

UICN - Unión Mundial para la Naturaleza

La Unión Mundial para la Naturaleza, fundada en 1948 agrupa a Estados soberanos, agencias gubernamentales y una diversa gama de organizaciones no gubernamentales, en una alianza única: más de 935 miembros diseminados en 138 países.

Como Unión, la UICN busca influenciar, alentar y ayudar a los pueblos de todo el mundo a conservar la integridad y la diversidad de la naturaleza, y a asegurar que todo uso de los recursos naturales sea equitativo y ecológicamente sustentable.

La Unión Mundial para la Naturaleza fortalece el trabajo de sus miembros, redes y asociados, con el propósito de realizar sus capacidades y apoyar el establecimiento de alianzas globales para salvaguardar los recursos naturales a nivel local, regional y global.

Oficina Regional para América del Sur de la UICN

Av. De los Shyris 2680 y Av. Gaspar de Villarreal
Edif. Mita-Cobadelsa, 3er. piso
Telfs.: (593-2) 2261075
E-mail: samerica@sur.iucn.org
Web: www.sur.iucn.org
Quito - Ecuador

UICN-Unión Mundial para la Naturaleza

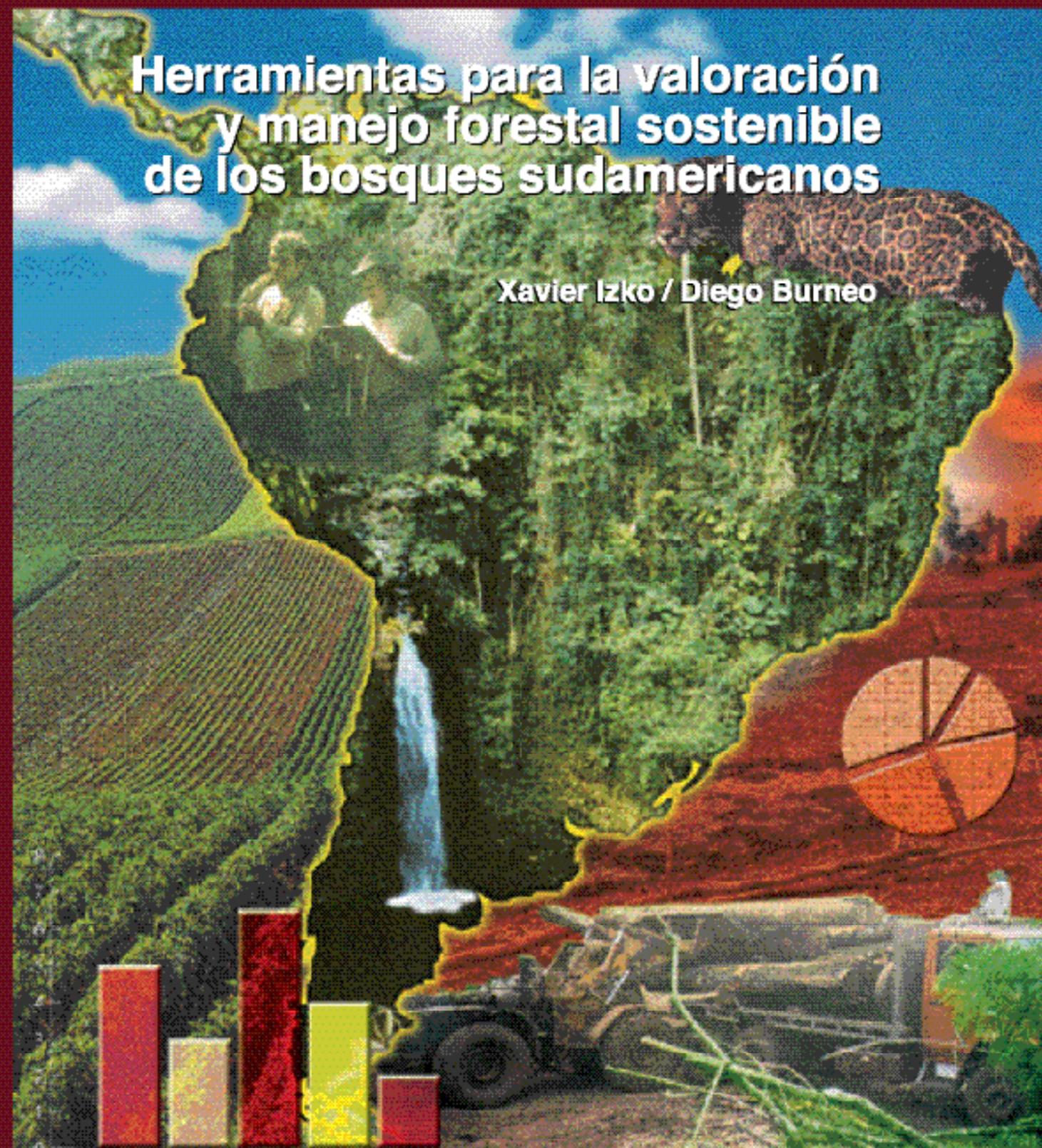
Rue Mauverney, 28
CH-1196 Ginebra
Suiza
Tel.: +41 22 999 0263/-262/-001
Fax: +41 22 999 0025



Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos

Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos

Xavier Izko / Diego Burneo



Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos

Xavier Izko
Diego Burneo

Programa de Conservación de Bosques
Oficina Regional para América del Sur • UICN-Sur

Unión Mundial para la Naturaleza Oficina Regional para América del Sur • UICN - Sur

La Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) fue creada en 1948. Reúne Estados soberanos, agencias gubernamentales y una diversa gama de organizaciones no gubernamentales en una alianza única: más de 935 miembros diseminados en 138 países.

La Misión de la UICN es “influir, alentar y ayudar a las sociedades en todo el mundo a conservar la integridad y la diversidad de la naturaleza y asegurar que cualquier utilización de los recursos naturales se haga de manera equitativa y ecológicamente sostenible”.

Su Visión es “un mundo justo que conserva y valora la naturaleza”.

Desde su fundación, la UICN ha desarrollado instrumentos de utilidad en la gestión de los recursos naturales, como es el caso de las listas rojas de especies amenazadas y las categorías de áreas protegidas, ha organizado foros de discusión que promueven el diálogo entre gobiernos y sociedad civil con respecto al desarrollo sostenible, ha ayudado a más de 50 países a diseñar y ejecutar sus estrategias de biodiversidad, y ha contribuido a la preparación e implementación de los principales convenios internacionales sobre conservación del ambiente, entre otras acciones. Sus operaciones se descentralizan de manera creciente, y las lleva a cabo una red de oficinas regionales y nacionales en continua expansión, principalmente en los países en vías de desarrollo.

La Oficina Regional para América del Sur, UICN-Sur, implementa y coordina actividades con cerca de 90 organizaciones miembro—gubernamentales y no gubernamentales y con alrededor de 1000 especialistas de comisiones en los temas de: comunicación y educación, derecho ambiental, áreas protegidas, supervivencia de especies, ecosistemas y temas de economía, política y sociedad.

Programa de Conservación de Bosques Oficina Regional para América del Sur • UICN-Sur

El Programa de Conservación de Bosques promueve la conservación, uso sostenible y, donde sea necesario, la restauración de los ecosistemas forestales en América del Sur. En consulta con la membresía de UICN, el Programa ha identificado el siguiente objetivo específico:

"Impulsar acciones de política, monitoreo y valoración de ecosistemas boscosos y no boscosos que contribuyan a detener los procesos de degradación de la vegetación nativa e incentivar la distribución equitativa de la amplia gama de bienes y servicios que estos ecosistemas proveen".

Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos

Xavier Izko
Diego Burneo

Programa de Conservación de Bosques
Oficina Regional para América del Sur • UICN-Sur

Los puntos de vista que se expresan en esta publicación no reflejan necesariamente los de la Unión Mundial para la Naturaleza -UICN, a menos que se indique lo contrario.

Los autores de esta publicación son responsables de la información contenida en este libro.

Esta publicación ha sido posible gracias al financiamiento del Comité Holandés de la UICN y de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación – COSUDE

Publicado por UICN, Oficina Regional para América del Sur, con el aporte de:



Derechos Reservados: 2003 Unión Mundial para la Naturaleza, Oficina Regional para América del Sur.

Se autoriza la reproducción total o parcial de esta publicación con fines educativos y otros fines no comerciales citando la fuente.

Se prohíbe reproducir esta publicación para venderla o para otros fines comerciales sin permiso escrito previo de quien detenta los derechos de autor.

