej. el Banco Mundial), a veces son los más avanzados en la formulación de las políticas ambientales.

Los instrumentos de política para mitigar o evitar las externalidades ambientales negativas se agrupan en cuatro categorías: a) instrumentos administrativos, basados en legislaciones (prohibiciones, normas técnicas, etc.), b) instrumentos de mercado (impuestos, incentivos fiscales, permisos negociables, etc.), c) acción moral (educación ambiental pública), y d) acciones públicas, en caso de que los peligros ambientales sean sustanciales (Merlo y Paveri, 1997).

Los instrumentos de política que mayor desarrollo han tenido son los jurídicos obligatorios, que se basan en los derechos de propiedad. Los derechos de propiedad son establecidos por las constituciones, leyes y regulaciones, y se expresan técnicamente mediante códigos de prácticas, estándares ambientales, indicadores y permisos, incluyendo las costumbres locales (Merlo y Paveri, 1997).

Por su parte, los instrumentos de persuasión (información, educación y los servicios de asesoramiento y extensión), prestan una ayuda esencial en la obtención de la aceptabilidad social de la política.

Dentro de la lista de instrumentos de política también se encuentran los económicos y financieros (mercado, compensaciones, incentivos, tarifas y aranceles) que son fundamentales en la determinación de un uso eficiente del recurso. De acuerdo con Acquatella (2001), la aplicación de instrumentos económicos en las cuestiones ambientales ha sido la principal limitación de los países en desarrollo para llevar a cabo la internalización de las externalidades. El mismo autor identifica como los factores más condicionantes: a) los vínculos inadecuados que existen entre las autoridades ambientales y fiscales, debido a la asimetría de poder y capacidad de negociación política, b) la poca capacidad para

generar información, y la debilidad en los procesos de seguimiento y evaluación, c) la incoherencia entre la estructura de algunos incentivos implícitos en las políticas macro y sectoriales, y la estructura de incentivos manipulables por las autoridades ambientales, d) la falta de una mayor especificidad de instrumentos para diferentes regiones, y e) la falta de credibilidad política de las autoridades ambientales.

No obstante, el uso de instrumentos políticos está supeditado a los criterios de política bajo los cuales se definirán las prioridades y orientaciones de intervención pública. Desde el punto de vista ambiental el criterio para el uso sostenible del recurso está restringido por la capacidad de renovación de dicho recurso, además de mantener una capacidad mínima de sostenimiento de los otros recursos naturales. En este sentido el uso del agua o su contaminación estará sujeto a los valores físicos de regeneración del recurso hídrico, y a la capacidad de asimilación de contaminantes, al igual que a la mitigación de los impactos que no ocasionen un deterioro significativo sobre los demás recursos naturales que dependen del estado del recurso hídrico⁵.

Desde el punto de vista económico surgen varias críticas a este enfoque, las cuales se originan del hecho de que la sociedad pueda estar buscando la maximización del bienestar económico y no una coincidencia entre los usos actuales y la capacidad de uso del recurso. En este sentido, el desarrollo tecnológico y la propiedad de sustitución de factores son dos de los supuestos que presentan las mayores divergencias entre estos dos enfoques. Por ejemplo, desde el enfoque económico, si los precios de los productos y los costos de la tecnología para la conservación del recurso disminuyen a través del tiempo, entonces puede ser económicamente óptimo intensificar el uso de dicho recurso en el corto plazo y aplicar en el futuro técnicas menos costosas de conservación o disminuir la intensificación de su uso (Aylward, Echeverría y Barbier. 1995).

⁵ Para conocer en detalle los fundamentos y supuestos relacionados con esta corriente desde una perspectiva económica, es necesario revisar la literatura relacionada con los límites del crecimiento (la corriente de pensamiento denominada Neo-Malthusianos), donde se hace alusión permanente al informe del Club de Roma de 1972.

Estas dos posiciones parecen irreconciliables, y a pesar que el presente trabajo se enmarca dentro del criterio económico, las divergencias no terminan aquí. Dentro del campo económico se ha venido generando una creciente discusión en torno a la conveniencia de emplear o no el mercado como criterio para implementar un uso eficiente del agua.

2.6 La controversia sobre la administración del recurso hídrico

Los mercados de agua nacen con el objetivo de reasignar el agua entre usos conflictivos hacia aquellos de mayor valor, al mismo tiempo que se incentiva un uso más racional del recurso, incorporando los costos de oportunidad en las decisiones relativas al uso del recurso. En una localización del recurso eficiente económicamente, el beneficio marginal del empleo del recurso es por lo menos igual al de su uso rival, y así el bienestar social es maximizado. Este equilibrio puede ser logrado a través de la operación de señales de precio en un mercado competitivo para el recurso.

En ausencia del mercado y en la presencia de crecientes conflictos sobre el uso del agua, existe una presión para entender la demanda del agua y los valores en varios sectores económicos. Un examen de los beneficios marginales en usos rivales puede ayudar a identificar grandes diferencias y permitir una presión por un cambio legal en las reglas de localización, adicionalmente los beneficios marginales del uso del agua pueden ser comparados con los costos marginales de las propuestas de oferta de agua buscando promover la eficiencia económica y la responsabilidad fiscal (Gibbons, 1986).

Por una variedad de razones, la sociedad no ha elegido el uso del mercado para el balance de la oferta y la demanda o para la localización de la oferta. Por una parte, el agua es percibida como un bien vital y elemental para dejársela a las fuerzas del mercado. Por otra parte, los mercados no trabajan como localizador

eficiente, incluso en la teoría para recursos con ciertas características. El agua es móvil, reutilizable, estocásticamente ofertada y un bien público. También presenta economías de escala. Por estas razones el agua ha sido vista como un recurso que debe ser manejado por el Estado (Gibbons, 1986).

Además, para muchas culturas el agua es considerada sagrada, y por lo tanto es inconcebible el uso de mecanismo de mercado para su localización (Boulding, 1980). Muchas personas rechazan la localización de este bien a través de mecanismos de mercado, dado que el agua es considerada esencial para la vida, y el suministro de agua limpia y el saneamiento de las aguas servidas es indispensable para la salud.

Durante mucho tiempo “el agua se ha considerado un recurso demasiado importante como para dejar su provisión al libre mercado” (Azqueta y Ferreiro, 1994), la intervención pública parece inevitable, debido a que la solución a la que conduce el mercado se desvía de la solución económicamente eficiente, como consecuencia de los llamados fallos del mercado. Si bien es posible establecer los derechos de propiedad de acuerdo con algún juicio de valor, parece difícil que el mercado internalice por sí sólo los efectos externos. Ejemplos de ello son los casos en los que las fuentes de contaminación son difusas, resultando muy difícil establecer responsabilidades y por tanto, internalizar las externalidades negativas de los efluentes.

Sin embargo, son muchos los economistas que consideran al mercado el mejor mecanismo para asignar el agua, apostando por la soberanía del consumidor, ya que la tradicional consideración que se hace del agua como bien libre no ha proporcionado los resultados adecuados para el manejo de dicho bien. Por el contrario, la situación actual del agua es tan delicada, que la gestión de los recursos hídricos se está convirtiendo en uno de los principales problemas de la agenda mundial.

Los defensores de tratar el recurso hídrico como un bien económico argumentan que en muchas partes del mundo la intervención del Estado ha conducido a la reducción continua de la calidad del agua, ha permitido la sobreexplotación de las reservas acuíferas del suelo, es poca la atención que se le presta a los servicios ambientales que provee, y los eventos climáticos drásticos ocasionan daños y perjuicios cada vez más serios a la sociedad.

Como respuesta al argumento de la importancia vital del agua para el sostenimiento de la vida humana, los que están a favor de tratar el agua como un bien económico sostienen que el agua usada para “beber” es sólo una mínima fracción del consumo que se realiza de agua por parte del hombre, ya que la mayor parte se emplea para riego de cultivos, baños, regar jardines y lavar autos (Gleick, 1998). Según Gibbons (1986) el uso consuntivo del agua para propósitos municipales es menos del 10% del consumo del agua, y menos del 5% del promedio del uso del agua en el hogar es para beber y cocinar (Figura 2).

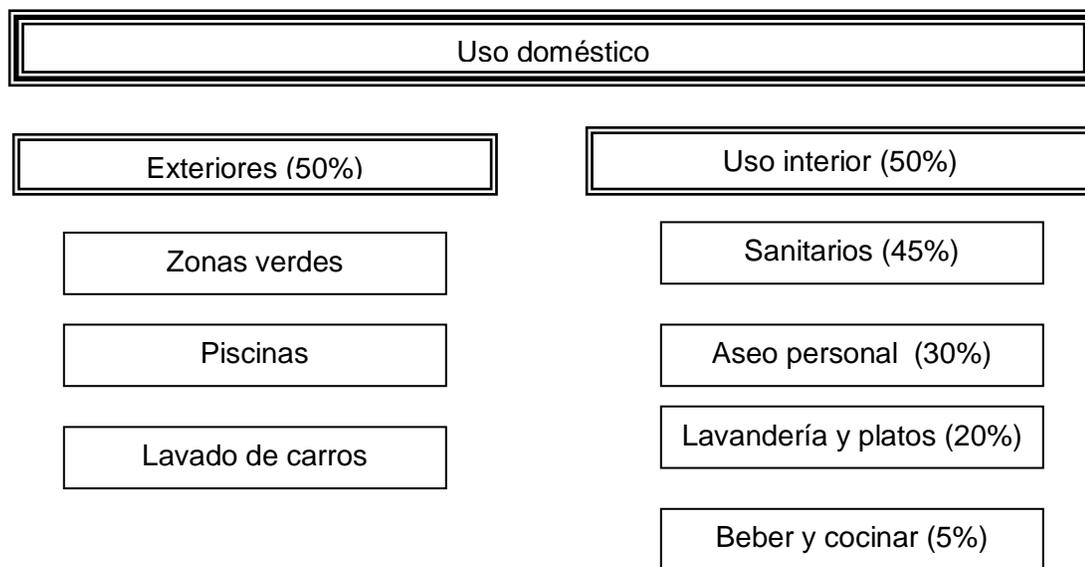


Figura 1 Clasificación del uso doméstico del agua

Asthana (1997) sostiene que la provisión de agua gratis o altamente subsidiada no tiene los resultados planeados, ya que en un gran número de casos lleva a una

baja confiabilidad, pobre calidad e inversiones realizadas por usuarios en fuentes alternativas de oferta. Muchos proyectos públicos de oferta de agua en países de bajo ingresos son subutilizados y tienen un pobre mantenimiento, y caracterizan esta situación como un “equilibrio de bajo nivel”, donde el sistema tiene pocas conexiones, bajas tarifas, bajas rentas, bajo mantenimiento, baja confiabilidad y bajo uso por parte de los usuarios (Singh et al. 1993).

El principio No 4, de la declaración de Dublín sobre agua y desarrollo sostenible (Naciones Unidas, 1992) promulga que el agua tiene un valor económico en todos sus usos rivales y por lo tanto puede ser reconocida como un bien económico. Argumenta que la falta de este reconocimiento ha ocasionado graves daños ambientales a este recurso, y por lo tanto, hacerlo es un camino importante para lograr un uso eficiente y equitativo, al mismo tiempo que se velaría por el mejoramiento del estado de este recurso y los ecosistemas que lo suministran.

Easter et al (1993) argumentan que la nueva propuesta de aproximación al manejo del recurso hídrico debe ser construida sobre las lecciones de la experiencia, por lo que el objetivo debe ser la adopción de un marco político comprensivo y el tratamiento del agua como un bien económico con manejo descentralizado y estructuras de suministro, con grandes dependencias sobre el precio y una total participación de los actores presentes.

Por estas razones, en casi todos los países de América Latina y el Caribe se han emprendido reformas de legislaciones y organizaciones orientadas a la gestión y el aprovechamiento del recurso hídrico. A pesar que existe cierto grado de heterogeneidad en las experiencias generadas en los distintos países, se puede afirmar que las reformas tienen algunas características comunes como la aspiración a establecer un sistema administrativo que permita una gestión integrada de los recursos hídricos; la percepción de que el agua debería administrarse a nivel de cuenca; el cambio de la intervención directa del Estado a funciones de supervisión, fomento y regulación de las actividades de terceros; la descentralización de responsabilidades hacia los gobiernos locales; el interés en

utilizar instrumentos económicos y de mercado en la gestión de los recursos hídricos; y la incorporación del sector privado y los usuarios en la gestión y el aprovechamiento del agua (Jouravlev, 2001).

Según Merret (1997), en términos generales, los principales obstáculos que tendrá que enfrentar la economía del agua serán: i) ofertar agua en cantidad suficiente y calidad apropiada a usuarios en hogares, agricultura, industria y otros sectores, ii) asegurar un valor de agua asequible a hogares de bajos ingresos, iii) purificar los efluentes provenientes del uso doméstico, agrícola e industrial, iv) prevenir el abuso del poder monopolístico de la oferta de agua y alcantarillado, v) protección a comunidades urbanas y rurales frente a fenómenos naturales relacionados con el agua, vi) proteger la capacidad de renovación del agua en todo su ciclo, y vii) conservar especies naturales y hábitat.

A nivel de cuenca, Young (2005) señala que los principales retos de la economía del agua son las fallas de mercado relacionadas con la internalización de externalidades persistentes entre los usuarios aguas abajo y aguas arriba que todavía no están siendo contempladas dentro de los precios de mercado. El autor también resalta la necesidad de reducir la sobre explotación del agua en los casos donde su característica es de recurso común (p. ej. agua subterránea), y en los casos donde el servicio presente condiciones de monopolio natural.

Los mercados de agua también se enfrentan a importantes problemas prácticos (definición y reparto inicial de derechos, efectos externos derivados de las interdependencias en uso, consideración de valores no monetarios -p. e., ambientales-, problemas de control y vigilancia, etc.), y a resistencias de tipo político y social (problemas de aceptación por la mentalidad popular del comercio con un bien como el agua, suspicacias entre zonas cedentes y receptoras, etc.). Es evidente que la definición institucional de un mercado de aguas -de forma que sea económica y socialmente viable- es un problema complejo, y que es preciso aprender de experiencias concretas (Ramos, 1998).

Uno de los instrumentos políticos que mayor desarrollo ha tenido en la actualidad es el pago por servicios ambientales, ya que ha sido promovido como un instrumento eficiente a la hora de mejorar las condiciones de los recursos naturales, y al mismo tiempo se lo ha promovido como un instrumento que permitirá que los sectores rurales más pobres de la sociedad mejoren sus ingresos.

2.7 El pago de servicios ambientales como instrumento político para internalizar las externalidades ambientales y disminuir la pobreza

El pago por servicios ambientales (PSA), a grandes rasgos, es un mecanismo de compensación mediante el cual los usuarios de los servicios ambientales pagan a los propietarios o guardianes de los recursos naturales que proveen dichos servicios. El PSA se ha venido promoviendo como un instrumento que permitirá el mejoramiento de las condiciones ambientales y al mismo tiempo contribuirá a reducir la pobreza rural (Programa RUPES; Pagiola, Bishop y LandellMills, 2002; Pagiola y Platais, 2002; Rosa, Kandel y Dimas, 2003; Shilling y Osha, 2003; Wunder, 2005; entre otros). Los sistemas de PSA permiten transferir recursos a sectores económicamente vulnerables que ofrecen servicios ambientales: en muchos casos, los proveedores del servicio aguas arriba pertenecen a estratos sociales desfavorecidos, y por lo tanto, una compensación monetaria podría servir para aliviar los bajos niveles de renta (FAO, 2004). Según un documento de GTZ y CONDESAN (2003) el pago por la producción de servicios ambientales es uno de los pocos mecanismos a través del cual las zonas de altas pendientes pueden combatir problemas habituales tales como bajos precios, subsidios agrícolas en países desarrollados, altas tasas de desempleo rural, altos niveles de extrema pobreza y degradación de la base de los recursos naturales. A través de lograr que la producción agrícola sea viable y que los beneficios sean capturados a nivel local, el esquema de pago por servicios ambientales puede tener un impacto sobre el uso del suelo, la seguridad alimentaria y el bienestar rural (GTZ y CONDESAN, 2003). Por esta razón algunos países latinoamericanos, como Costa Rica, México, Ecuador, Colombia, han incluido el PSA dentro de sus políticas. No obstante son

muchas las discusiones que se derivan de este instrumento frente al tema de derechos de propiedad, y su potencial para mejorar las condiciones ambientales y, especialmente, reducir la pobreza.

Éste es precisamente el interés del presente trabajo, ya que se pretende evaluar la facilidad para construir curvas de costo marginal sobre el agua y la erosión como bienes y servicios ambientales que pueden ser ofrecidos por los sectores más pobres de la sociedad que se localizan en las partes altas de las cuencas hidrográficas, y las curvas de beneficio marginal que se generan a partir del uso de dichos servicios por parte de los usuarios quienes obtienen las más altas rentas por su uso y que se ubican en las partes bajas de la cuenca. Las curvas de costo y beneficio marginal se deben construir a partir de información secundaria disponible, y bajo un sistema de supervisión que implique los menores costos posibles, suponiendo con esto que el mecanismo puede funcionar bajo costos de transacción muy bajos. Este trabajo también pretende abordar las implicaciones de la asignación de los derechos de propiedad de los servicios ambientales sobre los usuarios de las partes altas y bajas de la cuenca, e igualmente determinar el potencial de dicho instrumento para reducir la pobreza rural.

3 MARCO TEÓRICO

3.1 Las externalidades ambientales y el nivel óptimo de producción

La enseñanza actual de la microeconomía (Mas-Colell et al.1995) clasifica a las externalidades y a los bienes públicos como tipos de fallas de mercado, y se mantienen las definiciones convencionales. Definen un fallo de mercado como una situación en la cual no se cumple o no es tomado alguno de los supuestos del teorema del bienestar, y como consecuencia el equilibrio de mercado no es óptimo de Pareto. Una externalidad se define como una situación en la cual la función de utilidad de un consumidor (o firma) está afectada directamente por la acción de otro agente de la economía. Y finalmente, definen los bienes públicos como bienes o servicios cuyo consumo por parte de un individuo no disminuyen la disponibilidad de la comodidad para otro individuo.

Los equilibrios de mercado donde exista una externalidad ambiental, no se constituyen en niveles óptimos de producción o de consumo. Si la externalidad es negativa, entonces la cantidad de equilibrio determinada por el mercado del bien que produce la externalidad será superior a la cantidad necesaria para alcanzar un óptimo social. Si la externalidad es positiva, entonces la cantidad de equilibrio determinada por el mercado será inferior a la cantidad que alcanza un óptimo social (Panayotou, 1996).

Si trasladamos estas externalidades ambientales a un mercado de bienes y servicios ambientales de recursos renovables, en el cuál estos bienes y servicios son de carácter público (por ejemplo, aire y algunos servicios del agua), entonces encontraremos que las cantidades demandadas del bien (agua y aire) serán superiores a las cantidades producidas. En un mercado de bienes privados, automáticamente se presentaría una situación de escasez que haría subir el precio del bien. Sin embargo, como los bienes son de acceso público, lo que se está presentando es una sobre-explotación del bien, donde las tasas de uso son muy superiores a las tasas de renovación (Atkinson y Stiglitz, 1980) (Gráfico 1).

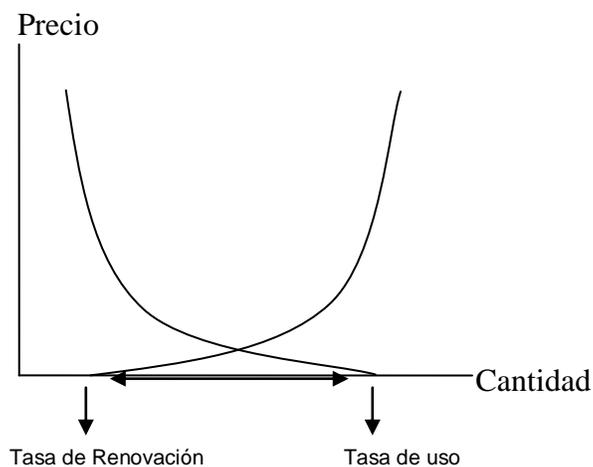


Gráfico 1 Curvas de demanda y oferta de la cantidad de bienes y servicios ambientales

En conclusión, en un equilibrio competitivo que implique una externalidad pero no medidas correctivas, nunca puede ser un óptimo en el sentido de Pareto, y siempre puede introducirse pequeños aumentos en el nivel de la actividad que genere beneficios externos que se constituyen en una mejora paretiana, y lo mismo es cierto para una disminución marginal en el nivel de una actividad que genera una externalidad perjudicial.

3.2 Intentos de clasificación de las externalidades

Existe un gran cuerpo teórico en torno al fenómeno de las externalidades, el cual contiene muchos elementos clasificatorios. Uno de los más importantes aportes sobre tipos de externalidades la realizó Jacob Viner (1931) quien demostró que no todas las relaciones que parecen dar lugar a una externalidad generan ineficiencia en la asignación de recursos, y llamó a estas como externalidades pecuniarias. En este tipo de externalidades el nivel de actividad de un individuo afecta

económicamente a otro, pero no produce una asignación de recursos ineficiente, puesto que no varía la eficiencia real del proceso productivo, ya que estas externalidades no generan diferencias entre las tasas marginales sociales y privadas de sustitución y transformación, y por ende no crean divergencias entre las condiciones de optimalidad y las que caracterizan el equilibrio competitivo. Por su parte, las externalidades que provocan variación en la eficiencia real del proceso productivo, y por lo tanto producen divergencias entre las tasas marginales de transformación social y privada, las denominó externalidades tecnológicas.

Meade (1952) se enfocó en economías externas y “*diseconomies*” que las relaciona con pequeños ajustes marginales necesarios a situaciones competitivas existentes. Clasificó las economías externas o “*diseconomies*” en: i) factores de producción no pagados, y ii) creación de atmosfera. El primer caso se trata claramente de externalidades positivas, en las cuales una empresa a través de su proceso productivo genera un insumo que es utilizado libremente por otra empresa; para esta caso, Meade expone el caso de un cultivador de manzanas que suministra gratuitamente alimento a la abejas de un apicultor vecino. En el segundo caso, Meade se refiere a como la actividad productiva de un productor puede afectar la disponibilidad de un recurso fijo, y pone como ejemplo el incremento de las lluvias que puede ocasionar la reforestación de una región, y por ende el incremento de la producción de trigo debido al incremento de las lluvias (factor fijo).

Scitovsky (1954) formuló dos definiciones diferentes de economías externas; una definida desde la teoría del equilibrio, y otra desde la teoría de la industrialización⁶ para países subdesarrollados, esta última más amplia, y la cual, según él, contiene a la primera. La definición de economía externa desde la teoría desde la industrialización asegura, Scitovsky, es mucho más amplia que la

⁶ Referida a un problema de localización espacial del ahorro entre diferentes alternativas de inversión.

formulada por Meade, ya que, en sus palabras, incluye no sólo externalidades tecnológicas, sino pecunarias (de acuerdo a la clasificación de Viner).

Por su parte, Bator (1958), trata de abarcar un gran espectro de fallas de mercado, y clasifica las externalidades de acuerdo a sus causas, incluyendo las externalidades generadas por rendimientos crecientes: i) externalidades de propiedad, ii) externalidades técnicas, y iii) externalidades de bienes públicos. Donde las externalidades de propiedad, se refieren específicamente, a bienes con problemas de apropiación (bienes en los cuales existen dificultades para asignar derechos de propiedad, y que es semejante al concepto de exclusión), relacionándolo con el caso de los factores de producción no pagados de Meade. Las externalidades técnicas, las asocia a los problemas de rendimientos crecientes (donde no es conveniente excluir a una persona de su suministro, debido a que el costo marginal de su provisión es inferior que el beneficio marginal obtenido). Y por último, denomina como externalidades de bienes públicos, aquellas donde el consumo de un bien por un individuo no disminuye la disponibilidad para el consumo de otro individuo. Finalmente, relaciona el tema de la propiedad de exclusión con una inviabilidad económica y no física de evitar que alguien disfrute de un bien.

Davis y Whinston (1962) en primer lugar tratan de demostrar que las empresas involucradas con las externalidades tienen sus propias motivaciones para llegar a acuerdos; segundo, que las externalidades tecnológicas se dividen en dos casos, externalidades separables y no separables. Las externalidades separables las asocia con efectos que tiene el nivel de producción de una empresa sobre los beneficios de otra, pero sin que el nivel de producción de la primera afecte los costos marginales de la segunda, y por eso, sólo la considera como una función aditiva que solamente repercute en el nivel de costo total. Las no separables, las asocia con una función multiplicativa sobre los costos totales, y por lo tanto, los niveles de producción de una empresa sí tiene un efecto sobre la función de costos marginales de la otra empresa. Tercero, que si un arreglo entre firmas no

es exitoso, un esquema de impuestos subsidios sólo es exitoso en el caso de externalidades separables.

Buchanan y Stubblebine (1962) realizaron una clasificación de las externalidades tecnológicas de acuerdo a su relevancia, las cuales las definieron como externalidades Pareto-relevantes aquellas que con pequeños cambios marginales de la actividad de una empresa afectan la función de producción de otra (aplicable igualmente para el caso de los consumidores). Las externalidades Pareto-irrelevantes, las definieron como aquellas donde los cambios marginales de la actividad de una empresa no afecta la función de producción de otra empresa, pero la actividad total (definida como la integral de todos los cambios marginales) si la afecta.

Turvey (1963) hace un recuento y análisis de los principales documentos escritos sobre externalidades hasta esa fecha, y concluye que cuando un arreglo entre las partes involucradas en la externalidad es posible, entonces el problema se circunscribe al campo de la justicia y no al de la eficiencia económica, y cuando no es posible un arreglo, entonces hay que recurrir a la economía aplicada ya que los teóricos no tienen nada que decir al respecto.