Citación: Izko Xavier y Burneo Diego (2003). Herramientas para la Valoración y Manejo Forestal Sostenible de los Bosques Sudamericanos. UICN-Sur

Autores: Xavier Izko y Diego Burneo
Edición: Marta Andelman y Javier García Fernández
Apoyo y asesoría técnica: Lucy Emerton
Coordinación General: Álvaro Luna Terrazas
Diseño y Diagramación: Byron A. Ivarez
Impresión: Imprenta Mariscal – Ecuador
Fotografía: Pete Oxford y Rodolfo Burkart
Distribución: Oficina Regional para América del Sur • UICN-Sur
Av. De los Shyris 2680 y Av. Gaspar de Villarreal
Edif. Mita – Cobadelsa, 3er piso
Quito-Ecuador
Telf: 593 2 2261075
e-mail: samerica@sur.iucn.org
Página Web: www.sur.iucn.org
Derechos de Autor: 016995
ISBN: 9978424709

índice general

AGRADECIMIENTOS	xi
GLOSARIO	xii
PREFACIO	xiii
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I – MÉTODOS DE VALORACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES	11
1. Economía y ambiente	13
2. Tipos de valor y valor económico total	15
2.1. Tipos de valor	12
2.2. Valor económico total	17
3. Bienes y servicios ambientales del bosque	19
3.1. Influencia del ámbito geográfico en la valoración de los bosques	19
3.2. De los “stocks” y funciones, a los bienes y servicios	20
3.2.1. Bienes forestales	21
3.2.2. Servicios económico-ambientales del bosque	24
4. Técnicas para la valoración ambiental de los bosques	27
4.1. Análisis costo-beneficio	28
4.2. Clasificación de los procedimientos de valoración ambiental	30
4.2.1. Técnicas basadas en valores de mercado	30
4.2.2. Técnicas en las cuales los gastos actuales o potenciales son utilizados para valorar costos	35
4.2.3. Métodos basados en preferencias reveladas	38
4.2.4. Métodos basados en preferencias declaradas	44
4.2.5. Métodos adicionales de valoración	48
5. Conclusiones	56
CAPÍTULO II – LA ACTIVACIÓN DEL VALOR. ELABORACIÓN PLURAL DE MÉTODOS DE VALORACIÓN AL DISEÑO DE POLÍTICAS E INCENTIVOS	59
1. Flujos ecológicos y proceso de valoración	61
2. Pequeños productores, ecosistemas forestales y agroecosistemas: combinación de enfoques para el uso sostenible de los bosques	64
2.1. Ecosistemas forestales y lógicas productivas	64
2.2. Insostenibilidad ecológica, economía y pobreza rural	66
3. Incentivos para la conservación de los ecosistemas forestales	73
3.1. Cómo implementar las medidas de incentivo - incentivos contextuales	75
3.1.1. Una premisa importante: lo público y lo privado	75
3.1.2. Elementos necesarios para implementar incentivos	75
3.1.3. La participación y las culturas institucionales	77
3.2. Costos de transacción	82
3.3. El proceso de implementación	83
3.4. Análisis de las distintas medidas de incentivos	84
3.4.1. Incentivos económicos: haciendo trabajar al mercado a favor de los bosques	84
3.4.2. Reforma o remoción de incentivos perversos	87
3.5. Regulaciones y fondos. Los gobiernos como garantes de la biodiversidad	88
3.5.1. Estándares, regulaciones y restricciones de acceso	88
3.5.2. Fondos ambientales y financiamiento público	89
4. Manejando la complejidad. Combinaciones de métodos de valoración y de medidas de incentivo para lograr el uso sostenible	90

CAPÍTULO III – FINANCIAMIENTO PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DE LOS BOSQUES	93
1. Introducción	95
2. Recursos provenientes de la cooperación y fondos internacionales	97
3. Conversión de deuda externa	98
4. Fondos fiduciarios para el desarrollo y fondos privados de capital de riesgo	101
4.1. Fondos fiduciarios	101
4.2. Fondos privados	103
5. Financiamiento estatal	105
6. Negociación de servicios ambientales como mecanismo de obtención de recursos	106
6.1. Mecanismos de desarrollo limpio	106
6.2. Oferta y calidad del agua	108
6.3. Producción y protección de biodiversidad	110
6.4. Belleza escénica	111
6.5. La titularización de activos ambientales	112
7. Otras fuentes de financiamiento que pueden fortalecer la captación de fondos	113
CAPÍTULO IV – NORMATIVAS Y POLÍTICAS FORESTALES SUDAMERICANAS	115
1. Análisis por país	117
2. Algunas conclusiones relevantes	130
CONSIDERACIONES FINALES	137
BIBLIOGRAFÍA	143