Pearce y Sturmev (1966) habla de costos compensados y no compensados y de beneficios apropiados y no apropiados, y los relaciona con las externalidades, aclarando que donde las externalidades puedan alcanzar un precio vía arreglo, se trata entonces de externalidades compensadas o apropiables. Sin embargo, señala que existes ciertas dificultades en el mundo real para alcanzar dichos acuerdos, y en este caso estaríamos frente a externalidades no compensadas y no apropiables.

Baumol y Oates (1975) clasifican las externalidades en agotables e inagotables. Esta clasificación se deriva del concepto de rivalidad, ya que clasifican como inagotables aquellas donde un aumento en el consumo por parte de un individuo no reduce su disponibilidad para otros. También consideran la posibilidad de que se presenten externalidades mixtas.

Mas-Colell et al. (1995) incluyen una nueva clasificación de externalidad, la cual denomina como externalidades multilaterales. Este tipo de externalidades las restringe al caso en la cual existe un gran número de participantes (tanto causantes como afectados de la externalidad). A su vez, realiza una subclasificación de este tipo de externalidades, privadas (el consumo por parte de un individuo reduce la disponibilidad para otro) y públicas (el consumo por parte de un individuo no reduce la disponibilidad para el consumo por parte de otro).

A pesar de que no existe un consenso de cómo debería realizarse una clasificación adecuada de las externalidades, si se reconoce que las externalidades son una categoría de las fallas de mercado, y que en presencia de una falla de mercado, bajo ciertos supuestos acerca de la tecnología, los gustos y las motivaciones de producción, las condiciones de equilibrio alcanzadas por el mercado, no son una solución óptima de Pareto (Pearce y Turner, 1990).

3.3 Medidas propuestas para corregir las externalidades ambientales

Existen diferentes tipos de instrumentos políticos para internalizar las externalidades ambientales, que van desde instrumentos legislativos prohibitivos (prohibiciones, normas técnicas, etc.), hasta instrumentos económicos (impuestos ambientales, incentivos fiscales, permisos de emisión negociables, etc.). Los instrumentos legislativos prohibitivos son los que mayor desarrollo han tenido, debido a su relativo bajo costo respecto a otro tipo de medidas, pero al mismo tiempo, es el más criticado, dada su baja efectividad. Entre los economistas, y como es de esperarse, los instrumentos económicos tienen más acogida, ya que busca introducir, a través de incentivos, las externalidades como variables de elección dentro del comportamiento de los consumidores y productores. Sin embargo, la falta de información adecuada, y los altos costos de transacción, son las grandes barreras que enfrentan este tipo de instrumentos.

Teóricamente, los impuestos pigouvianos son los que mayores ventajas representan frente al resto de instrumentos, debido a que un impuesto es más eficaz para alcanzar los niveles óptimos de consumo y producción del bien que produce la externalidad, y además, porque el organismo encargado de la protección del medio ambiente puede conseguir el nivel deseado de contaminación, fijando el nivel de impuesto en el nivel correcto (Mankiw, 2002), al mismo tiempo que se constituye en una fuente de ingresos. Además, los impuestos pigouvianos no son como la mayoría de los impuestos que distorsionan los incentivos y se alejan de la asignación de los recursos del óptimo social, ya que en estos últimos la reducción del bienestar económico (es decir el excedente del consumidor y del productor) es superior a la cantidad de ingresos que recauda el Estado. En cambio, cuando hay externalidades, la sociedad también se interesa por el bienestar de los que resultan afectados. Los impuestos pigouvianos corrigen los incentivos para que tengan en cuenta la presencia de externalidades y, por lo tanto, acercan más la asignación de los recursos al óptimo social (Mankiw, 2002).

Por su parte, Coase (1960) argumenta que en ausencia de costos de transacción y comportamiento estratégico, las distorsiones asociadas con externalidades serán resueltas eficientemente a través de arreglos voluntarios entre las partes involucradas. Para ello, es necesario que los derechos de propiedad de las distintas partes estén bien asignados y puedan defenderse. Para Coase (1960) ni la compensación ni la imposición sobre las víctimas son compatibles con la asignación óptima de recursos. No es necesario cobrar impuestos, ya que el costo que impone la externalidad los mantendrá alejados; pero tampoco es conveniente compensar a las víctimas, ya que demasiadas personas acabarían viviendo cerca de la fuente de la externalidad. Se resalta el hecho que para la propuesta de Coase, la asignación inicial de derechos de propiedad no cambiará el resultado eficiente logrado por el arreglo de las partes, solamente influirá en quien paga a quien en el acuerdo final (Pearce y Turner, 1990). Pearce y Turner (1990), exponen las limitaciones que para ellos tendría la aplicación del “Teorema de Coase”: i) la solución de negociación no es aplicable en competencia imperfecta, ii) asume

costos de transacción iguales a cero, lo cual sólo es cierto cuando el número de participantes es pequeño, y iii) existe cierta dificultad para identificar las partes negociadoras.

Arrow (1969), considera como ambiguos los análisis que habitualmente se realizan de las externalidades, los cuales indican que si no se cumplen las condiciones suficientes para asegurar la existencia del equilibrio competitivo, y que sea óptimo de Pareto, entonces se debe recurrir a instrumentos de no mercado, los cuales abarcan gasto público, impuestos y subsidios. Reconoce como un segundo nivel de análisis de externalidades, el análisis costo beneficio de mecanismos intervencionistas, que podrían, en un primer caso, restaurar el óptimo de Pareto (al menos teóricamente), o en un segundo caso, alcanzar un *second best*. Asegura que la externalidad es sólo un caso especial de un fenómeno mayor (fallas de mercado). Explica que la externalidad no sólo está relacionada al hecho de que el consumo de un bien por parte de un individuo afecte la función de utilidad de otro, sino que se trata también de dos factores, el primero es la propiedad de exclusión, y el segundo, del pequeño número de participantes. Arrow sostiene que en el segundo caso las externalidades se deben tomar como cualquier bien o servicio, donde se puede aplicar la teoría formal del equilibrio competitivo, incluyendo la optimalidad.

Baumol y Oates (1975), inician su obra desestimando el alcance de dos temas teóricos con gran discusión hasta ese momento, el primero, la existencia de una solución de equilibrio general en presencia de externalidades, y la segunda, los arreglos voluntarios. En el primer tema, los autores argumentan que no ha emergido alguna prueba de la no existencia de la solución, y por lo tanto, se deben seguir construyendo modelos que satisfagan las condiciones al menos suficientes de existencia de un equilibrio. En el segundo tema, la mayoría de los problemas importantes de externalidades ambientales que afectan a la sociedad son casos con gran número de participantes, y en este caso, la probabilidad de negociación voluntaria disminuye, por hacer prohibitivos los costos administrativos de coordinación. Estos mismos autores, realizan una clasificación

de las externalidades ambientales⁷ de acuerdo con las características intrínsecas de los bienes, externalidades agotables (privadas) y externalidades inagotables (públicas), y proponen una solución para cada una de ellas.

En el primer caso (externalidades agotables), el consumo por parte de un individuo reduce la disponibilidad para otros, y consideran que las restricciones institucionales impiden la asignación de derechos de propiedad que permitan la exclusión y la fijación de precios de mercado. En este caso, proponen una extensión del sistema ordinario de precios sobre el costo social que no ha sido tenido en cuenta. En el segundo caso (externalidades inagotables), donde el consumo por parte de un individuo no reduce la disponibilidad para otros, proponen un sistema de impuesto pigouvianos que cumpla con la asimetría de precios requerida: un precio distinto de cero al oferente de la externalidad, y un precio igual a cero al consumidor de la externalidad. Si la externalidad es negativa, se propone que el productor tenga un impuesto positivo (se le cobre), pero si la externalidad es positiva, que el productor tenga un impuesto negativo (sea compensado). Sin embargo, en el caso de una compensación, no dejan claro de dónde saldrían los recursos, ya que, según ellos, el consumidor de la externalidad positiva no tendría que pagar por este beneficio.

En un *survey* realizado por Cropper y Oates (1992), se discute sobre los mecanismos más adecuados para resolver el problema de las externalidades con el fin de trascender hasta el campo político. A pesar de que no adicionan mayores elementos a discusión de los que hasta aquí se han expuesto, si rescatan el hecho de que en los estudios realizados⁸ sobre la distribución de las cargas entre consumidores y productores de las externalidades, se percibe un carácter regresivo, ya que muchos de los programas que buscan el mejoramiento de la

⁷ Las externalidades presentes en el mundo real son de muchos tipos, pero con el fin de centrar el cuerpo teórico en el problema que se pretende abordar, de aquí en adelante el termino externalidad se referirá a externalidad ambiental.

⁸ A este respecto, los autores hacen referencia a los trabajos de Gianessi, Peskin y Wolf (1979), Ash y Seneca (1978), Zupan (1973), y Christiansen y Tietenberg (1985).

calidad ambiental benefician en mayor medida a las clases sociales altas, independiente del tipo de medida que se aplique (regulación o incentivos).

3.4 El criterio de eficiencia económica en el uso del agua

Cualquier alternativa que se elija para la gestión del agua debe traer como consecuencia una mejora en el bienestar de las personas afectadas. Los costos de oportunidad de cualquier proyecto o estrategia de gestión del agua, deben estar compensados por ventajas y beneficios que justifiquen su puesta en marcha. La eficiencia económica se consigue cuando el costo marginal de alcanzar una meta es igual al beneficio marginal que se obtiene como resultado (Gráfico 2). El concepto general de eficiencia económica puede analizarse desde diferentes puntos de vista.

Un punto de vista enfatiza el análisis costo-beneficio. Según este, la implementación de una alternativa puede justificarse si sus beneficios superan a los costos. Otro punto de vista de eficiencia económica es el énfasis en la utilización óptima de los recursos escasos. Entre dos alternativas de costo similar debería elegirse aquella que reporte mayores beneficios a la sociedad. Un tercero es la minimización de costos. Entre alternativas que buscan la misma finalidad, la más eficiente será aquella que resulte en un menor costo de oportunidad.

La curva de beneficio marginal configura la demanda, la cual está compuesta por la disposición a pagar de los usuarios por una cantidad de agua disponible adicional a la cantidad actual ofertada. Ésta refleja la disminución del valor marginal ante incrementos en la disponibilidad de agua. Por su parte, la curva de costo marginal configura la oferta, la cual está compuesta por los costos de oportunidad de poder ofrecer una mayor cantidad de agua con respecto a la cantidad actualmente ofertada (Gráfico 2).

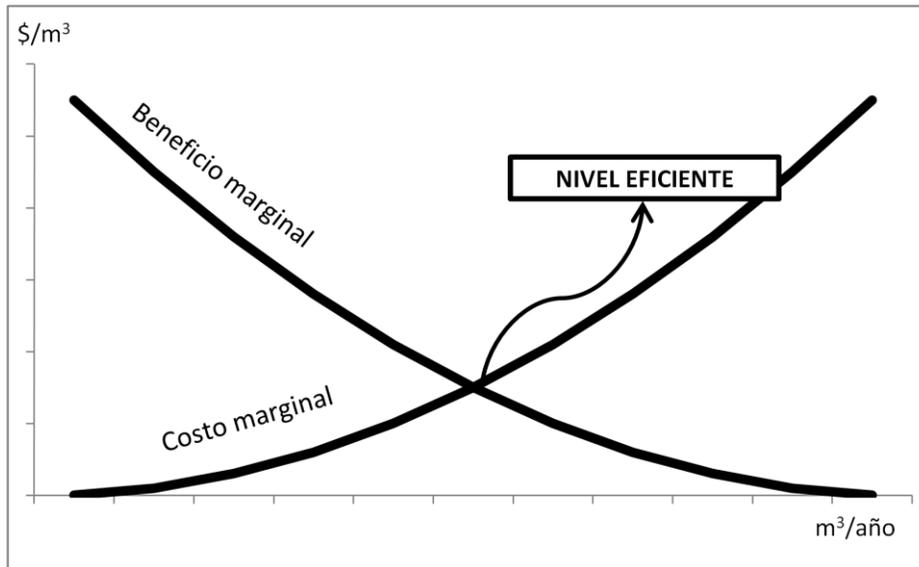


Gráfico 2 Nivel eficiente del uso del agua

La disposición a pagar o aceptar una compensación representan los precios de mercado, partiendo de la premisa de agregación de las preferencias individuales. Cuando se trata de bienes no mercadeables entonces, la estimación del precio sombra del bien o servicio constituirá la curva de costos marginal.

La metodología anterior puede extenderse a la discusión sobre las tasas óptimas de uso del agua para consumo o para producción en la economía local. Con información suficiente se deben conocer los beneficios y costos asociados a la extracción de cada metro cúbico de agua. En los beneficios es necesario tener en cuenta lo que significa la disponibilidad de agua para los distintos usos posibles (i.e. doméstico, industrial, público y comercial). Mientras que en los costos se deben contemplar además de la inversión, operación y mantenimiento, los daños asociados a la captación del recurso, y los costos de oportunidad de los usos rivales del agua.

3.5 Economía del agua

Young (2005) presenta un modelo sencillo que permite aplicar el criterio de eficiencia económica, a través del análisis costo beneficio, en la implementación de nuevos proyectos enfocados al manejo del recurso hídrico.

$$PVNB = \sum_t \left[\frac{\sum_i (B_{it})}{(1+r)^t} \right] - \sum_t \left[\frac{C_{it}}{(1+r)^t} \right] - \sum_t \left[\frac{D_{jt}}{(1+r)^t} \right]$$

Donde:

PVNB = valor presente de los beneficios netos

B_{it} = Beneficio incremental (disposición a pagar) por el incremento de la disponibilidad de agua para el sector i en el año t

C_{it} = Costos de capital y operación para el sector i en el año t

D_{it} = perjuicios inducidos por el proyecto (costos de oportunidad y costos externos) para el sector i en el año t, y

r = tasa de descuento

La factibilidad económica esta dada por $PVNB > 0$.

En cuanto al valor marginal del agua de uso industrial, Young (2005) propone una función para la estimación de los beneficios marginales, así:

$$Y = Y(X, W, K)$$

Donde

Y = producción

X = vector de variable de insumos

W = Cantidad de agua empleada

K = Factor fijo que también contribuye al proceso de producción

Donde la función de beneficio es:

$$\pi(P_y, P_x, W, K) = P_y * Y(X, W, K) - P_x * X(P_y, P_x, W) - K$$

c.p.o

$$\frac{\partial \pi(.)}{\partial X_j} = \frac{P_y * \partial Y(X, W, K)}{\partial X_j} = P_{x_j} = VPM$$

Donde:

P_y = precio del producto Y

P_x = vector de precio de los insumos

VPM = valor marginal del producto con respecto a un incremento en la disponibilidad de agua

La anterior función puede emplearse sin problema para el caso del agua de riego. No obstante, Young presenta una función especial para calcular la disposición a pagar de las empresas hidroeléctricas:

$$Q_{Et} = H_t * V_t * E_{Ft} * C$$

s.a.

$$H_t = E_{Pt} - E_S$$

$$H_t \geq H_M$$

$$Q_{Et} \leq M_G$$

$$V_t \leq M_Q$$

Donde:

Q_{Et} = Producción de energía en el periodo t

H_t = cabeza promedio en altura durante el período t

V_t = Volumen de flujo de agua por unidad de tiempo

E_F = Eficiencia de generación de energía

C = constante para conversión de unidades de volumen a energía

E_P = promedio de elevación del reservorio durante el período t

ES = Elevación del punto de salida del agua después de la turbinación

HM = Cabeza mínima de toma

MG = Capacidad máxima de generación de energía

MQ = Capacidad máxima de turbinación in Q por unidad de tiempo

Los beneficios derivados por el uso del agua en la parte baja de la cuenca pueden obtenerse al estimar cada una de las anteriores funciones. Igualmente, el agua a través de la generación de erosión del suelo también genera algunos costos. A continuación se presentan los costos asociados a la erosión del suelo.

3.6 Economía de la erosión del suelo: un costo asociado a la calidad del agua

Básicamente existen dos tipos de impactos provocados por la erosión, los impactos in situ y los impactos ex situ. Los primeros tienen que ver principalmente con una reducción de la productividad del suelo dentro de la parcela, debido a la pérdida de nutrientes por la pérdida de suelo. El segundo es un poco más complejo, y tiene que ver con los impactos originados por fuera de la parcela. Existen varios impactos aguas abajo ocasionados por la erosión del suelo, lo cuales incluyen: sedimentación de reservorios, pérdida de navegación, flujo irregular para irrigación, efectos sobre la agricultura, pesca y producción industrial ubicadas en tierras bajas, impacto sobre la oferta y potabilización, impactos sobre los ciclos de sequías e inundaciones. Los costos económicos de estos impactos pueden ser medidos en términos del valor presente de los costos de oportunidad por la pérdida de la actividad económica aguas abajo, incluyendo pérdidas o daños en la propiedad o cualquier efecto directo sobre el bienestar. Sin embargo, la pérdida en generación de las hidroeléctricas, un irregular o inadecuado flujo para la irrigación, los daños por inundaciones, la infraestructura construida para evitar daños, y la afectación de la oferta y la potabilización de agua para consumo humano e industrial son considerados como los costos más significativos.

Varias metodologías para evaluar los costos in situ y ex situ de la degradación del suelo han sido desarrolladas (Bishop 1992; Easter, Dixon y Hufschmidt, 1986; Gregerson et al., 1987). Técnicas basadas sobre precios de mercado, precios hedónicos, efectos sobre la productividad, costos de remplazamiento, y costos de relocalización, son los más frecuentemente empleados para estimar los costos in situ (Stocking 1986; Bishop y Allen 1989; Bishop 1990; Cruz, Francisco y Conway 1988; Magrath y Arens 1989; Veloz et al. 1985) y los costos ex situ (Cruz, Francisco y Conway 1988; Hodgson y Dixon 1988; Magrath y Arens 1989; Ruitenbeek 1989).

A pesar que en el presente trabajo únicamente se abordará la problemática relacionada con los costos ex situ, es importante resaltar algunos de los elementos restrictivos de los productores rurales pobres de los países en desarrollo que impiden que estos pequeños productores incorporen adecuadamente los costos in situ dentro de la toma de decisión de producción, ya que algunos de estos elementos serán tenidos en cuenta a la hora de formular el modelo de toma de decisiones de los productores rurales.

3.6.1 Costos in situ de la erosión del suelo

Los impactos in situ son más frecuentemente estudiados, típicamente por el análisis del efecto de la pérdida de suelo sobre la producción del cultivo. La evidencia sugiere que los impactos de la erosión del suelo sobre los cultivos puede ser más dramática en el trópico debido a la relativa fragilidad de los suelos tropicales y a las extremas condiciones climáticas (Stocking 1987).

Walker (1982) desarrollo una función de daño con el fin de realizar una evaluación económica del control de la erosión, así:

$$\delta_t = \sum_{j=1}^h P_j * [Y_{ej}(t, D_{t-1}) - Y_{cj}(t, D_{t-1})] - [C_{ej}(t, D_{t-1}) - C_{cj}(t, D_{t-1})] \\ - \sum_{j=1}^h \sum_{i=1}^{T-1} \{P_j * [Y_{cj}(t+i, D_{t+i-1, t-1}) - Y_{cj}(t+i, D_{t+i-1, t})] \\ - [C_{cj}(t+i, D_{t+i-1, t}) - C_{cj}(t+i, D_{t+i-1, t-1})]\} / (1+r)^i$$

Donde:

δ_t = es el valor de la función de daño en el año t - el valor económico de elegir la práctica convencional sobre la decisión de elegir la práctica de conservación en el año t

P = Precio del cultivo

Ye = Producción del cultivo con las practicas convencionales en función de la profundidad del suelo (Dt) y del tiempo como variable proxy para la tecnología

Yc = Producción del cultivo con prácticas de conservación de suelos

Ce = Costo de producción con prácticas convencionales

Cc = Costos de producción con prácticas de conservación de suelos

Dt = Profundidad del suelo para el año t

r = tasa de descuento privada

t = número de años del horizonte de tiempo del proyecto

h = número de cultivos en rotación

Por su parte, Veloz et al (1985) proponen un modelo a nivel de cuenca:

$$PNVP_i = \sum_{t=1}^T (R_{it} - Y_{it})H_i / (1+r)^{t-1}$$

Donde:

i = clase de suelo de acuerdo con la pendiente del terreno

T = longitud del intervalo de tiempo planeado (en años);

t = subíndice de tiempo;

R_{it} = Ingreso neto por hectárea (para el suelo clase i) en el año t para el escenario con proyecto;

Y_{it} = Ingreso neto por hectárea (para el suelo clase i) para el año t para el escenario sin proyecto;

H_i = cantidad de tierra en agricultura y pastoreo en el suelo clase i ; y

r = tasa de descuento.

Sin embargo, estos modelos microeconómicos de toma de decisiones in-situ sobre medidas de conservación, se ajustan muy bien a los agricultores de los países desarrollados, pero no ocurre lo mismo con los pequeños agricultores de los países en desarrollo, ya que en estos últimos las restricciones son bastante grandes, empezando por la falta de definición de los derechos de propiedad sobre las tierras, o en algunos casos los gobiernos asignan derechos sobre el uso de los recursos comunes (Southgate, Hitzhusen y Macgregor, 1984). Por esta razón, muchos de los proyectos de conservación de suelos fracasaron por no considerar adecuadamente los factores determinantes en la toma de decisiones de los productores rurales.

Los hogares pobres en los países en desarrollo poseen generalmente como activos sólo tierra y mano de obra no calificada y poca dotación de capital físico y humano. Por esto, estos hogares son altamente dependientes de la producción agrícola como su principal fuente de ingresos, y la importancia de los ingresos extra-prediales generalmente se incrementa en la medida que posea menos tierra. La infortunada consecuencia de esta situación es que los hogares pobres con limitada posesión de tierras presenten una importante restricción en la labor, la tierra y el capital, la cual se refleja necesariamente en los montos invertidos para el mejoramiento de la tierra (Barbier et al 1997). Barbier et al (1997) también consideran que: las fallas de mercado, distorsiones en los precios de los productos y los insumos, competencia imperfecta y mercados incompletos, también son determinantes en la percepción de los productores sobre los costos y los beneficios del control de la erosión.

Clay, Reardon y Kangasniemi (1998) parten de la existencia de dos caminos que son seguidos por los agricultores como respuesta a la restricción del suelo. El primero denominado intensivo en capital, el cual conlleva a un uso sustancial de variables de insumos que mejoren la capacidad productiva del suelo. El segundo camino es buscar el mejoramiento de la productividad a través de la intensificación del uso de la mano de obra, haciendo poco uso o nada de capital. A este último camino se le denomina intensivo en mano de obra.

Afirman que el modelo intensivo en mano de obra sin adición de capital ocasiona un mayor grado de degradación del suelo, es insostenible y provoca un estancamiento de la productividad. Siendo esto más notorio en regiones con altas precipitaciones y altas pendientes. Por su parte, el camino intensivo en capital que incorpora inversión en conservación del suelo es mucho más sostenible.

3.6.2 Costos ex situ de la erosión del suelo

Según Barbier (1995) la metodología básica para estimar estos costos se puede resumir como se describe en la Gráfico 3.

La curva DD representa la demanda de agua. Q_0 y P_0 representarían la cantidad y el precio que satisfacen la demanda de agua bajo los niveles de erosión natural. Sin embargo, en la medida que la erosión en las partes altas aumente, entonces se reducirá la capacidad de almacenamiento del reservorio y afectará su tiempo de vida útil planificado. Todos estos impactos pueden incrementar el costo marginal de la oferta. Otra forma de mirar el problema, es determinar los costos o las inversiones necesarias para mantener la oferta de agua inicial. En el Gráfico 3, se representa el cambio del costo marginal desde $S = MCo$ a $S = MC1$, donde la pérdida neta se representa por el área comprendida entre las dos curvas. Esta metodología puede ser empleada para irrigación, hidroeléctricas, control de inundaciones, oferta para agua doméstica e industrial. El método más común es

medir estos impactos en términos del valor presente de los beneficios netos perdidos desde la reducción en el tiempo de vida útil del reservorio y capacidad de almacenamiento.

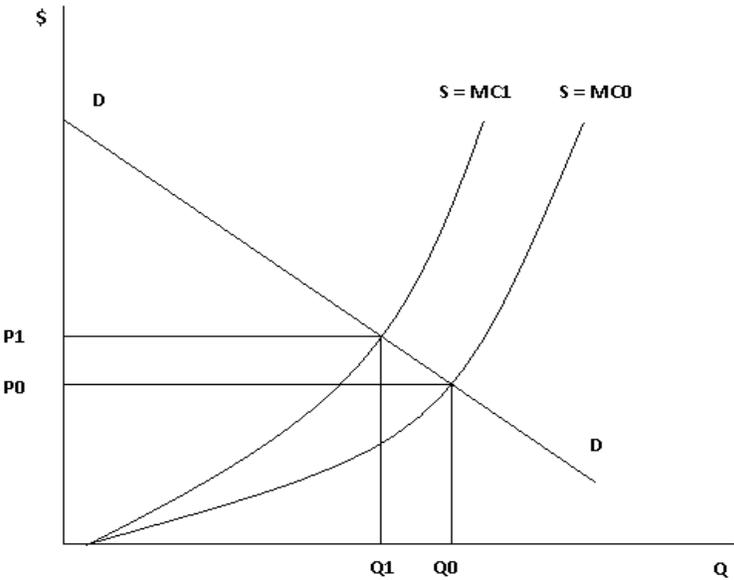


Gráfico 3 Esquema básico para determinar los costos de la erosión

No obstante, es necesario tener en cuenta que muchos de los impactos ex situ de la degradación del suelo son difíciles de evaluar, dado que los beneficios ex situ proveídos por el recurso suelo no son intercambiables en el mercado, y la información requerida muchas veces no esta disponible. Dada la falta de información disponible sobre los costos generados por la erosión sobre los reservorios en los países en desarrollo, Brooks et al. (1982) propusieron una técnica muy sencilla “una medida de los beneficios de conservar un volumen dado de la capacidad del reservorio puede ser obtenida multiplicando este volumen por el valor presente de los flujos del servicio que este produce”.

Este sencillo modelo fue diseñado para estimar los beneficios de reducir la sedimentación a través de calcular el incremento del valor de los servicios obtenidos desde un complejo hidroeléctrico. Adicionalmente, estima la reducción de los gastos sobre las medidas correctivas dado que el mejoramiento del estado de la cuenca logra una reducción de las tasas de erosión del suelo y acumulación de rocas dentro del reservorio. El modelo empleado es:

$$B = \sum_{t=0}^T [p_{1t}\Delta q_{1t} + p_{2t}\Delta q_{2t} - C_{dt}\Delta d_t](1+r)^{-t} \\ + \sum_{t=T+1}^{T'} [p_{1t}\Delta q_{1t} + p_{2t}\Delta q_{2t} - c_{dt}\Delta d_t - c_{ot}](1+r)^{-t}$$

Donde:

T = vida útil del reservorio si la erosión no es controlada en la cuenca,

T' = vida útil del reservorio si un proyecto de conservación es implementado

P_{1t} = precio sombra de la hidroeléctrica en el año t ,

P_{2t} = precio sombra de la fuente alternativa en el año t ,

C_{dt} = costo de dragar un metro cúbico de sedimento en el año t ,

C_{ot} = costo anual de operación para el complejo hidroeléctrico en el año t ,

r = tasa de descuento,

Δq_{1t} = diferencia en la producción de la hidroeléctrica (con y sin proyecto de conservación) en el año t ,

Δq_{2t} = diferencia en la producción de la fuente alternativa de poder en el año t , y

Δd_t = diferencia en el volumen de material dragado en el año t

En muchas ocasiones esta información le pertenece a empresas privadas, por lo tanto es muy difícil estimar la curva de ingreso marginal. Sin embargo, en este

caso bastaría con construir la curva de costo marginal ya que las empresas privadas tomarán la decisión óptima respecto a cuanto nivel de servicios ambientales comprar.

En el caso de que se trate de un programa público de intervención, y no se conocen los beneficios aguas abajo de la reducción de la erosión, entonces será muy difícil establecer la escala óptima de un programa de conservación de suelos en la parte alta de la cuenca, y por lo tanto habrá que recurrir a otros métodos como el análisis costo-eficacia. El análisis costo-eficacia es una herramienta que ayuda en el diseño de los planes de gestión de cuenca, y que emplea la información sobre los costos económicos y la eficiencia técnica de las diferentes medidas propuestas para alcanzar unos niveles determinados de calidad ambiental de la cuenca. El Análisis Costo Eficacia parte de la construcción de una curva de costo marginal, que se obtiene de la ordenación de todas las opciones políticas alternativas de acuerdo con su costo y con el efecto que cada una de ellas tiene sobre el parámetro ambiental a mejorar (Gómez y Garrido, 2002). Puede afirmarse que la mejora de una masa de agua produce sobre masas interconectadas algunas externalidades positivas o negativas, que se pueden medir en unidades monetarias a través del concepto de costos evitados. El Análisis Costo Eficacia al tener en cuenta las interconexiones entre las distintas masas de agua, está incorporando las interacciones dentro de la cuenca, obteniéndose realmente la medida de mayor eficiencia entre las alternativas presentes (Gómez y Garrido, 2002).

En la siguiente sección se construirá un modelo teórico en el cual se enmarca el problema que queremos abordar “la rivalidad sobre el agua entre los usuarios de la parte alta y baja de la cuenca”. Este modelo pone de manifiesto las restricciones que tienen los productores rurales pobres que se ubican en la parte alta de la cuenca, lo cual es fundamental para la determinación del precio sombra de los servicios ambientales. También se ilustra el papel que cumplen algunos mecanismos técnicos de agrupación en el manejo de la variabilidad de los precios sombra. Igualmente se plantean los conceptos de curvas de ingreso y costo

marginal para los servicios ambientales bajo la consideración de inclusión de las herramientas de agrupación. También se propone un mecanismo de incorporación de la interrelación entre la cantidad de agua y la generación de erosión. Finalmente se identifican otros mecanismos muy prácticos de agrupación de los precios sombra.

4 INTERNALIZACIÓN DE DOS EXTERNALIDADES AMBIENTALES CON INTERDEPENDENCIA A NIVEL DE CUENCA: UN MODELO DE EQUILIBRIO PARCIAL

La economía ha podido avanzar enormemente en la formulación de modelos para internalizar ciertos tipos de externalidades ambientales (p ej. agua y erosión); son muchos los avances para entender lo que se denomina “la economía de la erosión” y la “economía del agua” donde se ha intentado reconocer los costos internos y externos que se generan de la explotación del recurso suelo y del recurso hídrico, y también como estos costos pueden ser considerados en los modelos de elección de los productores rurales (Turchi, 1975; Dasgupta y Maler, 1994; Capozza y Li, 1994; Barbier, 1995; Tsur y Dinar, 1995; Wu, Babcock y Lakshminarayan, 1996, Bourgeon, Easter y Smith, 2008). Sin embargo sigue persistiendo la dificultad de la variabilidad y especificidad de las externalidades ambientales y del precio relativo del recurso de acuerdo al gran número de variables involucradas y a la variabilidad de estas en el espacio y en el tiempo. Por ejemplo, la erosión y la disponibilidad del recurso hídrico dependerán de variables climáticas, del tipo de suelo, del relieve, de la vegetación. Por su parte, el precio relativo de recurso dependerá de los beneficios marginales derivados de su uso, por lo tanto el tipo de cultivo, el grado de tecnología, la calidad de la tierra, la ubicación respecto a los mercados, son variables que determinarán los ingresos marginales. Toda esta variabilidad restringe la generalización de los avances teóricos de la economía del agua y de la erosión, lo que ocasiona que, para la aplicación de los modelos para cada caso particular, se requiera de una gran cantidad de información que hace que los costos de transacción se eleven considerablemente.

En las ciencias agronómicas y ambientales se ha venido avanzando en herramientas que ayudan a manejar adecuadamente toda esta variabilidad, logrando aglomerar variables y su variabilidad interna en ciertos grupos de respuesta con características homogéneas. En cuanto a las variables físicas, se ha podido avanzar en modelos computacionales que dividen una cuenca hidrográfica

en Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), que son unidades territoriales más pequeñas, las cuales se proponen como elementos de planificación por ser módulos con características de relieve, suelos, cobertura y clima homogéneas, por esto, tienen una respuesta hidrológica y un impacto similar sobre la cantidad del agua, y el aporte de sedimentos a un punto específico de la cuenca (Quintero, Estrada y García, 2006). Por su parte, en las variables socioeconómicas se ha podido desarrollar la herramienta de tipificación de sistemas agropecuarios, la cual agrupa a los productores en ciertos tipos de acuerdo con sus activos, cultivos y tecnologías, incluso pueden emplearse otras variables de tipo social y cultural (Escobar y Berdegué, 1990). Ambas formas de agrupación (URH y tipificación) se realizan a través de técnicas de análisis multivariado, específicamente mediante análisis de conglomerados jerárquicos.

Los precios sombra permitirán formar las curvas de ingreso marginal como las de costo marginal. Sin embargo, las herramientas de tipificación de productores y de URH únicamente contribuirá a la agrupación de los precios sombra de la curva de costo marginal. Es decir, estas herramientas nos permitirán agrupar a los productores de las partes altas de la cuenca quienes podrían ofertar el agua y la reducción de sedimentos a los usuarios de las partes bajas de la cuenca. En algún caso se podría emplear la herramienta de tipificación para los usuarios de riego de las partes bajas de la cuenca, especialmente cuando se trate de un gran número de estos y donde su variabilidad de ingresos sea considerable. Sin embargo, seguramente, por la homogeneidad de estos últimos, en la mayoría de los casos no será necesario.

Para los usuarios de las partes altas, las curvas de costo marginal están conformadas por los precios sombra del uso del agua y de la generación de erosión. Éste precio sombra se determina básicamente por los ingresos marginales por cada metro cúbico de agua o tonelada de erosión que se deje de usar o de producir. Se trata de unos ingresos que deja de percibir un productor por renunciar a cierta área cultivada, lo que a su vez permite que una cantidad de agua adicional se libere para la parte baja de la cuenca, y que no se genere cierta

cantidad de erosión. Por lo tanto, cualquier variable que afecte el ingreso o la cantidad de agua empleada o de erosión generada afectará directamente al precio sombra. Bajo estas circunstancias, en caso de no realizar ninguna agrupación entonces tendríamos tantos precios sombra como productores y lo que es peor, permutado por el número de cultivos, tecnologías, pendientes, precipitación, y en fin por cada una de las variables que influyan en la determinación del precio sombra.

La tipificación, como herramienta de agrupación, permitirá reunir a los productores acorde a su nivel de ingresos pudiendo reducir miles de productores (o miles de precios sombra) a un número incluso dentro de la decena. Este número dependerá tanto de la variabilidad que se desee incluir dentro del análisis, y por su puesto de su importancia. La tipificación parte de decisiones descentralizadas a nivel de cuenca, por lo tanto agrupa conforme a las decisiones individuales de los productores de acuerdo a sus restricciones.

Por su parte, las URH agrupan un sinfín de permutaciones de variables físicas dentro de, inclusive, una decena de URH. Por su puesto, el número de URH dependerá de la variabilidad que se desee manejar y de la importancia que tenga. Por esta razón, el modelo de disponibilidad de agua dentro de la cuenca se presenta bajo el concepto de URH.

A continuación se presenta un modelo de toma de decisiones de los productores bajo ciertos supuestos de restricciones. Posteriormente se presenta un ejemplo de tipificación que se efectúa con base en las decisiones individuales de los productores. Seguidamente se presenta el modelo de disponibilidad de agua y su uso dentro de la cuenca. Posteriormente se presenta un modelo de las interconexiones que existen dentro de una cuenca. Finalmente se pasa a la construcción de las curvas de costo e ingreso marginal del uso del recurso, y a su iteración.

4.1 Decisiones de los productores rurales

Partimos de decisiones descentralizadas a nivel de cuenca por parte de productores individuales, los cuales están sometidos a restricciones de tierra, capital y mano de obra. Se asume que en el corto plazo el único factor productivo transable es la mano de obra. También se asume que existen cultivos intensivos en mano de obra y otros intensivos en capital, y que el capital genera mayores beneficios marginales tanto en cultivos intensivos en capital como en mano de obra. Se asume también que el nivel tecnológico del cultivo depende del nivel de inversión del capital en el cultivo. Por lo tanto, la elección del tipo de cultivo y el grado de tecnificación dependen de las restricciones de los factores productivos. También se asume que sólo los cultivos intensivos en capital utilizan riego como reflejo de un mayor grado de tecnificación.

$$\text{Max } \pi_j(p, q, c)$$

$$\pi_j = \sum_i [p_i q_i - c_i(l, k, t)], \quad i \in (\dot{L}h, \dot{K}h, v)$$

$$p_i = \bar{p}_i \quad \text{El precio es exógeno}$$

s.a.

$$\sum t_{ij} \leq \bar{T}_j$$

$$\sum l_{ij} + \bar{L} \leq \bar{L}_j + \tilde{L}, \quad \tilde{L} = \frac{K_{\tilde{L}}}{\gamma_{\tilde{L}}}$$

$$\sum k_{ij} + K_{\tilde{L}} \leq \bar{K}_j + K_{\bar{L}}, \quad K_{\bar{L}} = \bar{L} * \gamma_{\bar{L}}, \quad \gamma_{\bar{L}} < \gamma_{\tilde{L}}, \quad \bar{L} \leq \hat{L}$$

$$\frac{\partial \pi_{\tilde{L}}}{\partial K} > 0; \quad \frac{\partial^2 \pi_{\tilde{L}}}{\partial K^2} < 0; \quad \frac{\partial \pi_{\tilde{L}}}{\partial L} > 0; \quad \frac{\partial^2 \pi_{\tilde{L}}}{\partial L^2} < 0;$$

$$\frac{\partial \pi_{\tilde{L}}}{\partial K} > \frac{\partial \pi_{\bar{L}}}{\partial K}; \quad \frac{\partial^2 \pi_{\tilde{L}}}{\partial K^2} > \frac{\partial^2 \pi_{\bar{L}}}{\partial K^2}$$

$$\frac{\partial \pi_{\dot{K}}}{\partial K} > 0; \quad \frac{\partial^2 \pi_{\dot{K}}}{\partial K^2} < 0; \quad \frac{\partial \pi_{\dot{K}}}{\partial L} > 0; \quad \frac{\partial^2 \pi_{\dot{K}}}{\partial L^2} < 0;$$

$$\frac{\partial \pi_{\dot{K}}}{\partial K} > \frac{\partial \pi_{\dot{L}}}{\partial L}; \quad \frac{\partial^2 \pi_{\dot{K}}}{\partial K^2} > \frac{\partial^2 \pi_{\dot{L}}}{\partial L^2}; \quad \frac{\partial \pi_{\dot{K}}}{\partial K} > \frac{\partial \pi_{\dot{L}}}{\partial K}$$

Donde:

π_j = Beneficio del productor j

p_i = Precio del producto i ; $p_i > 0$

q_i = Cantidad del producto i

c_i = Función de costos del cultivo i

l_i = Mano de obra (jornales) dedicadas al cultivo i

k_i = Capital (\$) dedicado al cultivo i

t_i = Tierra (ha) dedicadas al cultivo i

\dot{L} = cultivo intensivo en mano de obra

\dot{K} = cultivo intensivo en capital

v = suelo en conservación

h = nivel tecnológico, función de k y de l

\bar{T}_j = Dotación de tierra (ha) del individuo j

\hat{L}_j = Restricción de venta de mano de obra

\bar{L}_j = Dotación de mano de obra (jornales) del individuo j

\tilde{L} = Contratación de mano de obra (jornales)

$\bar{\bar{L}}$ = Venta de mano de obra (jornales)

$\gamma_{\tilde{L}}$ = Precio de contratación de mano de obra (\$/jornal)

$\gamma_{\bar{\bar{L}}}$ = Precio de venta de mano de obra (\$/jornal)

$K_{\tilde{L}}$ = Capital destinado a la compra de mano de obra (\$)

$K_{\bar{\bar{L}}}$ = Capital proveniente de la venta de mano de obra (\$)

\bar{K}_j = Dotación de capital del individuo j

$\pi_l = \text{beneficios del cultivo intensivo en mano de obra}$

$\pi_k = \text{beneficios del cultivo intensivo en capital}$

Bajo estas circunstancias, en la medida que los productores tengan mayor capital elegirán cultivos intensivos en capital y al mismo tiempo, tecnificarán más sus cultivos.

4.2 La tipificación de los productores como herramienta de agrupación

Con fines ilustrativos, se presenta un ejemplo de tipificación de los productores de acuerdo con sus activos (K, L y T), donde cerca de 70 mil productores son agrupados en cinco categorías, así:

Tabla 1 Tipificación de los productores rurales de acuerdo a sus activos

	Tipo (t)	K	L	T	Cultivo*
<i>Pobres</i>  ↓	1	B	B	B	<i>Ĺ y h baja</i>
	2	B	A		<i>Ĺ y h media</i>
	3	M	B	M	<i>Ĺ y h alta</i> <i>Ķ y h baja</i>
<i>No pobres</i>	4	M	A	M	<i>Ĺ y h alta</i>
	5	A	C	A	<i>Ķ y h depende del grado de K</i>

Adaptado de Agudelo et al. (2003) y Tapasco et al. (2003)

**La tecnificación esta representada por el grado de K invertido*

K: bajo (B) ≤ 5 millones de pesos anuales, medio (M) > a 5 millones y ≤ a 30 millones, alto (A) > a 30 millones

L: bajo (B) una persona laboralmente activa, alta (A) cuatro personas laboralmente activas

T: bajo (B) ≤10 ha, medio (M) >10 y ≤50 ha, mayor >50 ha

Bajo esta consideración, podemos hablar de tipos de productores y no de cada productor en particular, lo que ayudará a reducir enormemente el número de precios sombra de los servicios ambientales.

4.3 Disponibilidad y uso del agua en la cuenca

La disponibilidad de agua para un punto específico de captación en la parte baja de la cuenca dependerá del uso del suelo en la parte alta. El uso del suelo se refiere al tipo de cultivo, que conforme a la URH donde se encuentre determinarán los niveles de agua disponibles en el punto de captación.

4.3.1 Disponibilidad de agua para cada punto de captación (n)

$$Q_n = \sum_{u=1 \dots a} Q_{un}$$

$$Q_u = \phi_u * (R_u * T_u - W_u)$$

$$W_u = \sum_i (W_{iu} * t_{iu})$$

$$W_v < W_i \quad \forall i \neq v$$

Donde:

Q_n = Caudal en el punto de captación "n" (m^3)

Q_{un} = Caudal de la URH "u" que escurre directamente al punto de captación "n" (m^3)

ϕ_u = Factor de escorrentía $\phi \in (0 \dots 1)$ para la URH "u"

R_u = Precipitación en la URH "u" (m^3 / ha)

W_u = Uso consuntivo del agua en la URH "u" (m^3)

T_u = Superficie de tierra en la URH "u" (ha)

W_{iu} = Uso consuntivo del agua del cultivo i en la URH " u " (m^3/hha)

W_v = Uso consuntivo del agua por cobertura en conservación (m^3/hha)

a = es el número total de URH dentro de la cuenca y corresponde a un valor fijo conocido

u = corresponde al número de URH

4.3.2 Disponibilidad de agua para todos los puntos de captación (n)

$$Q_{nb} = \sum_{u=1\dots a} Q_{unb} + \sum_{b=1}^{b-1} \sum_{u=1\dots a} (Q_{unb} - WR_{nb})$$

Donde:

Q_{nb} = Caudal en el punto de captación " n " con interconexión " b " (m^3)

WR_{nb} = Cantidad de agua captada para su uso en el punto " n " (m^3) con interconexión " b "

Cuando $b=1$, quiere decir que no existe interconexión, y por lo tanto el caudal de dicho punto de captación " n " no depende del aporte residual de otro punto de captación " Q_n "; mientras que para captaciones interdependientes, $b>1$, donde el caudal " Q_{nb} " depende de los aportes residuales del caudal " Q_{nb-1} ", y a su vez, el caudal " Q_{b-1} " depende del aporte residual del caudal " Q_{nb-2} ", y así sucesivamente.

4.4 Curva de ingreso marginal para los usuarios del agua ubicados en la parte baja de la cuenca (α)

Cuando $Q_n \geq WR_n$ entonces $\alpha = 0$

Cuando $Q_n < WR_n$ entonces $\alpha > 0$

Los usuarios del agua de la parte baja (hidroeléctricas, riego, consumo humano y uso industrial) tendrán una disponibilidad a pagar igual al beneficio marginal del agua, el cual será:

$$\frac{\partial \pi_{on}}{\partial W_r} = \alpha_{on}$$

π_{on} = *beneficio marginal del usuario "o" conectado al punto de captación "n"*

La curva de ingreso marginal es la integral de la distribución espacial de los beneficios netos como función $f\left\{\frac{\partial \pi_{on}}{\partial W_r}\right\}$ o $f(\alpha_{on})$

$$IMg(\alpha_{on}) = \int_{max}^{min} f(\alpha_{on}) * d\alpha_{on}$$

4.5 Curva de costo marginal del agua en la parte alta de la cuenca

Por su parte, el costo marginal esta representado por el precio sombra de renunciar a cultivar y dedicar la tierra a conservación.

La curva de costo marginal será entonces la integral de la distribución espacial del precio sombra del agua:

$$f(\beta_{ixunb})$$

$$\beta_{ixunb} = -\frac{\partial \pi_{ixunb}}{\partial W_{\hat{r}}} \quad \forall b \in \{b\}$$

$$\frac{\partial \pi_{ixunb}}{\partial W_{\hat{r}}} < 0$$

$$W\hat{r} = W_i - W_v \quad \forall i \neq v$$

$$CMg(\beta_{ixunb}) = \int_{min}^{max} f(\beta_{ixunb}) * d\beta_{ixunb}$$

Donde:

β_{ixunb} = es el precio sombra de liberar un metro cúbico de agua en el cultivo i , para el tipo de productor x en la URH "u" que aporta al punto n de captación (\$/m³)

$W\hat{r}$ = Cantidad de agua adicional disponible para riego (m³)

La solución óptima es donde se cortan los límites superiores de las funciones de las curvas de costo marginal e ingreso marginal, y por lo tanto

$$\lim \sup_{min \rightarrow max} f(\beta_{ixunb}) = \lim \sup_{max \rightarrow min} f(\alpha_{on})$$

4.6 Curva de ingreso marginal en la parte baja de la cuenca por la reducción de la erosión en la parte alta

El costo de la erosión aguas abajo está representado por los costos asociados a mantenimiento de infraestructura, costos de tratamiento de agua, y pérdida de la vida útil de los reservorios de agua.

$$\frac{\partial X_n}{\partial E} > 0, \quad \frac{\partial^2 X_n}{\partial E^2} > 0, \quad \frac{\partial Y_n}{\partial E} > 0, \quad \frac{\partial^2 Y_n}{\partial E^2} > 0,$$

$$\frac{\partial Z_n}{\partial E} > 0, \quad \frac{\partial^2 Z_n}{\partial E^2} > 0$$

Donde:

X: es el costo de mantenimiento de infraestructura asociada al punto *n* de captación

Y: es el costo de tratamiento del agua captada en el punto *n*

Z: es el costo por la pérdida de vida útil de los reservorios alimentado por el punto *n* de captación

E: es la erosión (ton)

De esta forma el precio sombra de la erosión (ϵ) son los costos evitados al reducir la erosión. Así, la curva de ingreso marginal se construye a partir de la integral de la distribución espacial de la función de los costos evitados por la reducción de la erosión:

$$f(\epsilon_n) \text{ o } f\left\{\frac{\partial X_n}{\partial E}, \frac{\partial Y_n}{\partial E}, \frac{\partial Z_n}{\partial E}\right\}$$

$$IMg(\epsilon_n) = \int_{max}^{min} f(\epsilon_n) * d\epsilon_n$$

4.7 Curva de costo marginal de la reducción de la erosión en la parte alta de la cuenca

Por su parte, la curva de costo marginal estará conformada por la integral de la distribución espacial de las pérdidas en que incurre un tipo de productor al dejar de producir erosión, o sea, al renunciar a un área cultivada, y dedicarla a conservación, así:

$$\delta_{ixunb} = \frac{\partial \pi_{ixunb}}{\partial E} \quad \forall b \in \{b\}$$

$$\frac{\partial \pi_{ixunb}}{\partial E} > 0$$

$$CMg(\delta_{ixunb}) = \int_{min}^{max} (f\delta_{ixunb}) * d\delta_{ixunb}$$

La solución óptima es donde se cortan los límites superiores de las curvas de costo marginal e ingreso marginal, y por lo tanto $\limsup_{min \rightarrow max} f(\delta_{ixunb}) = \limsup_{max \rightarrow min} f(\varepsilon_n)$

4.8 Interacción entre la cantidad de agua y la reducción de la erosión

El precio sombra de la calidad del agua para riego es α_{on} expresado en \$/m³, mientras que los costos evitados de prevenir la erosión es ε_n expresado en \$/ton. Sin embargo, existe una interrelación positiva entre los dos fenómenos, ya que en la medida que se dedique tierra a la conservación, se logrará aumentar el agua disponible y disminuir la erosión. Si queremos internalizar estas dos externalidades de una forma práctica y tener en cuenta la interacción positiva que presentan, entonces, debemos construir nuevas curvas de ingreso y costo marginal que unifiquen los precios sombra, para lo cual, debemos calcular el precio sombra superficie conservada (μ_{tv}).

El primer paso es la construcción de una curva de costo marginal por superficie conservada (μ_{tv}) para lo cual es necesario que se contemple el cambio de las utilidades por cultivo y por nivel tecnológico, pero también el grado de erosión generado y del uso consuntivo del agua. Para esto recurriremos a unos niveles estándares de erosión y de uso consuntivo del agua por hectárea que permitan estandarizar los costos marginales y los ingresos marginales, así:

$$\mu_{tvnb} = \frac{\pi_{ixunb}}{t_{ix}} * \frac{1}{1 + \left(\frac{W\hat{r}_i}{\bar{W}\hat{r}} - 1\right) + \left(\frac{E_i}{\bar{E}_i} - 1\right)}$$

Donde:

μ_{tvnb} : Precio sombra por hectárea ponderada (\$/ha)

$W\hat{r}_i$ = Cantidad de agua adicional para riego (m3/ha) por renunciar a una hectárea del cultivo i

$\bar{W}\hat{r}$ = Cantidad de agua adicional para riego (m3/ha) estándar

E_i = Erosión generada por el cultivo i (ton/ha)

\bar{E}_i = Erosión generada (ton/ha) estándar

$$CMg(\mu_{tvnb}) = \int_{min}^{max} (\mu_{tvnb}) * d\mu_{tvnb}$$

El segundo paso es la construcción de una curva de ingreso marginal a partir de las curvas de agua y erosión. Asumiremos que los costos generados por la erosión son independientes de la cantidad de agua empleada para riego. Entonces, debemos llevar el precio sombra del agua de riego y de los costos evitados de la erosión a un precio sombra por hectárea estándar, o sea, al precio sombra de una hectárea que permite una cantidad de agua adicional para riego estándar y una hectárea que permite disminuir la erosión generada en el valor estándar establecido.