índice de cuadros

CAPÍTULO I

Cuadro I.1.	Referencia a la economía en el Convenio Sobre Diversidad Biológica	14
Cuadro I.2.	Tipos de valores forestales	16
Cuadro I.3.	Funciones ecosistémicas y servicios ambientales del bosque	20
Cuadro I.4.	Flujograma para seleccionar el método de valoración económica de bienes, servicios e impactos ambientales	47
Cuadro I.5.	Resumen de los métodos de valoración económica	52

CAPÍTULO II

Cuadro II.1.	El proceso de valoración	63
Cuadro II.2.	Matriz de sustitución de ingresos	72
Cuadro II.3.	Incentivos que estimulan el uso sostenible y la conservación de los ecosistemas forestales	74
Cuadro II. 4.	Tasas ambientales	85
Cuadro II. 5.	Reforma o remoción de incentivos perversos	88
Cuadro II. 6.	Ventajas y desventajas de las regulaciones y restricciones de acceso	89

CAPÍTULO III

Cuadro IV.1.	Síntesis sobre la valoración económica e incentivos en las leyes y políticas sudamericanas	128
--------------	--	-----

En memoria de quien fue un gran amigo,
por su calidad humana, su dedicación,
coherencia y perseverancia en la lucha para
la conservación de los recursos naturales,
Javier García Fernández

agradecimientos

Agradecemos a todas las personas e instituciones que colaboraron e hicieron posible la publicación de Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos. Algunas han tenido una vinculación directa con el equipo consultor encargado de la elaboración del documento y muchas otras han aportado con sus artículos, su información y sus opiniones un material que ha sido de gran utilidad. Hacemos público nuestro especial reconocimiento:

Al Comité Holandés de la UICN, que contribuyó con los fondos para la producción de este valioso documento, y sin cuyo aporte y confianza hubiese sido imposible alcanzar este logro.

A los autores Xavier Izko y Diego Burneo, cuyo esfuerzo ha sido muy significativo en la recopilación de información, de experiencias, de lecciones aprendidas y de mejores prácticas para presentarlas en un marco de trabajo sistemático y demostrar cómo las herramientas de valoración económica pueden contribuir al fortalecimiento de la conservación y manejo forestal sostenible.

A Lucy Emerton, quien durante todo el proyecto brindó su guía, asesoría técnica y experiencia en el trabajo de valoración económica.

A los miembros de UICN que contribuyeron con textos e información, a EcoCiencia y FUCEMA, por sus valiosas recomendaciones desde el inicio del proceso.

A instituciones gubernamentales, ONGs, Comités Nacionales y Membresía de UICN-Sur que hicieron posible el trabajo de recopilación de legislación forestal de los países de América del Sur, información de gran utilidad para la elaboración de este trabajo.

A quienes dieron su aporte significativo en el Taller Regional de Validación de la propuesta y en consultas directas colaborando efectivamente: Gunars Platais, Eduardo Gudynas, Leida Mercado, Mariano Jäger, Javier García Fernández, Jorge Luis Cajal, Rodolfo Burkart, Anahí Pérez, Eduardo Rodríguez, Federico Moyano, Mario Baudoin, Fernando Aguilar, Stephan Beck, Luis Guillermo Henao, Jean Acquatella, Cecilia Amaluisa y Carlos Irrazábal.

A los editores de la publicación, Marta Andelman y Javier García Fernández, quienes pusieron toda su capacidad y paciencia para el éxito de esta empresa. Lamentablemente, nuestro reconocido miembro activo y amigo de la UICN Javier García Fernández, ha fallecido antes de finalizada la edición de esta publicación sin haber podido ver concretado el resultado final de este esfuerzo que ha cobrado vida gracias a su amplia visión y continuo impulso sobre el proceso realizado.

A todo el equipo de la oficina de UICN-Sur que ha contribuido con sus sugerencias y ánimo, en particular a Mercedes Morales por su asistencia para la publicación. Al Programa de Conservación de Bosques de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), y a Álvaro Luna Terrazas, quien tuvo la coordinación general del proceso de gestación, elaboración, consulta y publicación de este libro; así como también a Bertha Sotomayor y Consuelo Espinosa por su asistencia general en todo el proyecto.