De esta forma tendremos ingresos marginales por hectárea tanto para agua como para erosión, que a partir de la integral de la distribución espacial de los beneficios marginales por hectárea conservada conforman la curva de ingreso marginal.

$$\varphi_{on} = \alpha_{on} * \bar{W}\hat{r}$$

$$\varphi_n = \varepsilon_n * \bar{E}_i$$

$$f\{\varphi_{jn}, \varphi_n\}$$

$$IMg = \int_{max}^{min} f(\varphi) * d\varphi$$

La solución óptima es donde se cortan los límites superiores de las curvas de costo marginal e ingreso marginal, y por lo tanto $\lim \sup_{min \rightarrow max} f(\mu_{tvnb}) = \lim \sup_{max \rightarrow min} f(\varphi)$

4.9 Otros criterios de agrupación

No obstante son muchos los criterios adicionales que se pueden emplear para agrupar los precios sombra, como tipo de cultivo, división política, división geográfica, etc. A pesar que su uso puede resultar muy práctico, la verdad es que no refleja adecuadamente la variabilidad entre los precios sombra, además de que la variabilidad interna resultará muy elevada. Por ejemplo, si tomamos como criterio de agrupación el tipo de cultivo entonces, es necesario trabajar con un ingreso promedio, lo que generaría que existiera una gran variabilidad interna derivada de los diferentes grados de tecnificación, adicionalmente de toda la variabilidad generada por las variables físicas. Si por otro lado, se toma una división geográfica, la variabilidad física disminuye pero, se incrementaría enormemente la variabilidad interna respecto a cultivos y tecnología. No obstante que este tipo de agrupaciones ayudaría a construir curvas de costo marginal con un número manejable y muy práctico de precios sombra, la verdad es que no agruparían adecuadamente la variabilidad de los precios sombra. No obstante, la agrupación por cultivo resulta muy útil después de realizar la tipificación y la

clasificación por URH, ya que si logramos dividir los precios sombra por cultivo para cada tipo de productor y por cada URH entonces, con estas tres categorías, se logra manejar adecuadamente toda la variabilidad social, económica y física más relevantes a la hora de establecer los precios sombra de los servicios ambientales.

Este modelo busca convertirse en una herramienta muy práctica para definir los niveles eficientes de servicios ambientales a nivel de cuenca, y por eso considera las herramientas técnicas que se han desarrollado a nivel de cuenca para la agrupación de variables sociales, económicas y ambientales como un mecanismo práctico en la determinación de los precios sombra de los servicios ambientales. La especificidad de cada situación (productor, cultivo, pendiente, tipo de suelo, precipitación, etc.) determinarán la existencia de miles y miles de precios sombra, y por eso cada situación es muy particular, y de ahí que se insista en la aplicación de instrumentos a nivel local. Sin embargo, con el uso de herramientas de agrupación que permitan hacer un buen manejo de la variabilidad de cada componente permitirá llegar a obtener una variabilidad muy baja al interior de cada precio sombra, pero una alta variabilidad entre los diversos precios sombra que se establezcan.

Por otro lado, y considerando que el PSA funciona bajo el supuesto de costos de transacción muy bajos entonces, es importante que el modelo funcione con información secundaria a nivel de cuenca. Por esta razón, en la siguiente sección se presentarán algunos casos ilustrativos en los cuales se toma información secundaria que ha sido generada a nivel de cuenca y se aplica el modelo conceptual de la presente sección en la construcción de curvas de ingreso y de costo marginal bajo diferentes enfoques de agrupación de acuerdo con la información disponible.

5 INTERNALIZACIÓN DE EXTERNALIDADES AMBIENTALES CON INTERDEPENDENCIA A NIVEL DE CUENCA: ESTUDIOS DE CASO ILUSTRATIVOS

Procurando realizar una ilustración del modelo del capítulo anterior, se presenta varios casos ilustrativos, en los cuales se acude a la información secundaria bajo la consideración de lograr generar la información suficiente para establecer los principios de los mecanismos económicos bajo el supuesto de costos de transacción muy bajos. En este mismo sentido sólo se considera unidades de oferta de fácil evaluación y seguimiento (p ej. superficie conservada, y no prácticas de conservación). El primer caso se trata de la construcción de la curva de costo marginal de la oferta de agua y reducción de la erosión como insumo para la toma de decisiones de una empresa privada, donde se emplea la herramienta de tipificación de productores como mecanismo de agrupación de los precios sombra. El segundo caso se trata de la construcción de la curva de costo marginal de la reducción de la erosión como insumo para la toma de decisiones de una empresa de carácter público que toma decisiones de carácter privado para su operación, y que por el hecho de ser empresa pública, existe información disponible para construir su curva de ingreso marginal. En este caso se emplea la herramienta de las URH como mecanismo de agrupación de los precios sombra. El tercer caso se trata de la construcción de la curva de costo marginal para la oferta de servicios ambientales como insumo para una intervención estatal donde se desconoce la curva de beneficio marginal. Para este caso se emplea como criterio de agrupación el cultivo, donde las diferencias en tecnificación y las variables físicas son irrelevantes en el análisis. Finalmente el último caso corresponde a la construcción de curvas de ingreso marginal y costo marginal bajo diferentes criterios de agrupación, donde las diferencias tecnológicas y de las variables físicas son considerables.

5.1 Caso 1. Río San Antonio, Cuenca La Miel (ilustración de las alternativas de intervención de una empresa privada)

En este estudio de caso se aborda la posibilidad de intervención que puede realizar una empresa privada. Se trata de una hidroeléctrica ubicada en la cuenca del río La Miel, la cual está conformada por cinco subcuencas, entre las que se encuentra la subcuenca del río San Antonio. Los pobladores rurales desarrollan sus actividades productivas ocasionando unos costos externos a la represa, como lo es la menor disponibilidad de agua, especialmente en épocas secas, y ciertos niveles de sedimentación. En este caso se construyen las curvas de costo marginal para un potencial de agua adicional disponible para la represa, como también un potencial de disminución de los niveles de erosión, a través de cambios en el uso del suelo por parte de los agricultores. La curva de ingreso marginal no se conoce, ya que la información es privada. Sin embargo, la empresa debería estar motivada a estudiar potenciales alternativas de intervención dentro de la cuenca a partir de la información de las curvas de costo marginal tanto para un incremento en la disponibilidad de agua, como en la reducción de la erosión.

5.1.1 Descripción del área de estudio

El río San Antonio nace en la Selva de Florencia, Caldas y constituye un importante afluente de la cuenca del río La Miel donde actualmente se construye el complejo energético Miel I.

5.1.2 Curva de costo marginal de la erosión

Se parte de la información del trabajo de Rivera y Estrada (1998), en la cual se presenta los niveles de erosión que se genera en cada cultivo y la tipificación de los productores (Tabla 2). Para este caso ya se está empleando la herramienta de la tipificación de productores, la cual los agrupa en cuatro tipos con características socioeconómicas similares. Sin embargo, en este caso todavía no se emplea la herramienta de las URH, y por lo tanto, la variables físicas entran a hacer parte de la tipificación. Es por esto, que los grupos de productores están

asociados a ubicaciones específicas de la cuenca. Para el cálculo del costo marginal se resta la erosión esperada en una cobertura natural para esta región, y que según el mismo estudio es de 1 ton/ha.

Tabla 2 Niveles de erosión (ton/ha/año) y de ingresos

Cultivo	Productor Parte Alta	Productor Parte Media Alta	Productor Parte Media Baja	Productor Parte Baja
Erosión (ton/ha/año)				
Café	67	68	29	57
Pasto	8	3	2	5
Caña	7	4	8	7
Ingresos netos \$/ha/año				
Café	1.002	1.090	1.216	1.029
Leche y carne	95	95	110	166
Panela	198	266	693	680
Tipificación productores				
No de familias	38	130	50	22
Área (ha)	42	11,1	5,7	29,8
Café %	10%	39%	55%	6%
Pastos %	11%	14%	9%	59%
Caña %	0%	5%	10%	6%
Bosque %	76%	35%	19%	26%

A partir de esta información se puede construir una curva de costos marginal erosión (Gráfico 4).

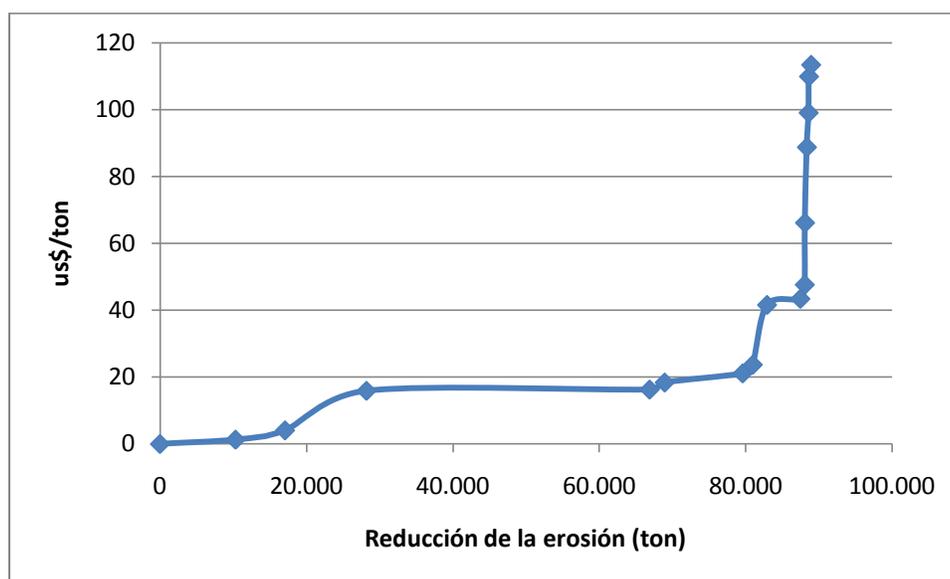


Gráfico 4 Curva de costo marginal para la erosión

5.1.3 Curva de costo marginal del agua

La cantidad de agua que estaría disponible en la cuenca en la medida que los productores dediquen las áreas cultivadas a la conservación se presenta en la Tabla 3. En este caso, como en los anteriores, el agua adicional disponible para la cuenca sería la cantidad de agua que efectivamente llega al cauce principal del río, ya que se está descontando los consumos y pérdidas de agua que se presentan en la cobertura natural.

Tabla 3 Aportes adicionales de las áreas dedicadas a conservación al cauce natural del río

Cultivo	Uso consuntivo (m3/ha)
Café	1.740
Pasto	2.000
Caña	1.800

Con esta información, y la información de la tipificación, se puede construir la curva de costo marginal para el agua en la cuenca (Gráfico 5).

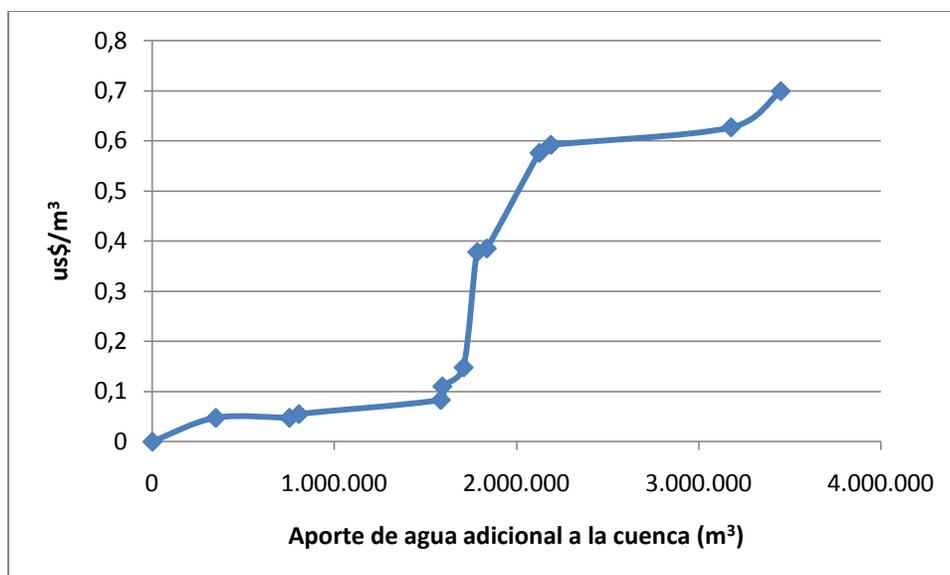


Gráfico 5 Curva de costo marginal para el agua

5.1.4 Curva de costo marginal servicios ambientales (agua y erosión) estandarizada

Con la información anterior se puede calcular el costo marginal por renunciar a cada hectárea de cultivo y para cada tipo de productor (Tabla 4).

Tabla 4 Costos marginales por cultivo y por tipo de productor (us\$/ha)

Cultivo	Productor Parte Alta	Productor Parte Media Alta	Productor Parte Media Baja	Productor Parte Baja
Café	30	32	84	36
Pasto	23	58	96	63
Caña	56	131	172	192

Con esta información se construye la curva de oferta de servicios ambientales (agua y erosión), la cual será la base de la eficiencia de cualquier programa de intervención por parte de la empresa privada para mejorar la cantidad y calidad del recurso hídrico que emplea en la generación de energía (Gráfico 6).

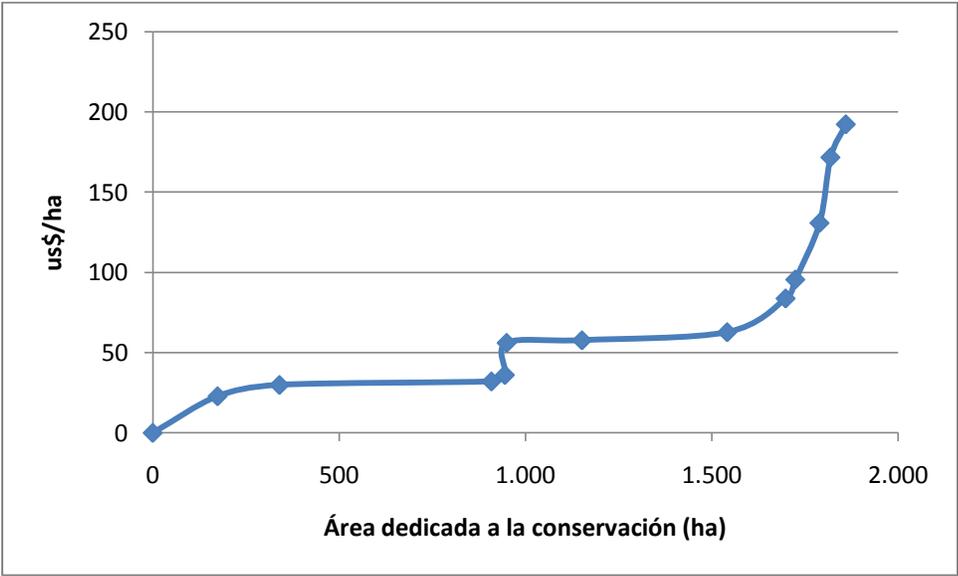


Gráfico 6 Curva de oferta de servicios ambientales (agua y erosión)

5.2 Caso 2. Alternativas de intervención en Chingaza (ilustración de un caso de decisión privada de una empresa pública)

Se trata de un caso en el cual una empresa de acueducto de carácter público tiene la información necesaria para tomar una decisión privada acerca de las medidas de intervención para la conservación de la zona de abastecimiento de agua, lo cual le representa costos evitados en el sistema de tratamiento, lo que se constituye en la curva de ingreso marginal.

Este caso consiste en el empleo de la herramienta de las URH con el fin de agrupar zonas de intervención homogéneas en las cuales se pueden implementar algunas medidas de control de la erosión. Igualmente se consideran medidas de control de erosión generalizadas que no se pueden asociar a ninguna URH.

5.2.1 Descripción del área de estudio

El Sistema Chingaza suministra 80% del agua para Bogotá y 11 municipios vecinos ($11\text{m}^3/\text{s}$). Además de esta importancia estratégica, el Sistema se encuentra ubicado en un ecosistema de páramo, declarado Parque Nacional Natural. Este Sistema está conformado por las cuencas aportantes (Guatiquía, Chuza y Río Blanco), el embalse de Chuza (con capacidad de almacenamiento de 220 millones de m^3) y el sistema de túneles que conducen el agua hasta las plantas de tratamiento. Con la información disponible se pudieron establecer la URH de la región, y calcular la oferta de bienes y servicios ambientales para cada una (Lombana, 2006).

5.2.2 Curva de costo marginal de la erosión

Se identificaron las alternativas de intervención y se les calculó el costo marginal de intervención de cada alternativa (Tapasco, et al. 2006), las cuales se presentan en detalle en la Tabla 5.

Tabla 5 Alternativas de intervención y sus costos marginales

ESTRATEGIA	Costo eficacia (us\$/Ton)	Control Máximo Erosión (Ton)	ESTRATEGIA	Costo eficacia (us\$/Ton)	Control Máximo Erosión (Ton)
Contención - Trinchos	9,8	4800	Restauración ecológica URH 29	535,1	47
Brigada contra incendios	21,1	805	Restauración ecológica URH 60	597,3	60
Compra de tierra URH 2	25,0	168	Restauración ecológica URH 70	618,6	87
Compra de tierra URH 4	28,4	6	Restauración ecológica URH 42	687,0	76
Restauración ecológica - URH 59	29,3	245	Compra de tierra URH 7	786,3	7
Restauración ecológica - URH 61	29,5	61	Biomanto URH 37	812,7	1037
Contención - Gaviones	30,3	5600	Compra de tierra URH 5	921,9	4
Guardabosques	30,9	473	Restauración ecológica URH 37	939,3	21
Restauración ecológica - URH 80	33,4	311	Biomanto URH 59	989,2	310
Compra de tierra URH 1	34,2	130	Biomanto URH 61	1.002,2	76
Manejo de aguas - Control de las aguas	53,3	11200	Biomanto URH 80	1.132,3	392
Restauración ecológica URH 49	195,3	64	Restauración ecológica URH 78	1.176,0	56
Restauración ecológica URH 23	227,8	75	Restauración ecológica URH 81	1.213,0	46
Restauración ecológica URH 27	235,5	58	Compra de tierra URH 8	1.275,5	8
Restauración ecológica URH 40	251,8	157	Restauración ecológica URH 33	1.493,5	29
Restauración ecológica URH 26	266,3	139	Compra predios URH 6	1.828,3	3
Compra de tierra URH 3	454,9	2			

Por su parte, la reducción de la erosión permitiría disminuir los costos de tratamiento del agua, por lo tanto estos costos evitados se traducen en los beneficios marginales de la reducción de la erosión, y por ende en la curva de ingreso marginal. Los costos evitados son decrecientes, y por esto, a medida que se incrementa los niveles de reducción de la erosión los costos evitados son menores (Tabla 6)

Tabla 6 Costos evitados a diferentes niveles de reducción de la erosión (us\$/ton reducida)

Reducción de erosión (Ton)	Costo evitado (us\$/ton)
5.000	86,7
10.000	75,4
15.000	64,11
20.000	52,81
25.000	41,51
30.000	30,21

A partir de esta información se pueden construir las curvas de costo y beneficio marginal de la reducción de la erosión (Gráfico 7).

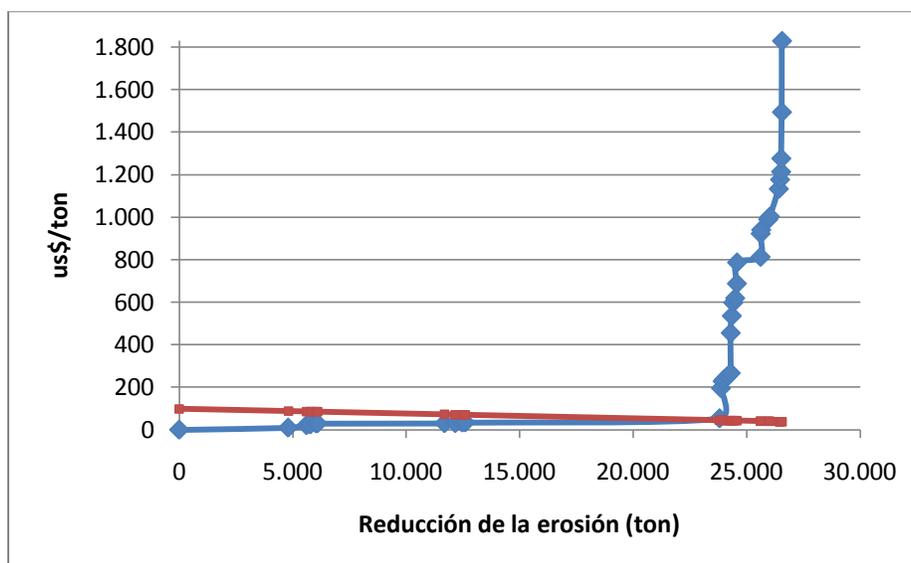


Gráfico 7 Curva de beneficio y costo marginal de la reducción de la erosión

5.3 Caso 3. Compra de predios en la Selva de Florencia, Caldas (ilustración de un caso de Intervención Estatal de reinversión dentro de la cuenca)

En este caso se construirán las curvas de costo marginal de la prestación de servicios ambientales (agua y reducción de erosión) de unos productores a los

cuales el Estado les compró sus tierras con el fin de mejorar las condiciones hídricas de una cuenca. Se asume que una mayor disposición de agua y una reducción de la erosión se logra abandonando las actividades productivas y destinando el área a conservación.

5.3.1 Descripción del área de estudio

La “Selva de Florencia” constituye uno de los últimos fragmentos de bosque andino en Colombia, uno de los biomas más amenazado por la ampliación de la frontera agrícola. La reserva se encuentra ubicada al oriente del departamento de Caldas, donde las precipitaciones históricas registran cantidades anuales superiores a 6.000 mm, generando una gran red hidrográfica que ha permitido la identificación de, al menos, 14 proyectos hidroeléctricos. En cuanto a biodiversidad, estudios preliminares permiten establecer la presencia de más de 42 especies de mamíferos, 225 especies de aves, más de 175 especies de árboles y una gran riqueza de herpetos (Fundación Natura, 1994).

En el caso de la reserva “Selva de Florencia”, el Estado colombiano tomó la decisión en 1997, de adquirirla con el objetivo de preservar el potencial hídrico de la zona, postulando, lógicamente, que la entrada de recursos monetarios a la región generaría desarrollo y contribuiría a reducir la pobreza de la población.

El siguiente análisis se refiere a los costos de oportunidad de la prestación de servicios ambientales frente a los recursos invertidos por el Estado, con el fin de determinar si fueron suficientes para compensar a los productores rurales.

5.3.2 Curva de costo marginal de la erosión

Se cuenta con la información sobre ingresos, niveles de erosión, y área de cada cultivo de los productores a los cuales el Estado les compró sus tierras (Tabla 7).

Tabla 7 Niveles de erosión, precio sombra de la erosión y área por cultivo

		Café	Caña	Pasto
Erosión	ton/ha/año	28	62	19
Precio sombra	USD\$/ton	21,11	4,07	1,30
Área total	ha	380	109	543

Tomado de Tapasco et al. 2003

A partir de la información anterior se puede calcular el costo marginal de la reducción de la erosión (Tabla 8).

Tabla 8 Erosión evitada y costo marginal

	Erosión evitada Acumulada (ton)	Costo marginal (us\$/ton)
Pasto	10.317	1,3
Caña	17.075	4,1
Café	27.715	21,1

Con la información de la tabla anterior se puede construir la curva de costos marginal de reducción de la erosión (Gráfico 8).

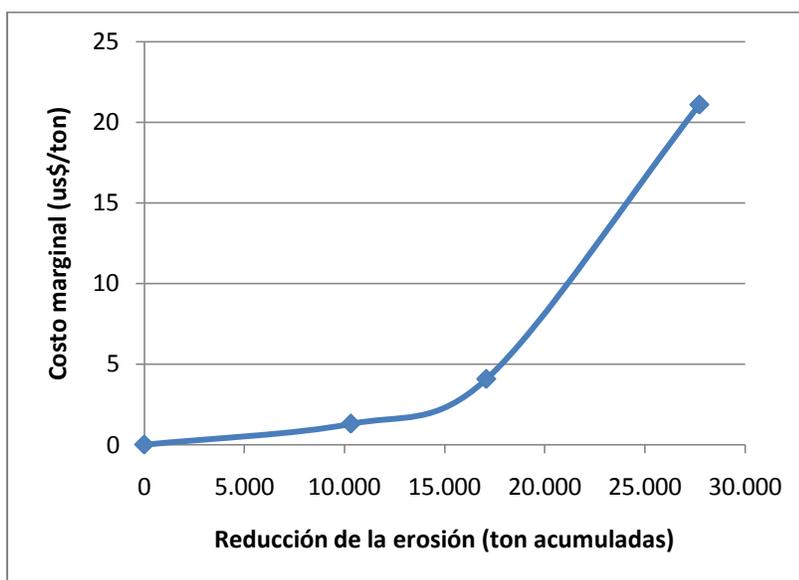


Gráfico 8 Curva de costo marginal de reducción de la erosión

5.3.3 Curva de costo marginal del agua

En el caso del agua, si se renuncia a alguno de los cultivos, y se dedica la tierra a la conservación, esto permitiría que exista una mayor cantidad de agua disponible para las partes bajas de la cuenca.

Tabla 9 Aporte de agua a la cuenca por dedicar áreas cultivadas a la conservación, precio sombra y potencial de aporte de agua

	Café	Caña	Pasto
Incremento de agua (m³/ha/año)	1.740	1.800	2.000
Precio sombra (\$/m³)	0,340	0,140	0,012
Potencial de aporte de agua (m³/año)	661.200	196.200	1.086.000

A partir de la información anterior, se puede construir la curva de costo marginal para el incremento de agua en la cuenca (Gráfico 9).

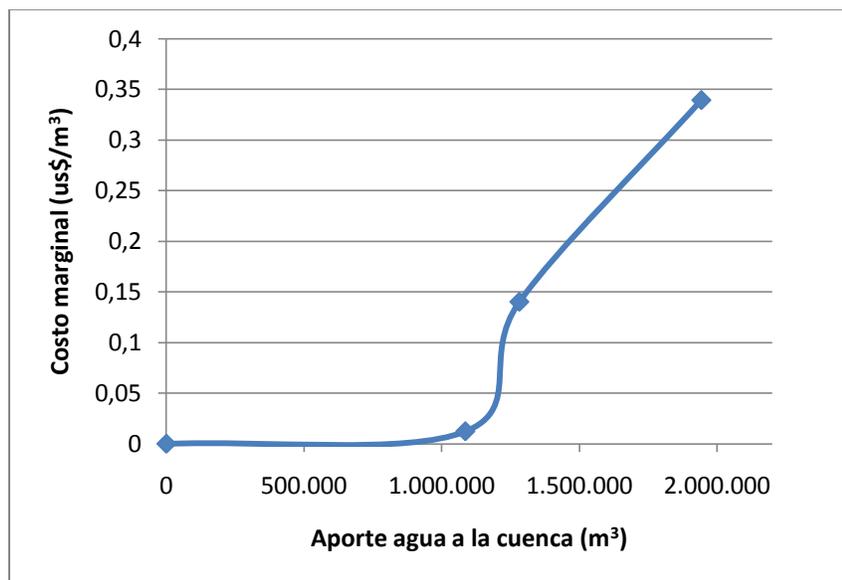


Gráfico 9 Curva de costo marginal del aporte de agua a la cuenca

5.3.4 Curva de costo marginal servicios ambientales (agua y erosión) estandarizada

Con el fin de construir la curva de oferta de servicios ambientales se realiza el proceso de estandarización reseñado en el capítulo 3 del presente documento. Bajo la aplicación de dicho procedimiento podemos llegar a calcular el precio sombra por área, en la cual se reúnen dos servicios ambientales (aporte de agua y reducción de erosión).

Tabla 10 Precio sombra de dedicar área cultivada a conservación, y su área potencial correspondiente

	Área Potencial Acumulada (ha)	Precio sombra (us\$/ha)
Bosque	5.068	0
Pasto	5.611	64,8
Caña	5.720	221,6
Café	6.100	1.374,7

A partir de esta información, se puede construir la curva de costo marginal correspondiente a la prestación de servicios ambientales (aporte de agua y reducción de erosión) por unidad de superficie (Gráfico 10). La línea roja representa el precio promedio de compra de de tierra (us\$/ha).

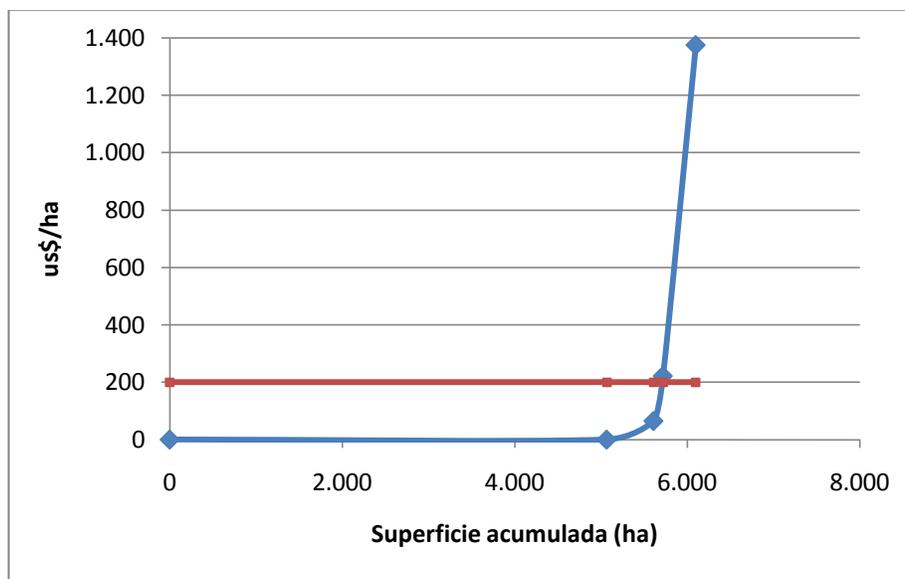


Gráfico 10 Curva de oferta de servicios ambientales

5.4 Caso 4. Cuenca de la Laguna de Fúquene (ilustración de un caso de intervención ambiental por parte del Estado, y un proyecto Estatal para aprovechamiento del recurso - incluyendo externalidades ambientales)

En esta cuenca se encuentra varios elementos de análisis. El primero corresponde a las metas trazadas por una autoridad ambiental en función de los municipios y a su ubicación. Dado que los costos de mejoramiento propuestos por la autoridad ambiental son demasiados elevados respecto al presupuesto habitual para dicho rubro, es necesario emplear herramientas que ayuden a lograr un uso eficiente del recurso. Por lo tanto, se propone realizar un análisis desde el punto de vista costo eficacia, que permita lograr el objetivo al final de la cuenca a un costo mucho menor, o en su defecto, con los recursos disponibles, poder alcanzar el mejor estado ambiental posible. En segundo lugar, se trata de un ejercicio donde los beneficios marginales del uso del agua están representados en los ingresos de las actividades agropecuarias desarrolladas del potencial de ampliación de los distritos de riego existentes y la construcción de nuevos distritos de riego de acuerdo al potencial agropecuario de la región. Los costos marginales están representados por el costo de la infraestructura necesaria para el suministro del agua. Igualmente, se adiciona a este último caso algunos de los costos ambientales externos que están asociados a estos proyectos.

5.4.1 Descripción del área de estudio

El ecosistema de la cuenca de la laguna de Fúquene está localizado en los valles interandinos colombianos a una altura de 2.543 msnm y a 100 km al norte de Bogotá. El área total de la cuenca abarca 1.752 km² repartidos en 17 municipios con una población de 229,011 habitantes (Condesan, Redcapa y GTZ, 2004). El cuerpo de agua principal ocupa 3.260 ha con 1,5 m de profundidad. Sus aguas, casi 70 millones de metros cúbicos, son una gran reserva que se utiliza para abastecer la agricultura y la ganadería de los 10 municipios de la región de Ubaté, los cuales hacen parte de un distrito de riego que está conformado por 22 mil hectáreas y del cual también hacen parte los municipios cundinamarqueses de

Suesca y Villapinzón, y los de Saboyá, Ráquira, Chiquinquirá, Caldas y San Miguel de Sema, en Boyacá (El Tiempo, 2003).

La laguna es un ecosistema natural que soporta una actividad económica de la región, representada en 25 industrias de lechería a gran escala, 20.000 ha de tierras abajo irrigadas, y suministro de agua para por lo menos 100.000 personas. Hoy, 200.000 personas viven alrededor de la laguna de Fúquene, y por lo menos la mitad de ellos son pobladores urbanos. Se estima que 171.000 cabezas de ganado pastan en la cuenca de la laguna (Fundación Humedales, 2004). El área de la cuenca de la laguna de Fúquene ha soportado un proceso intensivo de deforestación. Solamente 5% es bosque primario y secundario. El 90% es ganadería o agricultura. Esto muestra un incremento en las tasas de sedimentación que fueron desde 0.4 mm al año en los últimos 10.000 años a 1 mm año durante los últimos 500 años. En la actualidad la laguna experimenta un alto nivel de eutrofización⁹. El oxígeno disuelto (4.5 mg/l) ha disminuido y los niveles de fósforo (0.1 mg/l) y nitrógeno (1.98 mg/l) y amonio (0.5 mg/l) son considerablemente altos. La demanda biológica de oxígeno y la demanda química de oxígeno tienen también niveles altos. Todos estos niveles son considerados altos comparados con los estándares internacionales.

La entrada de minerales en las aguas ha conducido a un incremento de vegetación acuática que reduce el espejo de agua de la laguna, a una tasa de 26 ha al año. El área cubierta por vegetación acuática en 1999 fue de 1.707 ha (más de la mitad del área de la laguna), y para el 2020 se espera que 2.654 ha (82% de la laguna) este cubierta. La contaminación del agua es causada principalmente por el alcantarillado proveniente de 17 municipios que rodean su cuenca, desechos industriales de las 50 empresas procesadoras de leche que trabajan en la región, por el área que drena de las áreas ganaderas y de los químicos utilizados en el cultivo de 17 mil hectáreas de papa sembradas en sus límites (El Tiempo, 2003).

⁹ Es el proceso a través del cual los cuerpos de agua disminuyen sus parámetros de calidad debido a la acumulación de nutrientes, el cual genera excesivo crecimiento de fitoplancton.

La degradación de los hábitats ha causado la disminución de la población de peces y la desaparición casi total de aves migratorias y nativas.

Adicionalmente, su capacidad para almacenar líquido disminuye en dos centímetros cada año. El espejo de agua actual corresponde al 5,3% de su extensión original, secamiento que ha originado otro inconveniente: la invasión de sus terrenos por particulares o dueños de fincas, que corren sus linderos para apropiarse de las zonas que el intenso secamiento va dejando al descubierto (El Tiempo, 2003). Es por todo esto que surge una necesidad vital por desarrollar programas para recuperar y preservar la laguna de Fúquene. Al mismo tiempo algo debe hacerse para garantizar una buena calidad y cantidad de sus aguas para satisfacer las necesidades locales y regionales (Fundación Humedales, 2004).

Algunas de las acciones que se han identificado para la restauración y mantenimiento del buen estado ecológico de la laguna son: i) subir un metro el nivel del agua de la laguna mediante compuertas, ii) mantener el área actual por medio de canales perimetrales, iii) disminuir las fertilizaciones químicas, iv) disminuir la capacidad de carga animal a la mitad en la zona plana, v) manejar las excretas a través de compost y exportar los excesos de la parte plana hacia otras zonas, vi) construcción del canal perimetral y dragado de la laguna, vii) construcción de plantas de tratamiento de aguas servidas, viii) implementación de agricultura de conservación como prevención en zonas de ladera (labranza mínima y siembra directa), ix) cortar la vegetación del agua a intervalos regulares para elaborarla como compost y venderla, y x) crianza de carpas herbívoras para comer la maleza (Condesan, Redcapa y GTZ, 2004).

El estudio de caso consiste en realizar un análisis económico a partir de la información generada en el “Estudio sobre plan de mejoramiento ambiental regional para la cuenca de la Laguna de Fuquene” realizado en el año 2000 por CTI Engineering Internacional C. O., LTDA para el convenio Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) – Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). El estudio del convenio JICA – CAR consistió en realizar una

optimización del recurso hídrico desde el punto de vista biofísico y de la ingeniería. Por lo tanto, el ejercicio del presente estudio de caso consiste en realizar una optimización del recurso desde el punto de vista económico.

5.4.2 Calidad del recurso hídrico

El estudio del convenio JICA - CAR determinó cuales son las medidas adicionales necesarias para lograr alcanzar los niveles mínimos de calidad establecidos por la autoridad ambiental para los vertimientos de los sistemas de alcantarillado municipales en la cuenca (40 mg/l). La vida útil de las inversiones se estableció en 20 años (Tabla 11).

Tabla 11 Medidas establecidas por el estudio del convenio JICA - CAR necesarias y de menor costo para alcanzar los niveles mínimos de calidad establecidos por la autoridad ambiental (40 mg/l)

Municipio	Medida	Inversión (USD\$)	Operación y mantenimiento (USD\$)	Costo Anual (USD\$)
Carmen de carupa	2 lagunas facultativas	4.061	7.500	11.561
Ubate	Actual + Laguna aireada	16.031	46.563	62.594
Tausa	1 laguna anaeróbica + 2 lagunas facultativas	1.624	7.500	9.124
Sutatausa	1 laguna anaeróbica + 2 lagunas facultativas	2.166	7.500	9.666
Cucunuba	1 laguna anaeróbica + 1 lagunas facultativas	2.121	7.500	9.621
Lenguazaque	Actual + Laguna aireada	5.558	23.021	28.578
Guacheta	2 lagunas facultativas	7.310	7.500	14.810
Fuquene	2 lagunas facultativas	1.689	7.500	9.189
Fuquene - Capellania	1 laguna anaeróbica + 1 lagunas facultativas	1.263	7.500	8.763
San Miguel de Serna	2 lagunas facultativas	2.924	7.500	10.424
Susa	2 lagunas facultativas	3.509	7.500	11.009
Simijaca	2 lagunas facultativas	13.320	7.500	20.820
Caldas	2 lagunas facultativas	1.689	7.500	9.189
Chiquinquirá	Actual + Laguna de estabilización	26.881	36.979	63.860
Saboyá	Cumple			

El estudio de JICA - CAR también establece la cantidad y calidad de los vertimientos de los diferentes municipios (Tabla 12).

Tabla 12 Vertimientos por municipio (cantidad y calidad)

Municipio	Medida	Cantidad (m3/día)	Calidad (mg/l)
Carmen de carupa	2 lagunas facultativas	515	224
Ubate	Actual + Laguna aireada	6212	321
Tausa	1 laguna anaeróbica + 2 lagunas facultativas	192	314
Sutatausa	1 laguna anaeróbica + 2 lagunas facultativas	234	316
Cucunuba	1 laguna anaeróbica + 1 lagunas facultativas	363	288
Lenguazaque	Actual + Laguna aireada	670	223
Guacheta	2 lagunas facultativas	983	242
Fuquene	2 lagunas facultativas	184	167
Fuquene - Capellania	1 laguna anaeróbica + 1 lagunas facultativas	149	173
San Miguel de Serna	2 lagunas facultativas	303	279
Susa	2 lagunas facultativas	478	202
Simijaca	2 lagunas facultativas	1551	236
Caldas	2 lagunas facultativas	141	220
Chiquinquirá	Actual + Laguna de estabilización	12298	226

Dado que las medidas propuestas se realizaron con el fin de alcanzar la meta planteada por la autoridad ambiental (40 mg/l), se puede estimar la cantidad removida y el costo de unidad removida (Tabla 13).

Tabla 13 Cantidad removida y costo por unidad removida de vertimientos

Cuenca	Municipio	Cantidad removida (ton/año)	\$ USD/ton removido
Río Ubate	Carmen de Carupa	35	334
	Ubate	637	98
	Tausa	19	475
	Sutatausa	24	410
	Cucunuba	33	293
	Lenguazaque	45	639
Laguna	Guacheta	72	204
	Fuquene	9	1.077
	Fuquene - Capellania	7	1.212
Río Suarez	San Miguel de Serna	26	394
	Susa	28	389
	Simijaca	111	188
	Caldas	9	992
	Chiquinquirá	835	76

5.4.3 Costo marginal por cuenca

El Gráfico 11 muestra la curva de costo marginal para la cuenca del río Úbate, la cual resulta de ordenar las medidas de la menos a la más costo efectiva en los municipios que la conforman (Carmen de Carupa, Úbate, Tausa, Sutatausa, Cucunuba y Lenguazaque).

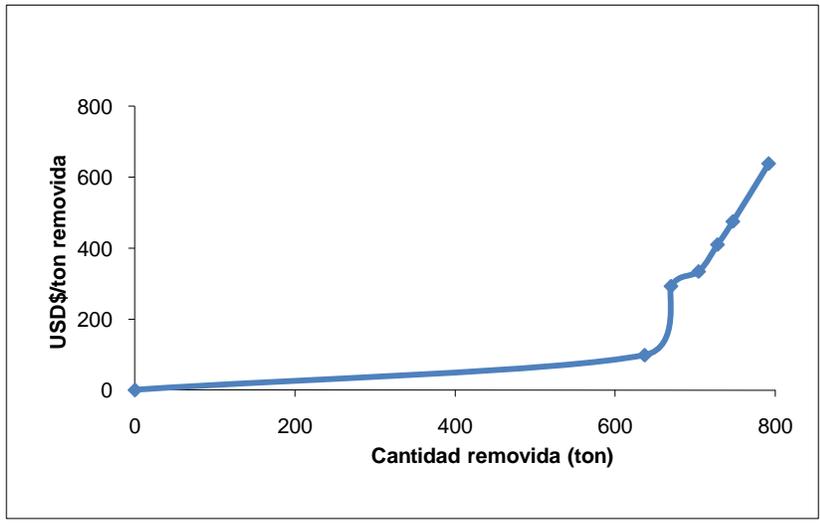


Gráfico 11 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca del río Úbate

El Gráfico 12 muestra la curva de costo marginal para la cuenca de la laguna, la cual resulta de ordenar las medidas de la menos a la más costo efectiva en los municipios que conforman la cuenca (Guacheta, Fúquene y Fúquene-Capellania).

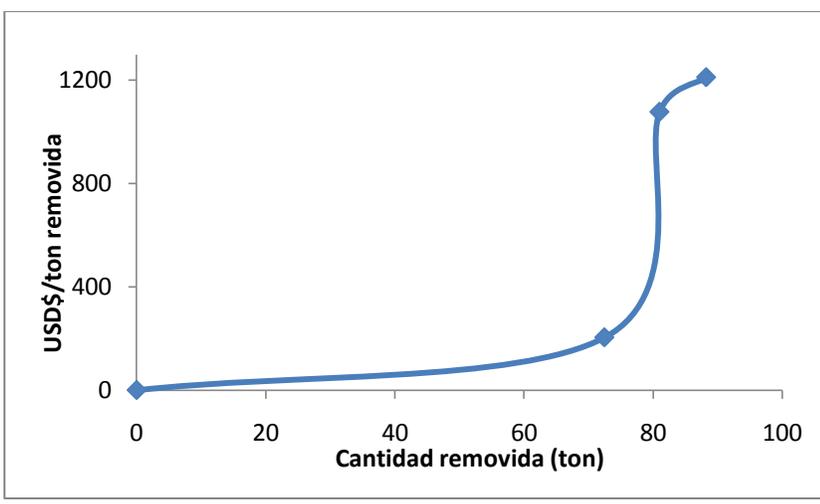


Gráfico 12 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca de la laguna

El Gráfico 13 muestra la curva de costo marginal para la cuenca del río Suárez, la cual resulta de ordenar las medidas de la menos a la más costo efectiva en los municipios que conforman la cuenca (San Miguel de Serna, Susa, Simijaca, Caldas y Chiquinquirá).

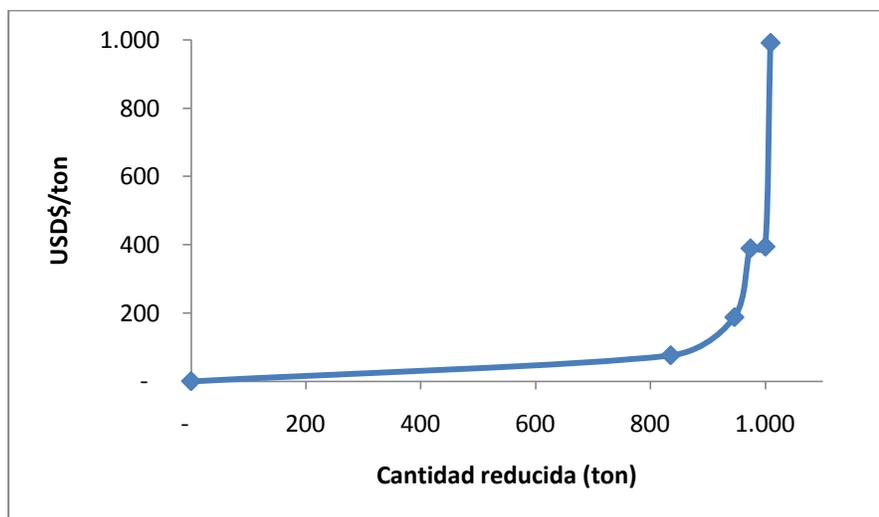


Gráfico 13 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca del río Suárez

5.4.4 Interdependencias

Para el caso de la calidad del agua, las interdependencias se presentan cuando el parámetro de calidad del agua de una cuenca se ve alterado por los usos que se realicen del recurso en otras cuencas aguas arriba. La primera interdependencia que se presenta para nuestro estudio de caso, es el caso de la cuenca de la Laguna de Fúquene, la cual se ve afectada por los usos del agua, del suelo y los vertimientos de los municipios que conforman la cuenca de Ubaté.

5.4.4.1 Interdependencia Laguna de Fuquene - Río Ubate

Los usos del agua en la parte alta de la cuenca, en este caso el río Ubate determina en gran medida el estado inicial de la calidad del agua de las cuencas aguas abajo, para nuestro primer caso la cuenca de la laguna. La Gráfico 14 muestra la curva de costo marginal para la cuenca de la laguna sin interdependencia y la curva de costo marginal teniendo en cuenta la interdependencia entre las dos cuencas.

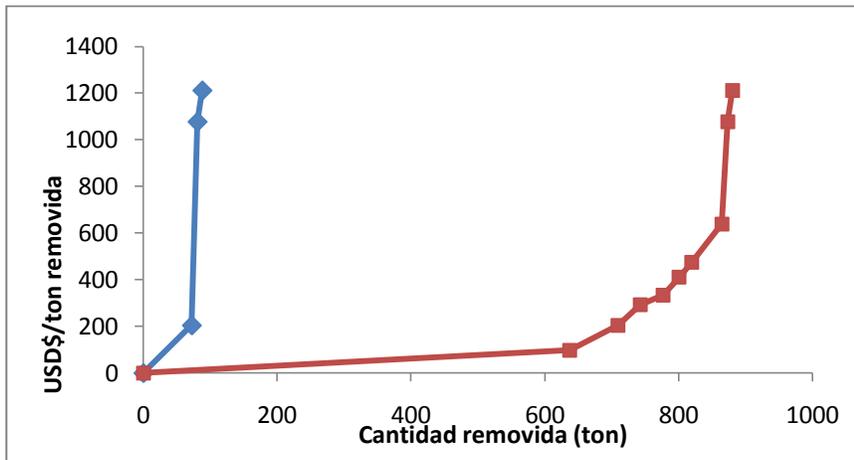


Gráfico 14 Costo marginal de remoción de vertimientos para la cuenca de la laguna con y sin interdependencia

En este caso, la curva de costo marginal se desplaza hacia la derecha, indicando que las decisiones que se tomen para mejorar el estado de los parámetros del recurso hídrico en la cuenca de la laguna deben tener en cuenta el uso y manejo de la cuenca del río Ubate. Con los mismos recursos, podrían alcanzarse mayores niveles de remoción de vertimientos.

5.4.4.2 Interdependencia Río Suárez - Laguna - Río Ubate

La cuenca del río Suárez es aún más compleja, ya que posee interdependencias con dos cuencas ubicadas aguas arriba (Cuenca de la Laguna y cuenca del río

Ubate). En el Gráfico 15 se presenta la curva de costo marginal para la cuenca del río Suárez sin interdependencia y la curva de costo marginal de la cuenca del río Suárez con interdependencia con la cuenca de la Laguna y la cuenca del río Úbate.

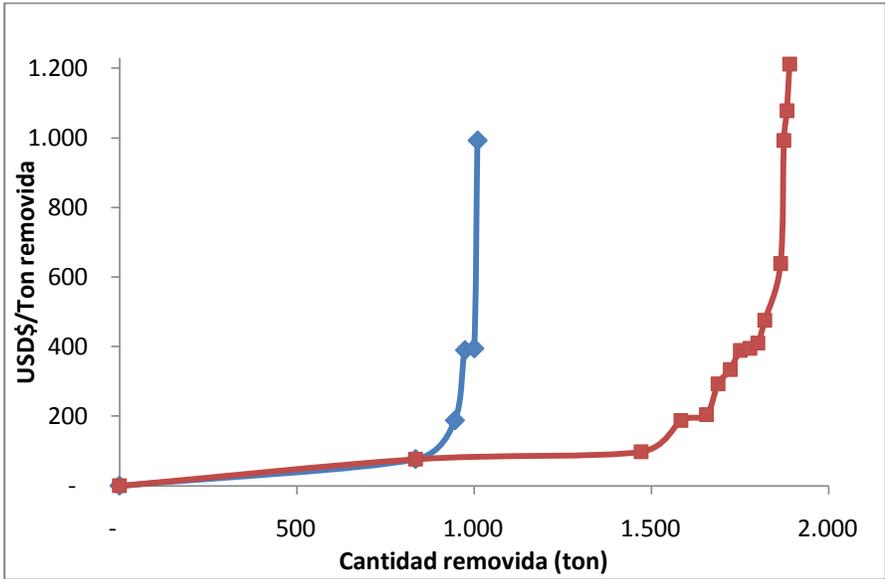


Gráfico 15 Costo marginal de remoción de vertimientos para le cuenca del río Suárez con y sin interdependencias

Para el caso de la cuenca del río Suárez, la curva de costo marginal se desplaza hacia la derecha, indicando que las decisiones que se tomen para mejorar el estado de los parámetros del recurso hídrico en la cuenca del río Suárez deben tener en cuenta el uso y manejo de la cuenca de la laguna y la cuenca del río Úbate. Con los mismos recursos, podrían alcanzarse mayores niveles de remoción de vertimientos.

5.4.5 Cantidad y disponibilidad del recurso hídrico

El estudio JICA - CAR determina el mejoramiento de los sistemas de riego actual y su expansión que se requieren para cubrir el déficit de agua que se presenta en cada uno de los bloques de riego (Tabla 14)

Tabla 14 Costos del mejoramiento y expansión de los sistemas de riego actual y el déficit cubierto

Bloque de Riego	Cuenca	Inversión \$USD	O y M \$USD	Total costos	Total déficit cubierto
Suta	Fúquene	40.950	11.399	52.349	2.442.698
Cap1	Fúquene	41.200	11.469	52.669	2.849.438
Lenguazaque	Fúquene	71.200	19.820	91.020	4.734.996
Cap2	Fúquene	48.450	13.487	61.937	985.414
Mariño	Fúquene	16.950	4.718	21.668	3.652.000
Honda	Fúquene	26.750	7.446	34.196	1.360.402
Susa	Susa	50.100	13.946	64.046	2.301.548
Simijaca	Simijaca	29.000	8.073	37.073	1.625.466
Viejo-Suárez	Suárez	7.650	2.130	9.780	877.000
Merchán	Suárez	59.650	16.605	76.255	1.506.360

A partir de esta información, se puede estimar el costo del suministro de cada m³ (Tabla 15)

Tabla 15 Costo por suministro de cada metro cúbico

Bloque de Riego	\$USD/m3
Suta	0,0214
Cap1	0,0185
Lenguazaque	0,0192
Cap2	0,0629
Mariño	0,0059
Honda	0,0251
Susa	0,0278
Simijaca	0,0228
Viejo-Suárez	0,0112
Merchán	0,0506

En el Gráfico 16 se presenta la curva de costo marginal de suministro de agua a través del mejoramiento y expansión de los sistemas actuales de irrigación.