Oficina Regional para América del Sur • UICN-Sur

glosario

BID	Banco Interamericano de Desarrollo
BM	Banco Mundial
CAF	Corporación Andina de Fomento
CDN	Canje de Deuda por Naturaleza
CDM	Clean Development Mechanism (Mecanismo de Desarrollo Limpio)
CFI	Corporación Financiera Internacional
CI	Conservation Internacional
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático)
DAP	Disponibilidad A Pagar
DMC	Decisión Multicriterio
EEAF	Environmental Enterprises Assistance Fund
EMMAP-Q	Empresa Municipal de Agua Potable de Quito (Ecuador)
EPA	Environmental Protection Agency (EE.UU.)
EPBAS	Environmental Priority Business Advisory Services
ER&D	Environmental R&D Capital Corporation
ETAPA	Empresa de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado (Cuenca, Ecuador)
EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory (Canadá)
FAN	Fondo Ambiental Nacional (Ecuador)
FACE	Forest Absorbing Carbon Dioxide Emission
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
FNMA	Fundo Nacional do Meio Ambiente (Fondo Nacional del Medio Ambiente, Brasil)
FONABOSQUE	Fondo Nacional para el Desarrollo Forestal (Bolivia)
FONAG	Fondo de Agua (Quito, Ecuador)
FONAMA	Fondo Nacional para el Medio Ambiente (Bolivia)
FSC	Forest Stewardship Council
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GEF	Global Environmental Fund (Fondo para el Medio Ambiente Mundial)
INBIO	Instituto Nacional para la Biodiversidad (Costa Rica)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático)
MDL	Mecanismo de Desarrollo Limpio
MFS	Manejo Forestal Sostenible
MVC	Método de Valoración Contingente
PFNM	Productos Forestales No Maderables
OCDE	Organisation for economic co-operation and development
PNDF	Plan Nacional de Desarrollo Forestal (Colombia)
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PROFAFOR	Programa Face de Forestación en Ecuador
PROFONAMPE	Fondo Nacional para Áreas Naturales Protegidas por el Estado (Perú)
TNC	The Nature Conservancy
UNESCO	Fondo de las Naciones Unidas para la Educación y la Cultura
VET	Valor Económico Total
WRI	World Resources Institute
WWF	World Wild Fund (Fondo Mundial para la Naturaleza)

prefacio

Dos de las preocupaciones más apremiantes que enfrentamos actualmente son cómo manejar los ecosistemas naturales sosteniblemente, al mismo tiempo que aseguramos las necesidades económicas de las poblaciones y países que atesoran y manejan estos recursos. Durante muchos años, las metas de la conservación y del crecimiento económico parecían muy difíciles de compatibilizar. Así como la planificación de la conservación en muchas ocasiones enfatizaba muy poco la importancia del desarrollo económico, de igual manera la planificación económica tradicional ignoraba frecuentemente el aspecto ambiental. Economistas y planificadores forestales de la conservación tenían serias dificultades para hablar el mismo idioma, más aún para trabajar juntos hacia un objetivo común. Irónicamente, ambos sectores comparten con frecuencia metas similares. La sostenibilidad y equidad ambiental son cada vez más reconocidas como partes integrantes del desarrollo económico; paralelamente, el uso de herramientas e instrumentos económicos para apoyar la gestión de la conservación de los bosques también va en aumento.

América del Sur posee algunos de los bosques de mayor importancia ecológica y más biodiversos del mundo; al mismo tiempo que enfrenta urgentes necesidades y presiones económicas –en los ámbitos regional, nacional y local–. Esta publicación se concentra en un importante interrogante acerca de cómo estas herramientas y técnicas pueden apoyar de la mejor manera la gestión sostenible de los bosques. Está diseñada para proveer a planificadores forestales, economistas, tomadores de decisión, usuarios y pasantes una perspectiva general sobre las herramientas económicas que pueden ser usadas para fortalecer la gestión sostenible de los bosques, así como para delinear el marco conceptual y referencial de la valoración forestal.