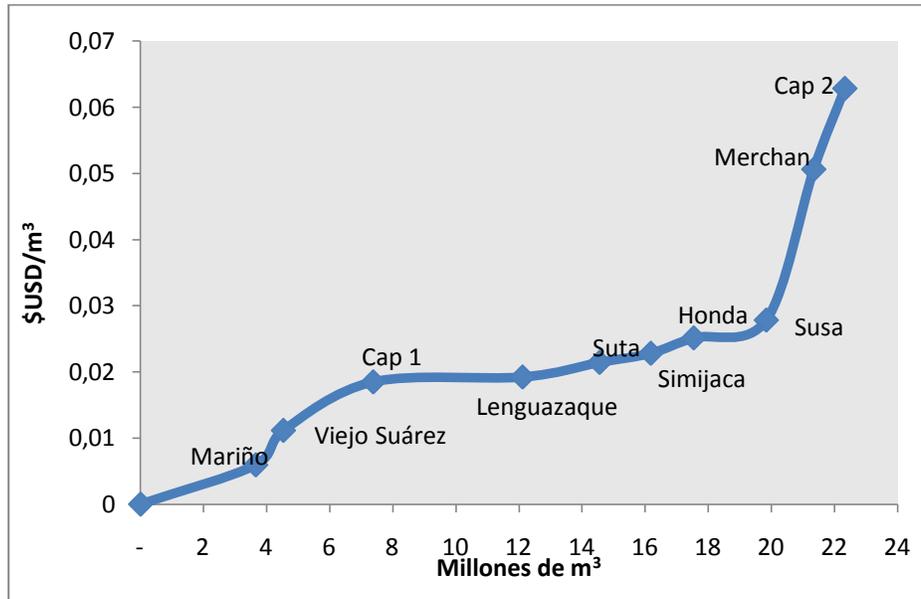


Gráfico 16 Costo marginal de suministro de agua a través del mejoramiento y expansión de los sistemas de riego actuales

5.4.6 Costos de oportunidad del uso del agua:

5.4.6.1 Costos de oportunidad del agua en la producción de leche:

A partir de las utilidades generadas en la producción de leche y el consumo de agua que se requiere para obtener dicha producción, se puede obtener el costo de oportunidad del agua en este renglón productivo (Tabla 16).

Tabla 16 Utilidades y consumo de agua vaca/año y costo de oportunidad del agua

	Utilidades	Consumo de agua	Costo de oportunidad	Consumo de agua a nivel municipal
	\$USD/vaca/año	m3/vaca/año	\$USD/m3	Millones de m3
Carmén de Carupa	207	4.333	0,048	9.7
Ubate	350	2.092	0,167	5.5
Tausa	117	8.752	0,013	6.5
Sutatausa	184	1.865	0,099	2.1
Cucunuba	161	3.350	0,048	1.3
Lenguazaque	188	5.356	0,044	5.3
Guacheta	118	1.701	0,046	6.6
San Miguel de Serna	157	1.486	0,029	5.9
Fuquene	161	1.712	0,095	3.8
Susa	484	1.772	0,325	4.9
Simijaca	215	1.062	0,116	3.2
Caldas	204	2.736	0,119	2.9
Chiquinquira	215	1.560	0,121	5.6
Saboya	379	4.933	0,357	9.3

Ordenando los costos de oportunidad de mayor a menor obtenemos la curva de ingreso marginal derivados del uso del agua para la producción de leche (Gráfico 17)

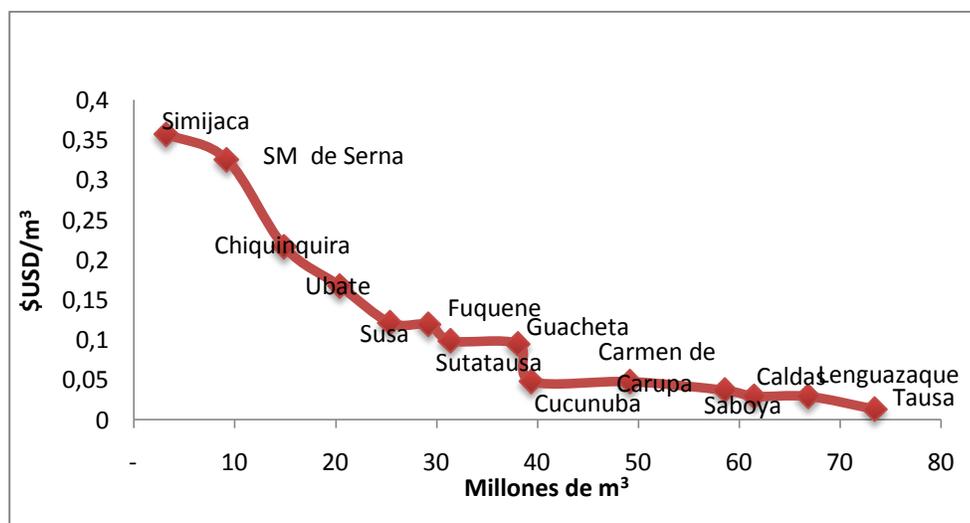


Gráfico 17 Costo de oportunidad de la producción de leche con respecto al uso del agua

5.4.6.2 Costos de oportunidad del agua en la producción agrícola y pecuaria:

A partir de las utilidades generadas en diferentes actividades agrícolas y pecuarias, y el consumo de agua de cada actividad se puede obtener el costo de oportunidad del agua en los diferentes renglones productivos (Tabla 17).

Tabla 17 Utilidades y consumo de agua para diferentes actividades productivas agrícolas y pecuarias y costo de oportunidad del agua

	Utilidades	Consumo agua	Costo de oportunidad	Consumo de agua a nivel de renglón productivo
	\$USD/año	M3/año	\$USD/m3	Millones de m3/año
Papa	935	6.080	0,1537	50.1
Trigo	123	4.890	0,0252	1.5
Arveja	306	6.000	0,0511	5.3
Maíz	263	6.790	0,0387	5.2
Bovino	68	3907	0,02	85.7
Porcino	53	3,6	14,55	-
Ovino	32	395	0,08	5.3

Ordenando los costos de oportunidad de mayor a menor se obtiene la curva de ingreso marginal derivados del uso del agua en los diferentes renglones productivos agrícolas y pecuarios (Gráfico 18)

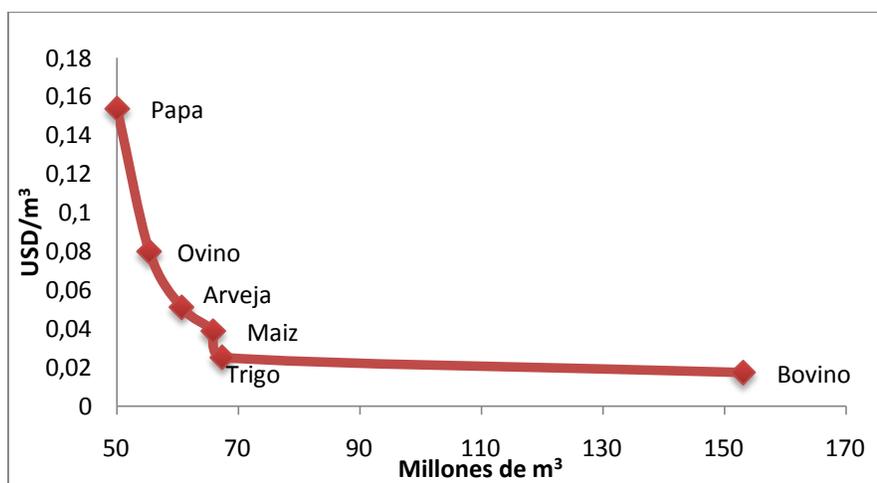


Gráfico 18 Costo de oportunidad del uso del agua en las diferentes actividades agrícolas y pecuarias

5.4.6.3 Costos de oportunidad del agua en la industria:

A partir de las utilidades generadas en los diferentes tipos de industria y el consumo de agua de cada industria se puede obtener el costo de oportunidad del agua (Tabla 18).

Tabla 18 Utilidades y consumo de agua para cada tipo de industria y costo de oportunidad del agua

	Utilidades \$USD/año				Consumo de agua m ³ /año	Costo de oportunidad \$USD/m ³
	Leche	Queso	Yogurt	Total		
Grande	20.420.600	1.453.244	8.283.032	30.156.877	806.573	37
Mediana	4.057.262	186.550	30.401	4.274.212	98.457	43
Pequeña	-	810.685	138.185	948.869	14.688	65

Ordenando los costos de oportunidad de mayor a menor se obtiene la curva de ingreso marginal derivados del uso del agua en los diferentes tipos de industria (Gráfico 19)

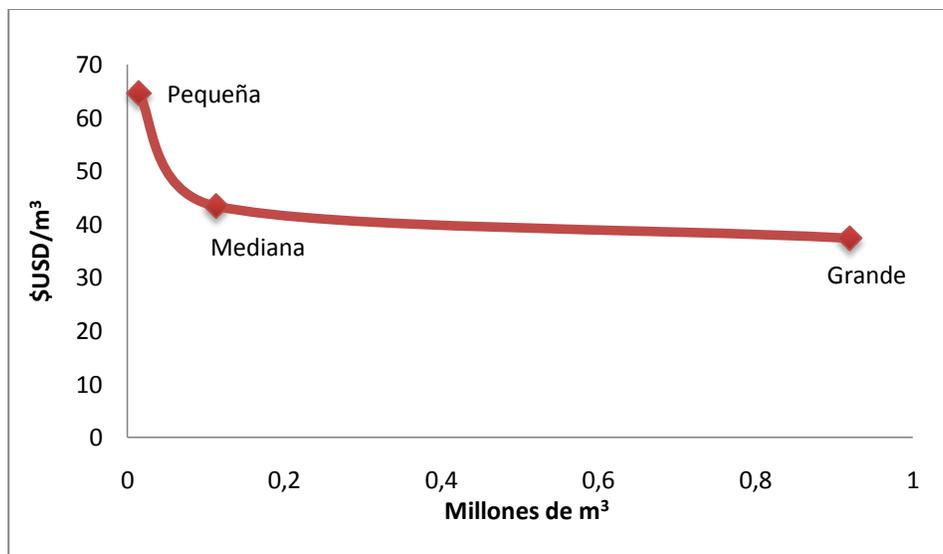


Gráfico 19 Costo de oportunidad del uso del agua en las diferentes tipos de industria

5.4.7 Oferta y demanda del recurso hídrico

Si se quiere cubrir el déficit de agua en toda la cuenca, entonces es importante tener en cuenta el costo de suministro de cada m³ de agua y los beneficios que genera. En el Gráfico 20 se presenta el ingreso marginal y el costo marginal del uso del recurso hídrico en la cuenca.

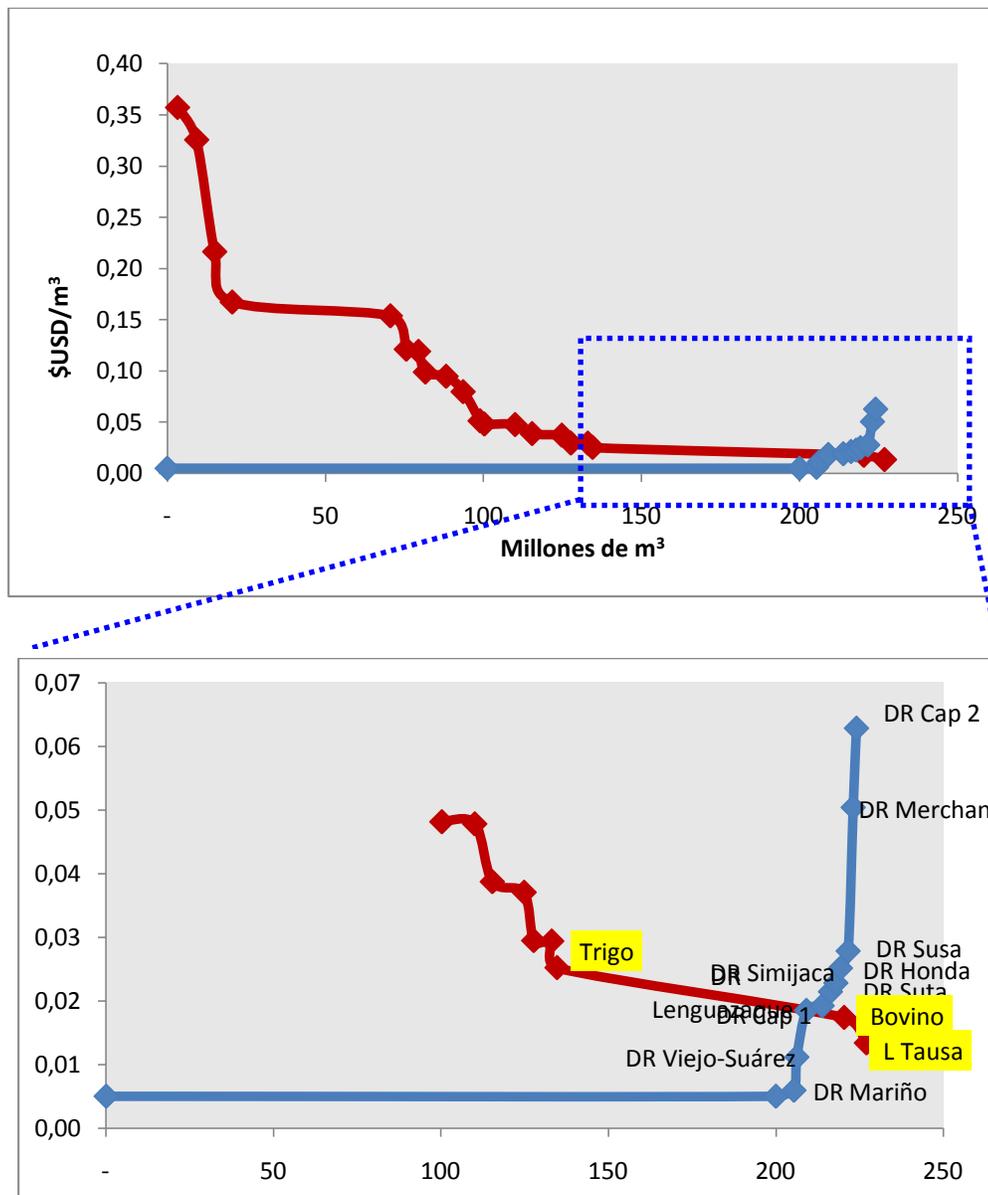


Gráfico 20 Oferta y demanda del recurso hídrico en la cuenca de la laguna de Fúquene

El Gráfico muestra que en términos económicos, y únicamente tomando en consideración las utilidades derivadas del uso del recurso hídrico, el suministro de agua tendrá un costo marginal superior a los ingresos marginales asociados al uso de dicho recurso, por lo tanto, el suministro de dicho recurso no sería eficiente.

Sin embargo, se hace necesario en incluir mayores interdependencias, y lograr incorporar otro tipo de externalidades de tipo no puntual que se generan en los sistemas productivos agrícolas y pecuarios.

5.4.8 Inclusión de otras externalidades ambientales al análisis

La ampliación de los sistemas de riego actual de la parte alta de la cuenca trae como consecuencia la disminución del nivel de la laguna en época seca, lo cual a su vez generaría varios costos adicionales si se quiere mantener los niveles actuales de calidad del recurso hídrico de la laguna. El primer problema sería la cavitación de la toma de agua para suministro del servicio de acueducto para Chiquinquirá, lo cual implicaría reemplazar las bombas existentes; segundo, disminución de la profundidad efectiva de la laguna, lo que implicaría aumentar los niveles de dragado de la laguna; y tercero el incremento de plantas acuáticas, lo que implicaría aumentar la remoción mecánica de dichas plantas.

Los sistemas de riego involucrados son los que se ubican aguas arriba de la laguna de Fúquene y drenan a la laguna (Suta, Cap 1, Lenguazaque, Cap 2, Mariño y Honda). En la Tabla 19 se presentan los costos de las externalidades generadas con la ampliación de los sistemas de riego.

Tabla 19 Costos de la externalidades generadas con la ampliación de los sistemas de riego

	Costos adicionales USD\$/año	Costo USD\$/m³	M³ consumidos
Cavitación	88.100	0,01	
Dragado	2.194.272	0,14	
Remoción plantas	137.958	0,01	
TOTAL	2.420.329	0,15	16.024.948

En el Gráfico 21 se presenta el mercado del recurso hídrico después de incorporar las externalidades generadas.

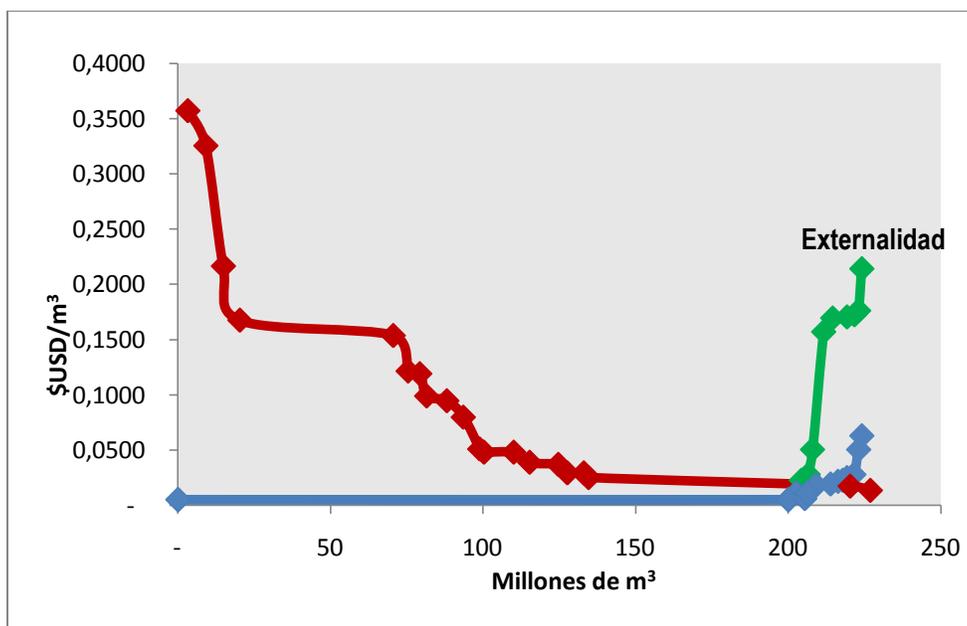


Gráfico 21 Oferta y demanda del recurso hídrico en la cuenca de la laguna de Fúquene con externalidades

Los estudios de caso ilustrativos muestran que después de contar con una información socioeconómica y biofísica básica resulta relativamente muy fácil la construcción de las curvas de ingreso y costo marginal. Igualmente, y como era de esperarse, la información sobre ingresos marginales generados por el uso del recurso agua es muy complicada de obtener en el caso de las empresas privadas, pero que en estos casos por tratarse igualmente de una decisión privada entonces, será suficiente con que dichas empresas privadas conozcan las curvas de costo marginal para que la incorporen dentro de la toma de decisiones.

Se puede observar también que resulta fácil la construcción de los precios sombra bajo diferentes mecanismos de agrupación (cultivos, municipios, etc) no obstante, una dificultad que no salta a la vista son los niveles de variabilidad que se pueden presentar al interior de cada precio sombra. Por ejemplo, cuando determinamos un precio sombra para el cultivo de la papa entonces, no estamos considerando la variabilidad que se puede presentar en los diferentes sembrados de papa, ya que la papa puede ser sembrada por un pequeño productor con bajos niveles de tecnificación, o por el contrario, por un productor que siembra grandes extensiones y que posee un maquinaria y emplea altos niveles de insumos. En ambos casos los precios sombra serán muy distintos. También ocurre lo mismo si el cultivo es sembrado en una planicie o si es sembrado en altas pendientes, o si se siembra en una zona de baja o alta precipitación, y así sucesivamente. Igualmente, si se establece como mecanismo de agrupación la división política (p ej. Municipios) se pierde toda la variabilidad de los cultivos, de las pendientes, de las precipitaciones, de los niveles tecnológicos, etc.

Dentro de la ilustración se manejo intencionalmente el concepto de superficie dedicada a la conservación, ya que se pretende incluir variables de fácil seguimiento, y en este sentido el área dedicada exclusivamente a conservación cumple con este requisito. El área dedicada a conservación garantizará la oferta de los servicios ambientales aumento en la disponibilidad de agua y reducción de la erosión, y su seguimiento es fácilmente comprobable a través de los instrumentos de medición de cantidad y calidad de agua que emplean las

empresas que en este caso actuarían como compradoras (inclusive son equipos exigidos actualmente por las autoridades ambientales a los grandes usuarios del agua). También una inspección visual terrestre o aérea es suficiente, o incluso a través de fotografías aéreas o satelitales se podría comprobar su cumplimiento. Muy diferente resulta el uso de tecnologías de conservación, ya que requiere un proceso más complejo de seguimiento. Por ejemplo, si se trata de siembra a “chuzo” tendría que existir casi un inspector por cada productor.

No obstante los casos ilustran la factibilidad de esta propuesta para reducir los costos de transacción en la construcción de un mercado de bienes y servicios ambientales, aunque todavía persisten discusiones de fondo más complejas. Por ejemplo, en la actualidad existe un gran limbo respecto a la tenencia de los derechos sobre estos servicios ambientales. Por un lado se viene promoviendo una política de PSA en la cuál los usuarios de la parte baja deberían pagar a los usuarios de las partes altas por los servicios ambientales de los cuales están disfrutando o podrían disfrutar. Esta propuesta implícitamente conlleva a interpretar que los usuarios de las partes altas tienen los derechos sobre los recursos. Pero por otra parte, también se están implementando políticas bajo la premisa “el que contamina paga”, o bajo el concepto “derecho a disfrutar de un ambiente sano” o medidas restrictivas sobre el uso de los recursos naturales, lo que permite intuir que los usuarios de las partes altas deberían pagar por el uso y deterioro que hacen del recurso.

Lo que poco se dice es que el esquema de PSA puede funcionar igualmente si los usuarios de la parte baja de la cuenca tienen los derechos. En este caso, los usuarios de la parte alta tendrían que pagar por el uso de los recursos. Lo mismo pasaría en el caso de delimitar los derechos de propiedad a ciertos niveles de uso para ambos usuarios. En este sentido, pagarían los que realicen un uso excesivo del recurso y recibirían la compensación los que reduzcan su uso por debajo de su nivel permitido, independiente en que parte de la cuenca se encuentre.

La asignación de derechos de propiedad seguramente se va a convertir en un campo de batalla, ya que es una herramienta poderosa de redistribución de la renta, así que las autoridades ambientales seguramente recibirán mucha presión a la hora de definir los derechos. A pesar que aquí se abre un campo de estudio sobre las desventajas de los productores de las partes altas a la hora de la definición de las leyes de asignación de derechos de propiedad sobre los servicios ambientales, en la siguiente sección del presente estudio nos ocuparemos de analizar intuitivamente las formas de distribución de los derechos de propiedad y su posible impacto sobre la pobreza rural.

6 ASIGNACIÓN DE DERECHOS DE PROPIEDAD E IMPLICACIONES SOBRE LA POBREZA RURAL

Aunque se cuente con información suficiente para construir las curvas de costo e ingreso marginal todavía queda por superar el debate sobre la asignación de derechos de propiedad, y que se constituye en la principal barrera para la constitución de mercados de bienes y servicios ambientales, especialmente para el tema del agua y la erosión. La mayoría de autores que escriben sobre el tema de Pago por Servicios Ambientales (PSA) implícitamente parten del supuesto que los propietarios de las tierras donde se encuentran o se explotan los recursos naturales son los propietarios de los derechos. No obstante sobre este tema existe mucha tela que cortar.

Asignar los derechos de propiedad es la primera medida para permitir la transacción de dichos derechos. Aquí se busca aplicar la solución planteada por Coase (1960). Teóricamente, los usuarios aguas arriba y aguas abajo llegarán a través de la transacción de los derechos a la solución óptima. No obstante, y recordando lo referenciado anteriormente *“la asignación inicial de derechos de propiedad no cambiará el resultado eficiente esperado, solamente influirá en quien paga a quien en el acuerdo final”*, la asignación de derechos de propiedad jugará un papel crucial en la redistribución de la riqueza. El instrumento de PSA considera el hecho de que los pobladores de las partes altas de las cuencas, considerados en la mayoría de los casos como uno de los sectores más pobres de la sociedad, reciban una retribución por los servicios ambientales que se generan de sus actividades o propiedades, y que a su vez, los sectores de las partes bajas de la cuenca, considerados como un grupo de la sociedad en mejores condiciones económicas que los anteriores, paguen por el disfrute de dichos bienes y servicios ambientales. En principio la propuesta parece lógica, sin embargo, este problema podría ser visto de otra manera, tal y como lo expone Coase (1960) en *“The problema of social cost”* con su argumento de la reciprocidad.

El supuesto bajo el cual trabaja la lógica de los PSA es que los productores de la parte de baja de la cuenca reciben servicios ambientales provenientes de la parte alta, los cuales no están siendo compensados (Shilling y Osha 2003; Rosa et al. 2003; van Noordwijk et al. 2004; Wunder, S. 2005). Sin embargo existen varias interpretaciones de dicho supuesto. La primera interpretación del supuesto se refiere a que algunos de los productores de las partes altas poseen áreas dedicadas a la conservación y por lo tanto, los servicios ambientales generados de allí deben ser vistos como una externalidad positiva que es aprovechada por los usuarios de las partes bajas. La segunda interpretación parte del hecho que aunque los productores de las partes altas estén realizando actividades productivas, persisten algunos servicios ambientales que son aprovechados por los usuarios de las partes bajas. Por ejemplo, a pesar que un productor siembre un cultivo en su parcela, existirá cierta cantidad de agua que escurre de ella hacia las partes bajas, y por lo tanto, desde esta óptica, esta agua que escurre debe ser contemplada como un servicio ambiental. Una tercera interpretación del supuesto es que los productores de la parte alta que realizan actividades productivas dentro de su parcela, podrían renunciar a dichas actividades o implementar tecnologías más sostenibles que permita aumentar el flujo de servicios ambientales hacia la parte baja de la cuenca. Bajo las tres ópticas, la premisa es que el productor de la parte alta ofrece un servicio ambiental a los productores de la parte baja, y por lo tanto el productor de la parte alta de la cuenca debe ser compensado por el productor de la parte baja de la cuenca. No obstante, y de acuerdo al principio de reciprocidad, el problema puede plantearse de forma opuesta.

El productor ubicado en la parte baja de la cuenca puede ser quien tenga el derecho a disfrutar de la oferta natural de los servicios ambientales, y en este sentido, cualquier actividad que realicen los productores de las partes altas de la cuenca y que afectan dicha oferta natural estarían afectando la función de producción de los productores ubicados en las parte baja de la cuenca. Por ejemplo, si un productor de la parte alta de la cuenca posee cierta área de su predio en bosque natural, la oferta de agua y niveles de erosión son precisamente

los valores a los cuales tiene derecho a disfrutar el usuario de la parte baja de la cuenca. Pero en la medida que el productor de la parte alta decida cortar el bosque natural y establecer cultivos entonces, el daño que ocasione dicho cambio en la oferta de agua y en los niveles de erosión a los usuarios de las partes bajas deberán ser cubiertos o compensados con el fin de eliminar la externalidad (en este caso negativa). Desde este punto de vista se parte de la premisa “el que contamina paga”.

A pesar de la relevancia e importancia del tema (asignación de los derechos de propiedad) aún no se ha dado una discusión respecto a los argumentos de quien debe tener los derechos. Aunque la mayoría de los países han optado por declarar como bien público el recurso hídrico, la verdad es que en algún momento tendrán que desarrollar criterios de asignación de su uso, y enfrentarse a toma decisiones sobre adjudicación entre varios usos rivales. Este trabajo se limitara únicamente a reseñar algunas de las implicaciones generales de emplear diferentes criterios a la hora de asignar dichos derechos de propiedad o de uso, en términos de la pobreza rural y el deterioro ambiental.

6.1 Asignación de derechos de propiedad o de uso

Una alternativa sería otorgar los derechos a los usuarios aguas abajo, con lo cual se estaría diciendo que todo usuario del recurso tiene derecho a la oferta natural del recurso, y por lo tanto, cualquier usuario aguas arriba que quiera hacer uso del recurso, o implementar cualquier actividad que afecte a los usuarios aguas abajo, tendría que asumir los costos externos generados. Por lo tanto, geográficamente, entre más abajo en la cuenca se encuentre el usuario menores costos debe asumir por el uso de dicho recurso, y viceversa. Igualmente, entre más poblada se encuentre la cuenca, o entre un mayor uso del agua se realice, y a mayor ingresos marginales del agua, mayores serán los costos de los usuarios aguas arriba. Los productores aguas arriba sólo podrían persistir en la medida que tengan los ingresos necesarios para compensar los costos de oportunidad del

agua a los usuarios en las partes bajas de la cuenca (Gráfico 22). En conclusión, este tipo de medida, restringiría enormemente la producción en las partes altas de la cuenca. Igualmente, entre más lejos se encuentren las cuencas de la desembocadura al mar, mayor será la restricción que tendrán para su producción.

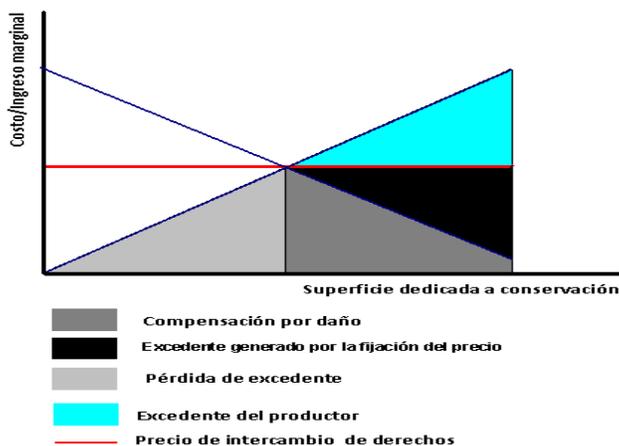


Gráfico 22 Negociación de derechos de propiedad - Derechos otorgados a los usuarios aguas abajo

Por su parte, los derechos se pueden otorgar a los usuarios de las partes altas. Con esto se dice que cualquier usuario tiene derecho a contaminar y hacer un uso libre del recurso. Bajo estas circunstancias, los usuarios aguas abajo deben ofrecer a los usuarios aguas arriba pagos que cubran los precios sombra de renunciar al uso actual del recurso (Gráfico 23). Bajo estas circunstancias, los usuarios aguas arriba podrían mantener o incluso incrementar sus niveles actuales de ingresos económicos, bajo el supuesto de costos de transacción muy bajos. Esta es la lógica inmersa en la propuesta de pago de servicios ambientales.

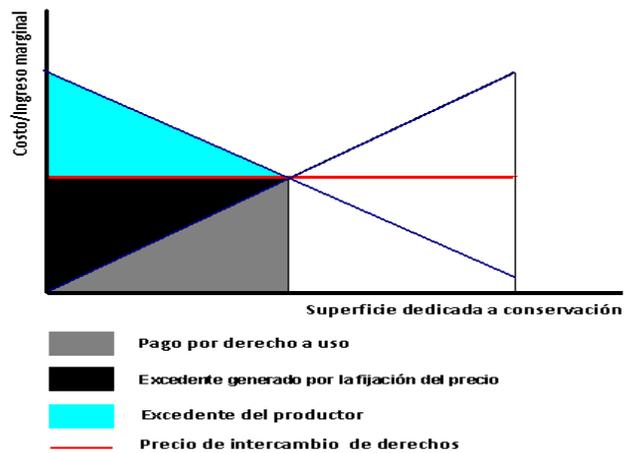


Gráfico 23 Negociación de derechos de propiedad – Derechos otorgados a los usuarios aguas arriba

Otra opción, es fijar unos derechos limitados sobre el recurso tanto a los usuarios aguas abajo como aguas arriba, y por lo tanto, en este sentido, los usuarios aguas arriba que estén por arriba del nivel fijado deberán disminuir el uso del recurso, o en su defecto pagar por el uso de este. Igualmente los usuarios aguas abajo, si quieren disponer de una mayor cantidad del recurso de la asignada, deben transar los derechos con los usuarios aguas arriba.

Otra forma de intervenir puede ser a través de la implementación de impuestos pigouvianos. En este caso, sería necesario gravar a todos los usuarios del agua que estén ocasionando un costo externo por su uso. En este sentido los usuarios aguas arriba pagarían por los daños ocasionados a los usuarios aguas abajo. El valor correcto del impuesto (TW) debería ser igual al valor de la solución óptima (donde se cortan los límites superiores de las curvas de costo marginal e ingreso marginal). Bajo estas circunstancias, todos los usuarios aguas arriba, cuyos precios sombra se encuentren por debajo de TW deberían renunciar a sus actividades productivas, ya que sus ingresos no alcanzarían a cubrir el valor del impuesto. A su vez, esta medida permitiría que los usuarios aguas abajo puedan

beneficiarse del recurso, y generar un excedente mucho mayor a las pérdidas de los usuarios aguas arriba (Gráfico 24).

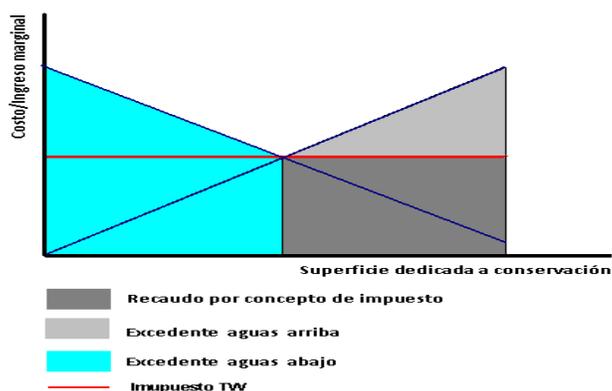


Gráfico 24 Aplicación de un impuesto pigouviano para alcanzar el nivel óptimo

No obstante, los impuestos pigouvianos son de doble vía, así que puede tratarse de compensaciones si se trata de externalidades positivas. Aquí vuelve a tomar relevancia el concepto de reciprocidad, ya que un productor que implemente prácticas sostenibles puede ser visto como un productor de esta generando una externalidad positiva, o por el contrario, alguien que esta reduciendo la externalidad negativa que estaba ocasionando.

6.2 Efectos de las medidas sobre la reducción de la pobreza

Si se asignan los derechos a los usuarios de las partes bajas de la cuenca esto ocasionaría incremento en la brecha de la desigualdad entre los productores de las partes altas y bajas de la cuenca¹⁰, ya que una gran parte de los productores de las partes altas se verían obligados a renunciar a sus actividades productivas, y

¹⁰ Todo esto bajo el supuesto que los sectores más pobres se ubican en los sitios más altos y más marginados, y que los sectores más ricos se ubican en las mejores tierras que se encuentran en los valles de las cuencas, o sea, en las partes bajas.

los que persisten deben transferir parte de sus excedentes a los pobladores de las partes baja.

En el caso de asignar los derechos a los usuarios de las partes altas de las cuencas, es necesario definir claramente el alcance de los derechos. Si se trata de un derecho a todo el recurso o servicio que se genere desde su parcela, o el derecho al uso actual del recurso. Si el derecho es sobre todo el recurso entonces, el instrumento de PSA podría tener un gran potencial para que los productores de las partes altas incrementen sus ingresos, siempre y cuando la demanda de agua en la parte baja sea alta y el agua tenga una productividad marginal alta. Si el derecho es sobre el uso actual, entonces los ingresos de los productores de las partes altas por la oferta de servicios ambientales esta sujeta a los cambios que incorporen los productores sobre sus sistema productivos con el fin de incrementar dicha oferta. Además, como la curva de costo marginal está sujeta a los precios sombra, y estos a su vez, están construidos sobre la base del ingreso actual¹¹, entonces el potencial del mejoramiento de los ingresos de estos productores será altamente dependiente entre la diferencia entre la curva de costos marginal y el nivel del precio establecido por el servicio (excedente del productor), esto sin contar con los costos de transacción. En este sentido, el excedente del productor deberá ser mayor a los costos de transacción para poder que el mercado de servicios ambientales sea económicamente viable.

La asignación de derechos de propiedad a los usuarios de la parte alta de la cuenca sería una especie de “trade off” entre deterioro ambiental y pobreza rural, ya que claramente se estaría premiando a los usuarios que deterioran los recursos, y al mismo tiempo a los que realizan un uso menos eficiente de dichos

¹¹ Aquí se podría comparar la situación a la planteada por Azqueta y Sotelsek (1999) respecto a la ventaja comparativa. Estos autores plantean que países pobres tienen una ventaja comparativa frente a países ricos, ya que los pobladores de los primeros están dispuestos a soportar una mayor contaminación ambiental a un menor precio. En nuestro caso, la ventaja comparativa de los pobladores pobres es precisamente sus bajos ingresos y por lo tanto, el precio sombra refleja exactamente estos bajos ingresos. Así que el incremento en sus ingresos esta limitado al excedente del productor.

recursos. En este sentido, la sociedad debe tener claro el subsidio implícito a la reducción de la pobreza.

En cuanto al mejoramiento de las condiciones ambientales, se puede afirmar que a parte de un uso contemplativo o recreativo, que por cierto será muy limitado en monto y en espacio (especialmente para países con bajos ingresos), el mejoramiento de dichas condiciones sólo podría lograrse dentro del espacio geográfico comprendido entre los dos usos rivales, ya que el mejoramiento de dicho recurso esta condicionado a un uso posterior. En nuestro caso, la disposición a pagar por una superficie dedicada a conservación esta sujeta a una mayor disponibilidad del recurso hídrico aguas abajo para su posterior uso, por lo tanto, los beneficios ambientales generados son los derivados de la dedicación de una superficie a la conservación, los cuales no están siendo considerados en nuestro caso.

No se espera tampoco que el potencial del PSA sea homogéneo. Por el contrario, cabe esperar una gran heterogeneidad de situaciones a nivel de cuenca, ya que existirán grandes diferencias en sus dotaciones naturales, los niveles de inversión para realizar la oferta de servicios ambientales (Azqueta y Sotelsek, 1999), y en cuanto a la demanda.

6.3 Otras complicaciones del PSA

La primera dificultad que encierra el PSA es que debe ser permanente, por lo menos bajo los supuestos de este estudio. Los productores de la parte alta renuncian a sus cultivos para poder proveer servicios ambientales, y con esto necesariamente están renunciando a los activos representados en dichos cultivos, que junto con la mano de obra y algo de capital son los que les permite obtener el flujo de ingresos actual. Por lo tanto, si el PSA no se trata de un proyecto permanente entonces, ¿cómo podrán estos productores recuperar los activos a los cuales renunciaron? El establecimiento de los cultivos se constituye prácticamente

en el ahorro de toda la vida de dichos productores, entonces, si un programa de PSA tiene un horizonte de tiempo, éste debe garantizar retornar el capital con que contaba el productor (representado en sus cultivos) al inicio del programa de PSA.

En el corto plazo la oferta de servicios ambientales es inelástica, ya que los productores no pueden tan fácilmente ir sembrando y dejar de sembrar sus tierras a medida que varíen los precios de los servicios ambientales. Este problema es especialmente más crítico con los cultivos permanentes. Los ingresos marginales de los usuarios de las partes bajas no son constantes y por lo tanto, en la medida que estos varíen, los precios sombra y por ende la curva de ingreso marginal también variará, lo que ocasionará que los precios de los servicios ambientales fluctúen con estos. En este sentido, tendría que recurrirse a fondos de estabilización de precios o a contratos de largo plazo que por supuesto no favorecen en nada el criterio de eficiencia económica.

Otro elemento conflictivo para un programa de PSA es la legislación ambiental vigente, ya que las tierras dedicadas a la conservación difícilmente pueden volver a ser explotadas con actividades agropecuarias. Por lo tanto, el Estado tendría que entrar a formar parte del acuerdo, donde los productores de la parte alta puedan contar con la libertad de retornar a sus actividades productivas sin tener que recurrir a costos excesivos en los trámites.

El cambio de actitud o actividad de los usuarios de la parte alta de la cuenca puede ser otro limitante, ya que dichos usuarios podrían cambiar sus actividades o sus tecnologías con el fin de realizar un mayor aprovechamiento del recurso, o un mayor deterioro de este. Bajo estas circunstancias, ¿cómo se garantizaría a los usuarios de la parte baja de la cuenca que están pagando por el recurso que efectivamente lo reciban? Este mismo caso se podría presentar con los usuarios de las partes intermedias, quienes además podrían agudizar este problema si se presenta un incremento en el número de usuarios.

Donde existan programas de PSA muy promisorios (con altos ingresos y bajos costos marginales) podría incentivar a ciertos grupos con poder a tomar control sobre estos (Pagiola, Arcenas, y Platais, 2005). Igualmente muchos sectores de la población podrían ser excluidos o incluso perjudicados si se implementa un programa de PSA en una región, como por ejemplo pobladores rurales sin tierra cuya subsistencia depende de la venta de su mano de obra, mientras que otros podrían verse beneficiados, como los pobladores que obtienen ingresos de los bosques por la explotación de productos no maderables

Landell-Mills y Porras (2002) reconocen como uno de los principales obstáculos de los esquemas de PSA como mecanismos pro-pobres la falta de reconocimiento de la tenencia de la tierra para los sectores más pobres de la sociedad, y bajo ese escenario difícilmente podrán reclamar los derechos a los pagos por los servicios ambientales.

6.4 Implicaciones para el manejo del recurso hídrico en Colombia

Los programas que se formulan en el manejo de cuencas se están realizando con criterios de ingeniería y variables biofísicas en los cuales se optimizan variables productivas. En algunos casos se viene incorporando variables ambientales con el fin de tener en cuenta las externalidades generadas por una actividad económica. Sin embargo, es poco lo que se ha avanzado en los análisis integrados que también incorporen los criterios económicos, buscando hacer un uso eficiente de los recursos y optimizar la producción.

El Decreto 1729 de 2002 sobre cuencas hidrográficas el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial establece que el IDEAM debe definir los criterios y parámetros para la clasificación y priorización de cuencas hidrográficas. Para el 6 de febrero de 2006, el IDEAM realiza un taller con expertos para establecer los criterios y parámetros para la clasificación y priorización con fines de ordenación de cuencas, en los cuales definen, en el componente “Tecnológico económico”, los

parámetros: nivel de aplicación de tecnologías sostenibles, el grado de conocimiento de los actores de la cuenca, balance de oferta y demanda (en términos físicos), competitividad regional, afectación estructura económica-social y sostenibilidad de la cuenca. En julio de 2006, el IDEAM elabora una guía de instrumentos económicos para la ordenación y manejo de la cuenca, en la cual se incluyen diversos enfoques para el manejo de los recursos naturales, tales como la economía ambiental, economía ecológica, análisis multicriterio, y algunos instrumentos que se encuentran implementados a nivel de política en Colombia. Todo esto indica que ante el proceso más importante de definición de reglas de asignación de derechos de uso del recurso hídrico, las autoridades ambientales no saben como incorporar el componente económico. Igualmente es claro que los expertos en instrumentos económicos para el manejo de recursos naturales sólo están preparados para actuar en estudios de caso específicos, y no en procesos de planificación y de definición de prioridades de asignación de derechos de uso.

La ordenación de cuencas en Colombia se convierte prácticamente en la definición de prioridades de uso del recurso hídrico dentro de una cuenca hidrográfica, y por eso, es tan importante que cada uno de los criterios de priorización este bien representado y definido bajo los más rigurosos argumentos científicos de cada disciplina. Para este caso, los criterios económicos propuestos por el IDEAM no cuentan con el sustento técnico necesario. Por lo tanto, el modelo propuesto en este trabajo es la base metodológica de los parámetros económicos en el manejo del recurso hídrico y del control de la erosión en la ordenación de cuencas hidrográficas de manera eficiente.

7 CONCLUSIONES

La teoría económica sobre externalidades ambientales ha encontrado un gran obstáculo en la existencia de una alta variabilidad y especificidad de las externalidades ambientales. Esta gran variabilidad y especificidad se origina del hecho de que exista gran diversidad en las variables biofísicas y socioeconómicas, lo cuál es más notorio en los países tropicales. Por ejemplo, dentro de un país del trópico se pueden encontrar ecosistemas con diversos climas, pendientes, coberturas vegetales, tipos de suelo. Pero igualmente se pueden encontrar productores con diferentes cultivos y niveles tecnológicos. Todas estas variables restringen enormemente la aplicación generalizada de muchos de los modelos económicos que se han desarrollado. Por su parte, los economistas siguen enfrascados en la tarea de seguir construyendo modelos que respondan a las críticas de las diferentes disciplinas quienes permanentemente reclaman por modelos que consideren las especificidades de cada localidad, sin embargo poco o nada se ha hecho para incluir dentro de los modelos económico algunas herramientas que ya han sido desarrolladas desde las ciencias ambientales y agropecuarias para el manejo de dicha variabilidad. En este sentido, el modelo propuesto contempla la inclusión de las herramientas de tipificación y URH como mecanismo de agrupación de la variabilidad socioeconómica y ambiental dentro de un modelo económico de uso eficiente del recurso hídrico.

A partir del uso de estas herramientas se logra agrupar los precios sombra. Los precios sombra están sujetos a la variabilidad biofísica y socioeconómica que se presenta, y por lo tanto cuando estas herramientas realizan una agrupación de las variables biofísicas y socioeconómicas entonces, básicamente están permitiendo la agrupación de los precios sombra. Estas herramientas agrupan la variabilidad con criterios técnicos, por lo tanto permiten que la variabilidad al interior de cada precio sombra sea mínima, mientras que la variabilidad existente entre ellos sea enorme. Si no se recurre a este tipo de herramientas de agrupación entonces, se tendría que afrontar el reto de construir modelos económicos que consideren la

existencia de miles y miles de precios sombra, además de la sensibilidad de los precios sombra a cualquier cambio en las variables de tiempo y espacio.

Aunque existen otros criterios de agrupación muy útiles en la práctica, la verdad es que no consideran adecuadamente la variabilidad biofísica y socioeconómica. Simplemente se constituyen en criterios prácticos por el hecho de que la mayoría de información disponible está en forma sectorial o por división política. No obstante, la variabilidad al interior de los precios sombra podría ser muy grande, esto de acuerdo a la variabilidad biofísica y socioeconómica que contenga cada región o sector.

Es importante resaltar el hecho de trabajar con el supuesto de costos de transacción bajos. El modelo propuesto está enfocado a trabajar con información secundaria. Normalmente las regiones poseen información general de las características biofísicas y socioeconómicas de cada región. Con esta información, y en algunos casos con la aplicación de instrumentos de muestreo, se puede recurrir a los instrumentos de agrupación con el fin de manejar adecuadamente la variabilidad de los precios sombra. Este procedimiento permitiría en principio establecer las curvas de costo marginal para provisión de los servicios ambientales de disponibilidad de agua y reducción de la erosión.

Esta primera aproximación permitiría que los entes gubernamentales tengan información adecuada para implementar programas de conservación bajo el concepto de costo eficacia. No obstante, y en el caso de lograr establecer la curva de ingreso marginal, las entidades del Estado también podrían contar con información suficiente para aplicar el concepto de costo-beneficio, esto especialmente para el caso de beneficios no apropiables de manera privada. Para el caso de las empresas privadas, sólo con el hecho de construir la curva de costo marginal debería ser suficiente para motivar la toma de decisiones bajo el concepto de costo-beneficio.

Igualmente otro elemento considerado en el análisis es el de trabajar con variables de bajo costo de seguimiento de los procesos. Por esto, en este trabajo se aborda como variable de análisis la “superficie conservada”. Se parte del hecho de que los productores de la parte alta renuncien a sus actividades productivas. El seguimiento del área conservada será relativamente de muy bajo costo. Se descartan otras variables como tecnologías de conservación, ya que precisamente un cuello de botella que se ha presentado a la hora de su implementación son los altos costos de transacción a la hora de su verificación.

En resumen la propuesta metodológica en el presente documento se enfoca en el manejo de la multiplicidad de precios sombra a través de la agrupación de las variables determinantes de dicha variabilidad (variabilidad biofísica y socioeconómica). Igualmente se enmarca en el supuesto de costos de transacción bajos.

La aplicación del modelo a estudios de caso ilustrativos demuestran que a partir de información secundaria muy general es posible construir las curvas de costo e ingreso marginal con relativa facilidad. Como era de esperarse, también reafirman el hecho de que la información privada de las empresas es muy difícil de estimar. Sin embargo, en este caso sólo es suficiente con estimar la curva de costo marginal, ya que con esta información la empresa privada podría adoptar las medidas más eficientes. Esta información es la base para la creación de un esquema de PSA.

No obstante, la incertidumbre existente sobre los derechos de propiedad o sobre el uso de los recursos es determinante a la hora de la implementación de un esquema de PSA. Aún persiste una gran incertidumbre sobre quien tiene los derechos. Los usuarios de las partes altas no están dispuestos a sacrificar sus ingresos a cambio de un mejoramiento de los servicios ambientales para los usuarios de la parte baja. Por su parte, los usuarios de la parte baja consideran que el Estado debe entrar a regular el uso de los recursos naturales en las partes altas de las cuencas.

En este sentido, la respuesta de los Estados ha sido ambigua. Por una parte a incorporado innumerables acciones tendientes a restringir el uso de los recursos naturales (que aún no se han deteriorado) y que se encuentran en las partes altas de las cuencas. Por otro, viene promoviendo el esquema de PSA dentro de las políticas ambientales como un instrumento eficiente para la conservación de los recursos naturales. En este sentido tampoco deja claro la asignación de derechos sobre el recurso o sobre su uso. En otros casos, el Estado ha optado por declarar este tipo de recursos como público, y en este caso, es el Estado quien define quien tiene derecho a su uso. No obstante este recurso no resuelve el problema, ya que el Estado tendrá que definir en algún momento los criterios de asignación del recurso, y en este sentido esta será la forma de definir o asignar los derechos de propiedad sobre el uso del recurso.

Para el caso del presente estudio, existe una interrelación entre la reducción de la erosión y el incremento de la disponibilidad de agua. Como el mecanismo para incrementar la disponibilidad del agua y disminuir los niveles de erosión es la superficie dedicada a conservación, entonces en la medida que se logre llegar a un acuerdo para conservar cierta cantidad de área para incrementar la disponibilidad de agua, entonces esta área dedicada a la conservación también influirá en el precio sombra de la curva de costo marginal para la reducción de la erosión, y viceversa. El hecho de resolver una externalidad negativa estaría generando una externalidad positiva. Un método simple y práctico de resolver esta interrelación es construir una curva marginal por superficie conservada, la cuál estaría generando dos servicios ambientales (incrementar la disponibilidad de agua y reducir la erosión), y cuyos precios sombra conformarían la curva de costo marginal. En la medida que renunciar a una hectárea de cultivo represente mayores pérdidas al tipo de productor entonces el precio sombra crecerá. Pero a medida que el se evite más erosión y se incremente la disponibilidad de agua, entonces el precio sombra disminuirá.

Con la estandarización se logra que cada precio sombra del área dedicada a conservación pueda aumentar o disminuir de acuerdo a los valores de erosión y agua respecto a un valor estándar definido. En la medida que el nivel de erosión evitado este por encima del valor estándar entonces el valor del precio sombra disminuirá, y viceversa. Igualmente para el caso de la disponibilidad de agua.