La caja de herramientas ha sido construida como resultado de una serie de actividades que involucraron a una amplia gama de socios y colaboradores a lo largo de varios años, bajo la coordinación del Programa de Conservación de Bosques de la Oficina Regional para América del Sur de la UICN. Entre enero y mayo de 2001, FUCEMA, un miembro argentino de la UICN, llevó a cabo una revisión de la literatura en la materia así como de las instituciones preocupadas por la valoración forestal en América del Sur. Posteriormente, se realizó un taller regional para presentar las conclusiones de esta revisión, y para discutir los temas de valoración forestal sostenible con actores clave en la región. Una de las principales recomendaciones que emergieron de este evento fue la necesidad de desarrollar una estrategia para construir capacidades regionales en valoración forestal, a través de la descripción de ejemplos de la vida real y estudios de caso sobre la aplicación de herramientas de valoración para la gestión sostenible de los bosques, compartiendo y comunicando esta información de forma práctica y políticamente relevante. En tal sentido, esta caja de herramientas es la culminación de estos esfuerzos.

El valioso material aquí reunido es indudablemente una considerable contribución hacia el futuro de la gestión sostenible de los bosques en América del Sur. En realidad, a menos que estas preocupaciones sean entendidas por planificadores y tomadores de decisión, y tales herramientas y medidas sean tomadas seriamente como temas centrales tanto para la práctica del manejo forestal como para la toma de decisión económica, persistirá el peligro de que los bosques de la región continúen siendo degradados y que vastas oportunidades económicas potenciales puedan perderse para siempre.

Ofrezco mi mayor reconocimiento a los autores por haber compartido sus conocimientos y experiencia a través del libro. Quiero también agradecer a todos quienes formaron parte en este proceso y contribuyeron a la elaboración y publicación de este libro con su tiempo, capacidad y asistencia técnica. Nuestro especial agradecimiento al Comité Holandés de la UICN y a la Cooperación Suiza para el Desarrollo por su apoyo financiero y confianza, sin los cuales hubiese sido imposible alcanzar esta meta.

Achim Steiner
Director General de la UICN

INTRODUCCIÓN

Antecedentes y perspectivas
de la valoración económica
para el manejo forestal
sostenible.

Lucy Emerton y Álvaro Luna Terrazas

INTRODUCCIÓN – ANTECEDENTES Y PERSPECTIVAS DE LA VALORACIÓN ECONÓMICA PARA EL MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

¿Por qué valoración económica?

Alrededor de cinco años atrás, un estudio económico ahora ya legendario estimaba que el valor del capital natural mundial llegaba a unos USD 33 trillones al año (Constanza et al., 1997). De esa suma asombrosa, se calculaba que los bosques tropicales contribuían con un 11%, o USD 3,8 trillones, si bien estos ejercicios no poseen sólo un significado económico, ya que la desaparición de todos los bosques implicaría comprometer todo nuestro sistema vital. Por lo tanto, el contexto apropiado para la valoración económica de los bosques es el valor de cambios mucho más discretos en la provisión de bienes y servicios, a través de la pérdida o ganancia derivadas de un incremento o un decremento de la cobertura forestal.

Muchos otros estudios, de diversos países del mundo, incluido América del Sur, han mostrado cómo ciertos bosques manejados sosteniblemente producen altos valores económicos, debido a que sus productos ingresan en el comercio internacional, obtienen regalías gubernamentales, generan ingresos para el sector, apoyan las estrategias de supervivencia de las comunidades, y proveen servicios y bienes básicos que posibilitan la supervivencia humana.

Dadas estos impresionantes antecedentes, surge una pregunta clave: ¿si el valor económico del manejo forestal sostenible es tan grande, entonces por qué los bosques de Sudamérica continúan siendo destruidos y desapareciendo?

Una de las razones principales de esta aparente contradicción es que los valores económicos asociados con el manejo forestal sostenible no son ampliamente entendidos, ni son traducidos en políticas, planes y toma de decisiones –dentro de los sectores forestal o económico, a escala local, sectorial, nacional o global–. Como indica Pearce (1990) al describir enfoques económico ambientales para conservar bosques tropicales, hay una necesidad urgente y apremiante de demostrar que los bosques poseen valores económicos cuando son manejados sosteniblemente, y que estos valores son en muchos casos significativamente mayores que los supuestos valores del “desarrollo” derivados de la destrucción de los mismos.