Igualmente ocurre en la construcción de la curva de ingreso marginal para los usuarios aguas abajo. Como los precios sombra para el incremento del agua y para la reducción de la erosión se puede dar para el mismo o diferentes usuarios, entonces, en este caso se debe construir una curva de costo marginal respecto a la superficie dedicada a conservación. Aquí el precio sombra de la reducción de la erosión y de la disponibilidad de agua se multiplican por los valores estándares establecidos. Ambos, tanto la reducción de la erosión y la disponibilidad de agua se deben realizar de manera independiente, y cada uno representará un nuevo precio sombra pero en términos de superficie conservada.

También es importante anotar que la estandarización sólo se debe considerar mientras los dos servicios ambientales estén siendo demandados por los usuarios aguas abajo. Si los usuarios aguas abajo sólo requieren disponibilidad de agua, y la erosión por su parte no esta causando costos significativos, entonces no será necesario aplicar este método. Lo mismo en el caso contrario.

No es claro como un esquema de PSA puede ayudar a reducir la pobreza rural. La forma más directa y clara para hacerlo es asignar todos los derechos de propiedad sobre los recursos a los usuarios de las partes altas. De esta forma, toda el agua en cantidad y calidad pertenece a los usuarios de la parte alta, y por lo tanto los usuarios de la parte baja tendrían que pagar por el uso actual que hacen de dichos recursos. A pesar que con toda seguridad ayudaría a incrementar los ingresos de los productores más pobres, seguramente encontrará más de un opositor. El punto más controversial sería ¿cuál es el criterio empleado para la asignación de dichos derechos? ¿La posición geográfica?, ¿la posesión de la tierra? o ¿el hecho de ser pobres?

Con toda seguridad los defensores del PSA han impulsado esta propuesta basado en el hecho de que la mayoría de los usuarios de las partes altas de las cuencas son pobres. Aunque se trata de un tema puramente normativo, si es necesario que la sociedad conozca el fundamento de dicha propuesta, y que en este caso se trata de un subsidio encaminado a la reducción de la pobreza.

Otro caso, pero menos claro, como el PSA puede ayudar a reducir la pobreza es en el cual los usuarios de las partes altas tengan el derecho a recibir una compensación por los bienes y servicios ambientales adicionales que puedan suministrar con relación a la situación actual. En estas condiciones, el incremento de los ingresos estará restringido al excedente del productor, que en este caso estará determinado por la diferencia entre la curva de costo marginal y el precio del servicio. Seguramente también se escucharán voces en contra de este mecanismo, ya que obviamente premia a los que mayor deterioro han producido y castiga a los que mejor han cuidado el medio ambiente.

Los otros criterios de asignación de derechos de propiedad o de uso difícilmente lograrán reducir la pobreza rural, por el contrario, seguramente la incrementarán. En el caso de asignar los derechos de propiedad a los usuarios de las partes bajas, es indudable el efecto negativo sobre los ingresos de los usuarios de las partes altas, ya que muchos seguramente tendrían que abandonar las actividades productivas. Es muy difícil que los niveles actuales de ingreso los productores de las partes altas puedan cubrir los costos ocasionados a los usuarios de las partes bajas. Además, si este tipo de asignación de derechos no se hace de manera generalizada, es muy difícil que el productor pueda transferir dicho costo vía precios al usuario final.

El impacto de los impuestos pigouvianos dependerá en gran medida en el criterio de asignación de los derechos. Ya que el impuesto podrá ser positivo o negativo de acuerdo al tipo de efecto que cause (positivo o negativo). Entonces, si un productor implementa una práctica que mejore los servicios ambientales no

necesariamente puede ser visto como una externalidad positiva, dado que sólo los derechos asignados podrán determinar dicho efecto. Si prima el concepto de que el que contamina paga, entonces dicha práctica sólo representará una disminución en el valor del impuesto, y no un subsidio como se podría pensar en primera instancia. En este caso, el mejoramiento de los ingresos vuelve a recaer sobre el excedente del productor.

A pesar que los costos de transacción sean considerados bajos, estos definitivamente tendrán que descontarse de los excedentes del productor, por lo tanto, existe una razón adicional para dudar de las ventajas del esquema de PSA en la reducción de la pobreza. Máxime si se tiene en cuenta que las curvas de costo marginal están construidos con base en los precios sombra de los productores, y que estos precios sombra parten de los ingresos actuales de los productores rurales de las partes altas. Por lo tanto, básicamente el esquema de PSA es una propuesta de cambio de actividad bajo el supuesto de sostener los niveles de pobreza actuales.

En términos ambientales tampoco es muy alentador el panorama. Estos servicios ambientales están siendo negociados precisamente para cambiar su uso, y no precisamente para conservación. El agua disponible adicional con menores cargas de sedimento se demanda precisamente con intenciones de uso en otras actividades. Por lo tanto el mejoramiento de la calidad ambiental estará restringido solamente al espacio físico existente entre los dos sitios de uso del agua (donde se renuncia al uso del agua y donde se realiza el nuevo uso). Lo que sí es indudable sería el mejoramiento ambiental de la superficie dedicada a la conservación. Por lo tanto este sería una fuente potencial de ingresos adicionales para los productores de las partes altas. Pero igualmente en este caso entraría de nuevo la discusión de los derechos de propiedad, al igual que las fuentes receptoras del servicio (quienes conformarán la curva de ingreso marginal) serían determinantes en el potencial para incrementar los ingresos. Probablemente para el caso de otros servicios ambientales exista un mayor potencial tanto para mejorar las condiciones ambientales como para reducir la pobreza.

En el caso de la rivalidad entre los usuarios de la parte alta y baja de una cuenca los servicios ambientales de disponibilidad de agua y reducción de la erosión el esquema de PSA difícilmente podrá ayudar al mejoramiento de las condiciones ambientales y a la reducción de la pobreza rural, excepto si se promueve un subsidio a través de la asignación de los derechos de propiedad para los usuarios ubicados en las partes altas de la cuenca. No obstante, el esquema de PSA si se constituye en un instrumento eficaz para la asignación eficiente del recurso hídrico. Los mecanismos de agrupación de variables biofísicas y socioeconómicas son una buena estrategia para superar las dificultades prácticas de los esquemas de PSA.

En el caso de Colombia, la legislación actualmente esta definiendo los criterios de asignación del recurso hídrico sin embargo no considera adecuadamente el criterio económico. Por lo tanto, el modelo propuesto en el presente trabajo se constituye en el mecanismo para realizar un uso eficiente del recurso.

No obstante son grandes las dificultades que habrá que seguir sorteando en el tema de la implementación de esquemas de PSA. El horizonte de tiempo del proyecto deja entre dicho la sostenibilidad, ya el si los productores renuncian a sus actividades entonces un gran activo (cultivos) desaparecerá, y de esta manera en el momento que el proyecto culmine surgirá la pregunta ¿de donde saldrán los recursos para recuperar los activos de los productores? O ¿de que forma los productores recuperarán su medio de subsistencia? También es valida de la pregunta de los ajustes de la oferta a corto plazo, ya que se trata de un servicio cuya oferta es inelástica en el corto plazo, y por otra parte la primera pregunta también será crucial a la hora de ajustar la oferta en la medida que el precio baje. Adicionalmente las restricciones legales ambientales vigentes en la actualidad también representan una dificultad a la hora de establecer los acuerdos, ya que si no es posible retornar a las actividades productivas anteriores, es claro que se tiene que hablar de un contrato permanente y con un precio base, de lo contrario difícilmente algún productor ingresará al mercado. Como el aseguramiento de que

el servicio ambiental llegue a su destinatario es fundamental, el incremento del uso del recurso en cualquier parte de la cuenca debe estar muy bien regulado, de otra forma difícilmente se logrará que el usuario final disfrute del recurso.

8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acquatella, J. 2001. Aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental en América Latina y el Caribe: desafíos y factores condicionantes. Serie Medio Ambiente y Desarrollo No 31. División de Medio Ambiente y Asentamientos Humanos, Naciones Unidas. Santiago de Chile: Naciones Unidas.
- Agudelo, C., Rivera, B., Tapasco, J., y Estrada R. 2003. Diseñando políticas para reducir pobreza rural y deterioro ambiental en una zona de ladera de la región andina en Colombia. En: Escobar, G (Ed.). Pobreza rural y Deterioro Ambiental en América Latina, Santiago de Chile: Rimisp.
- Arrow, K. 1969. The organization of economic activity: Issues pertinent to the choice of market versus nonmarket allocation", Collected Papers of Kenneth J. Arrow, vol. 2, General Equilibrium, Oxford, 1983.
- Ash, P., y Seneca, J. 1978. Some evidence on the distribution of air quality. Land Economic, Aug, 1978, 54(3), pp 278-297
- Asthana, A. 1997. Where the water is free but the buckets are empty: demand analysis of drinking water in rural India. Open Economies Review 8(2): 137-149.
- Atkinson, A. y Stiglitz, J. 1980. Lectures on public economics. New York: Mc Graw Hill. Cap. 16.
- Aylward, B., Echeverría, J., y Barbier, E. 1995. Economic Incentives for Watershed Protection: A Report on an Ongoing Study of Arenal, Costa Rica. CREED Working Paper Series No 3. London, UK.
- Azqueta D. y Ferreiro, A. 1994. *Análisis económico y gestión de recursos naturales*. Alianza Editorial, S. A. Madrid, España.
- Azqueta, D., y Sotelsek, D. 1999. Ventajas comparativas y explotación de los recursos ambientales. Revista de la CEPAL No 68, Agosto de 1999. Santiago de Chile: CEPAL.
- Barbier, B. 1995. The economics of soil erosion: Theory, methodology and examples. Paper based on a presentation to the Fifth Biannual Workshop on

- Economy and Environment in Southeast Asia, Singapore, November 28-30, 1995.
- Barbier, B., Sanchez, P., Thomas, R., y Wagner, A. 1997. The economic determinants of land degradation in developing countries. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 352(1356), Land Resources: On the Edge of the Malthusian Precipice? Jul. 29, 1997, pp. 891-899.
- Bator, F. 1958. The anatomy of market failure. *Quarterly Journal of Economics*, Aug, 1958, 72 (3): 351-379
- Baumol, W. y Oates, W. 1975. *The Theory of environmental policy*. New Jersey: Prentice-Hall.
- Bishop, J. 1990. The cost of soil erosion in Malawi. Draft Report for Malawi Country Operations Division, World Bank. Washington: The World Bank.
- Bishop, J. 1992. Economic analysis of soil degradation. LEEC Gatekeeper Series. London: International Institute for Environment and Development.
- Bishop, J., y Allen, J. 1989. The on-site costs of soil erosion in Mali. Environment Department Working Paper No. 21. Washington: The World Bank.
- Boulding, K. 1980. The implications of improved water policy. In *Western Water Resources: coming problems and policy alternatives*, edited by Duncan, M. Boulder, CO: Westview Press.
- Bourgeon, J; Easter, W., y Smith, R. 2008. Water markets and third-party effects. *American Journal of Agricultural Economics*, Nov, 2008, 90(4): 902-917.
- Brooks, K. , Gregersen, H., Berglund, E., y Tayaa, M. 1982. "Economic evaluation of watershed projects: An overview methodology and application." *Water Resources Bulletin* Apr, 1982, 18:245-250.
- Buchanan, J., y Stubblebine, W. 1962. Externality. *Economica*, Nov, 1962, 29: 371-384.
- Capozza, D y Li, Y. 1994. The intensity and timing of investment: The case of land. *The American Economic Review*, Sep, 1994, 84(4): 889-904.
- CEPAL. 1991. *El desarrollo sustentable: transformación productiva, equidad y medio ambiente*. Santiago de Chile: CEPAL.
- Christiansen, G., y Tietenberg, T. 1985. Distributional and macroeconomics aspects of environmental policy. En: Kneese, A., y Sweeney, J. (eds). 1985.

- Handbook of natural resource and energy economics. Amsterdam: North-Holland. pp345-393
- Clay, D., Reardon, T., y Kangasniemi, J. 1998. Sustainable intensification in the highland tropics: Rwandan farmers' investments in land conservation and soil fertility. *Economic Development and Cultural Change*, Jan, 1998, 46(2): 351-377.
- Coase, R. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.
- Condesan, Redcapa y GTZ. 2004. Proyecto Cuencas Andinas. Boletín "Cuencas Andinas" No 2. mayo de 2004. <http://www.redcapa.org.br/cuencas/boletin.htm>. (Fecha de consulta: mayo de 2004).
- Cropper, M. y Oates, w. 1992. Environmental economics: A survey. *Journal of Economic Literatura*. Jun, 1992, 30: 675-740.
- Cruz, W., Francisco, H., y Conway, Z. 1988. The on-site and downstream costs of soil erosion in the Magat and Pantabangan watersheds. Department of Economics Discussion Paper Series No. 88-04, College of Economics and Management. Laguna: University of the Phillipines.
- CTI Engineering Internacional C. O., LTDA. 2000. Estudio sobre plan de mejoramiento ambiental regional para la cuenca de la Laguna de Fuquene. Convenio Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) - Corporación Autonoma Regional de Cundinamarca (CAR). Bogotá, Colombia.
- Dasgupta, P y Maler, K. 1994. Poverty, institutions, and environmental resource base. World Bank, Environmental Paper No 9. Washington, Estados Unidos.
- Davis, O. y Whinston, A. 1962. Externalities, welfare, and the theory of games. *The Journal of Political Economy*, Jun., 1962, 70(3):241-262.
- Dourojeanni, A.; Jouravlev, A.; Chávez, G. 2002. Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. Santiago de Chile: CEPAL.
- Dunne, T., y Leopold, L. 1978. Water in environmental planning. New York: W.H. Freeman and Company.

- Easter, K., Dixon, J., y Hufschmidt, M. (eds) 1986. Watershed Resources Management: An Integrated Framework with Studies from Asia and the Pacific. Boulder CO: Westview Press.
- Easter, K., Feder, G., Moinge, L., y Duda A. 1993. Water resources management: a World Bank Policy Paper, Washington: The World Bank.
- El Tiempo. 2003. Tres de las más importantes lagunas de Cundinamarca, en estado de emergencia por contaminación. http://www.maela-net.org/pasando/lagunas_contaminadas_PNUMA_oct-2003.htm. (Fecha de consulta: Octubre de 2003)
- Escobar, G. y J. Berdegué. (Eds.). 1990. Tipificación de Sistemas de Producción Agrícola. Santiago de Chile: RIMISP.
- Estrada, R.; Quintero, M. 2003. Propuesta metodológica para el análisis de cuenca: una alternativa para corregir las deficiencias detectadas en la implementación del pago por servicios ambientales. III Congreso Latinoamericano de Cuencas, Arequipa, Perú, 9-13 de junio de 2003.
- FAO. 2004. Payment for environmental services in watersheds. Land and water discussion paper No. 3. Rome, Italy.
- Frederick, K., VandenBerg, T., y Hanson, J. 1997. Economic values of freshwater in the United State. Washington: Resource for the future.
- Fundación Humedales. 2004. La laguna de Fúquene. <http://www.livinglakes.org/fuquene/> (Fecha de consulta: junio de 2004)
- Fundación Natura. 1994. Propuesta para la conservación del bosque de Florencia. Santafé de Bogotá : Fundación Natura. 158p.
- Gianessi, L., Peskin, H., y Wolf, E. 1979. The distributional effects of uniform air pollution policy in the United State. Quarterly Journal Economics. May 1979, 93(2): 281-301.
- Gibbons, D. 1986. The economic value of water. Washington: Resource for the future.
- Gleick, P. 1998. The World's Water: the biennial report on freshwater resources. Washington: Island Press.

- Gómez, C. y Garrido, A. 2002. Economía del agua: Usos en conflicto y degradación del recurso. VI Congreso Nacional del Medio Ambiente. Madrid, 25 al 29 de Noviembre de 2002.
- Gregerson, H., Brooks, K., Dixon, J., y Hamilton, L. 1987. Guidelines for economic appraisals of watershed management projects. FAO Conservation Guide 16. Rome: FAO.
- GTZ y CONDESAN. 2003. Payment for environmental services as a mechanism for promoting rural development in the upper watersheds of the tropics. Project 22. In: CGIAR Challenge Program on Water & Food. Research Portfolio. Opportunities for Investment. Octubre 2003.
- Hodgson, G., y Dixon, J. 1988. Logging versus fisheries and tourism in Palawan. Occasional Papers of the East-West Environment and Policy Institute, Paper 1988.
- Hofstede, R. 2003. Gestión de servicios ambientales y manejo de áreas naturales en cuencas andinas. Universidad de Amsterdam - Ecopar. Presentado en el III Congreso Latinoamericano de Protección de Cuencas, Arequipa, Perú, 9-13 de junio de 2003.
- Jiménez, F.; Campos, J.; Alpízar, F.; Navarro, G. 2003. Experiencias de pago por servicios ambientales en cuencas en Costa Rica. III Congreso Latinoamericano de Cuencas, Arequipa, Perú, 9-13 de junio de 2003.
- Jouravlev, A. 2001. Administración del agua en América Latina y el Caribe en el umbral del siglo XXI. Serie recursos naturales e infraestructura. Santiago de Chile: CEPAL.
- Landell-Mills, N. y Porras, I. 2002. Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. Instruments for sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Lombana, C. 2006. Modelación y generación de estrategias de intervención de cuencas paramunas: Caso de estudio cuencas abastecedoras de agua potable, páramo de Chingaza. [Tesis de Maestría]. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Universidad de Los Andes, Bogotá, Colombia.

- Lutz, E., Pagiola, S. y Reiche, C. (eds) 1994 Economic and institutional analyses of soil conservation projects in Central America and the Caribbean. World Bank Environment Paper No. 6. Washington DC: The World Bank.
- Magrath, W., y Arens, P. 1989. The costs of soil erosion on Java: A natural resource accounting approach. Environment Department Working Paper No. 18. Washington: World Bank.
- Mankiw, G. 2002. Principios de economía. Madrid: Mc Graw Hill.
- Mas-Colell, A., Whinston, M., y Green, J. 1995. Microeconomic Theory. Oxford: University Press.
- Meade, J. 1952. External economies and diseconomies in a competitive situation. The Economic Journal, Mar, 1952, 62(245): 54-67.
- Merlo, M. y Paveri, M. 1997. Un enfoque sobre la combinación de herramientas políticas. En: FAO. Formación y ejecución de políticas forestales. Roma: FAO. p. 207-229
- Merret, S. 1997. Introduction to the economics of water resources: an international perspective. New York: Rowman & Littlefield publishers.
- Naciones Unidas. 1992. The Dublin Statement on water and sustainable development. International conference on water and environment. <http://www.wmo.ch/web/homs/documents/English/icwedece.html> (Fecha de consulta: diciembre de 2004)
- Pagiola, S, J. Bishop y N. LandellMills. 2002. Selling forest environmental services: Marketbased mechanisms for conservation and development. London: Earthscan Publications.
- Pagiola, S. y Platais, G. 2002. Pagos por servicios ambientales. Environment Strategy Notes N° 3. Departamento de Medio Ambiente del Banco Mundial. Washington, Estados Unidos.
- Pagiola, S. Y Platais, G. 2003. Pago por servicios ambientales. World Bank. III Congreso Latinoamericano de Protección de Cuencas Arequipa, Perú, 9-13 de junio de 2003
- Pagiola, S., Arcenas, A., y Platais, G. 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. World Development 33(2): 237-253.

- Panayotou, T. 1996. Ecología, economía, medio ambiente y desarrollo. En : Rivera, B. y Aubad, R. 1996. El enfoque de sistemas de producción y la incorporación de criterios de política. Bogotá : Corpoica. p. 11-21
- Pearce, D. y Sturmev, S. 1966. Private and social costs and benefits: A note on terminology. *The Economic Journal*, Mar, 1966, 76(301): 152-158.
- Pearce, D., y Turner, R. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Porras, I. 2003. Valorando los Servicios Ambientales de Protección de Cuencas: consideraciones metodológicas. International Institute for Environment and Development (IIED). Presentado en el III Congreso Latinoamericano de Protección de Cuencas Arequipa, Perú, 9-13 de junio de 2003
- Programa RUPES. Rewarding upland poor for environmental services. <http://www.worldagroforestry.org/sea/networks/RUPES/index.asp> (Fecha de consulta: Julio de 2009)
- Quintero, M; Estrada R. D. y García, J. 2006. Modelo de optimización para evaluación ex ante de alternativas productivas y cuantificación de externalidades ambientales en cuencas andinas. Perú: CIP.
- Ramos, J. 2000. Mercados de agua: principales obstáculos y claves de viabilidad. VI Conferencia Internacional del Seminario Permanente de Ciencia y Tecnología del Agua, Economía del Agua: hacia una mejor gestión de los recursos hídricos, Iberdrola, Valencia, España.
- Rivera, B y Estrada R.D. 1998. Modelo para el empoderamiento de una comunidad local a partir del análisis de los términos de intercambio entre criterios de política. Tercer Simposio Latinoamericano sobre Investigación y Extensión en Sistemas Agropecuarios (IESA-AL III) Lima, agosto 19-21 de 1998.
- Rosa, H., Kandel, S., y Dimas, L. 2003. Compensation for environmental services and rural communities. San Salvador: PRISMA.
- Ruitenbeek, H. 1989. Social cost-benefit analysis of the Korup project, Cameroon. Prepared for the World Wide Fund for Nature and the Republic of Cameroon. Londres, UK.
- Schmithüsen, F. 1990. Current Trends in Forest Policy and Law: their impact on Forestry Education. En : Conferencia Internacional sobre Bosques. Viterbo:

- University of Tuscia. Citado por Merlo, M. y Paveri, M. Un enfoque sobre la combinación de herramientas políticas. En : FAO. Formación y ejecución de políticas forestales. Roma : FAO, 1997. p. 209
- Scitovsky, T. 1954. Two concepts of external economies. *The Journal of Political Economy*, Apr, 1954, 62(2): 143-151.
- Sfeir-Younis, A. 1985. "Soil Conservation in Developing Countries: A Background Report." *Agriculture and Rural Development*, World Bank, Washington, Estados Unidos.
- Shilling, J., y Osha, J. 2003. *Paying for environmental stewardship*. Washington: WWF Macroeconomics for Sustainable Development Program Office.
- Singh, B., Ramasubban, R., Bhatia, R., Briscoe, J., Griffin, C., y Kim, C. 1993. Rural water supply in Kerala, India: how to emerge from a low-level equilibrium trap. *Water resource research* 29(7):1931-1942
- Southgate, D., Hitzhusen, F., y Macgregor, R. 1984. Remedying third world soil erosion problems. *American Journal of Agricultural Economics*, Dec, 1984, 66(5): 879-884.
- Southgate, D., y Macke, R. 1989. The Downstream Benefits of Soil Conservation in Third World Hydroelectric Watersheds. *Land Economics*, 65(1):38-48.
- Stocking, M. 1986. The cost of soil erosion in Zimbabwe in terms of the loss of three major nutrients. *Soil Conservation Programme, Land and Water Development Division, Consultants' Working Paper No. 3*. Rome: FAO.
- Stocking, M. 1987. Measuring land degradation. En: Blaikie, P., y Brookfield, H. (eds.). *Land Degradation and Society*. London, UK. p. 49-63.
- Tapasco, J.; Rivera, B.; Estrada, R.D.; Agudelo, C. 2003. Implicaciones de las políticas ambientales impositivas sobre el deterioro ambiental y la pobreza rural en Colombia. En: Escobar, G. (Ed.). *Pobreza rural y deterioro ambiental en América Latina*, Santiago de Chile: Rimisp.
- Tapasco, J; Lombana, C; Usme, S. 2006. Prioritization of environmental services supply areas in the Chingaza System, Colombia. *Revista Bosque* 27(2): 196.
- Tsur, Y., y Dinar, A. 1995. Efficiency and equity considerations in pricing and allocating irrigation water. *World Bank, Policy Research Working Paper 1460*. Washington, Estados Unidos.

- Turchi, B. 1975. Microeconomic theories of fertility: A critique. *Social Forces*, Sep, 1975, 54(1): 107-125.
- Turvey, R. 1963. On divergences between social cost and private cost. *Economica*, New Series, Aug, 1963, 30(119): 309-313.
- UNESCO, 2003. 1er Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo. http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr1/table_contents/index_es.shtml. (fecha de consulta: marzo de 2003)
- van Noordwijk, M., Chandler, F., y Tomich, T. 2004. An introduction to the conceptual basis of RUPES. In *Rewarding Upland Poor for Environmental Services*. Bogor: ICRAF - World Agroforestry Center.
- Veloz, A., Southgate, D., Hitzhusen, F., y Macgregor, R. 1985. The economics of erosion control in a subtropical watershed: A dominican case. *Land Economics*, May, 1985, 61(2): 145-155.
- Viner, J. 1931. Cost curves and supply curves. *Zeitschrift für Nationalökonomie* Sep, 1931, 3: 23-46.
- Walker, D. 1982. A damage function to evaluate erosion control economics. *American Journal of Agricultural Economics*, Nov, 1982, 64 (4): 690-698.
- World Bank. 1998. Economic analysis and environmental assessment. Supplement of the environmental assessment sourcebook 23. Washington D.C.: The World Bank - Environmental Department.
- Wu, J; Babcock, B y Lakshminarayan, P.G. 1996. The choice of tillage rotation, and soil testing practices: economic and environmental implications. Working Paper, Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University. Ames, Estados Unidos.
- Wunder, S. 2005. Payment for environmental services. Some nuts and bolts. Center for International Forestry Research, (CIFOR). Occasional paper No. 42. Jakarta, Indonesia.
- Young, R. 2005. Determining the economic value of water: concepts and methods. Washington: Resources for the future.
- Zupan, J. 1973. The distribution of air quality in the New York region. Washington: Resources of the Future.