Básicamente, el manejo sostenible tiene que ser económicamente tangible para todos los grupos y personas cuyas actividades tienen el potencial de causar impacto en los bosques. Una parte de esta ecuación es ser capaz de demostrar y entender todo el espectro de beneficios económicos obtenidos por el manejo forestal sostenible. Otra, es buscar formas sostenibles de capturar estos beneficios, de modo que ellos se acumulen como valores y ganancias reales para los distintos actores, como las comunidades locales, el sector privado y los gobiernos, cuyas acciones influyan en el estado del bosque. Y una tercera, es tomar decisiones y desarrollar acciones concretas para superar las distorsiones del mercado, tanto económicas como políticas, que animan a la gente a destruir los bosques. Por otro lado, es imprescindible estar conscientes de las diferentes categorías de valores a ser considerados. Como se aborda en los distintos capítulos de esta publicación, los valores culturales y/o espirituales deben ser considerados inevitablemente para la toma de decisiones, pero es necesario estar conscientes de que dichos valores no se prestan a cuantificaciones.

Uno de los rasgos típicos de los valores económicos es que al estar basados en preferencias humanas, existen todo tipo de motivaciones que pueden actuar como factores determinantes en

tales preferencias, y estas motivaciones pueden incluir nociones de valores intrínsecos, culturales, sociales y espirituales (Beckerman y Pasek, 2001).

Enfatizar el análisis sobre los valores instrumentales, es decir los que se derivan de sus funciones objetivas, no significa sugerir que los otros valores son menos importantes. Sin embargo, los valores instrumentales poseen rasgos específicos que los hacen relevantes en contextos donde es necesario “negociar” un valor contra otro.

Debido a que los valores instrumentales son derivados de actitudes humanas, deseos y apreciaciones del objeto, es posible medir una ganancia contra otra, y una ganancia contra una pérdida. Esto es obviamente mucho más difícil con los valores intrínsecos, pues entonces es necesario comparar los valores intrínsecos de los objetos. Como es bien conocido, los valores morales son mutuamente conflictivos y hay muchos debates sobre lo que constituye un “bien mayor” en la conservación de los recursos ecológicos (Pearce y Moran, 2001).

Como se describe en los siguientes párrafos, las medidas económicas dan una perspectiva particular y una contribución significativa –si no esencial– a todos estos objetivos en América del Sur.

Creciente comprensión sobre las causas económicas de la pérdida del bosque

Muchas de las razones por las que los bosques están siendo degradados y/o eliminados en América del Sur tienen que ver con condiciones y fuerzas económicas. Las causas económicas directas de la pérdida del bosque –como el aprovechamiento insostenible, la sobreexplotación del recurso, la expansión de la agricultura y la ganadería, la minería y la explotación de petróleo y la tala para desarrollo de infraestructura– están bien documentadas. En las últimas décadas ha habido también una comprensión creciente de las causas subyacentes que explican por qué la gente escoge sobreexplotar, convertir y de alguna manera destruir los bosques (Angelsen y Kaimowitz, 1999; Foley et al., 1999; Stedman-Edwards, 1998).

Hay una variedad de casos que ilustran las distorsiones de mercado, precio y política económica que han disuadido el manejo forestal sostenible en América del Sur. Muchas de las causas más perversas de la pérdida de los bosques están ligadas con subsidios a actividades tales como la tala de tierras forestales o la sobreexplotación de los recursos forestales. A escala global, se estima que los subsidios perversos representan el 3,8% de la economía global de USD 26 trillones (Myers, 1996).

La historia sobre subsidios que operan a costa de los bosques en la región es bastante larga. Por ejemplo, en la Amazonía brasileña se piensa que la estrategia oficial del desarrollo y las políticas económicas dirigidas casi exclusivamente a la expansión de la silvicultura corporativa, ganadería y agricultura e intereses mineros son responsables, por lo menos, del 35% de todo el bosque alterado al año 1980 (Barbier, 1989). Los instrumentos políticos que han llevado a la pérdida de cobertura forestal en la Amazonía incluyen la provisión de incentivos y subsidios tributarios para inversión de capitales privados, créditos rurales subsidiados para producción agrícola, colonización dirigida y semidirigida y asentamientos de pequeños agricultores, subsidios a las exportaciones brasileñas y políticas macroeconómicas relacionadas con los impuestos por el ingreso y por la tierra que favorecieron la deforestación. Es interesante considerar que sin estas distorsiones y subsidios era realmente dudoso que varias de estas actividades económicas hubiesen sido viables al comienzo.

Las políticas macroeconómicas y de desarrollo han tenido también impactos devastadores sobre los bosques debido a sus efectos sobre el status socioeconómico de la población. A veces estos efectos no han sido intencionados o han ocurrido en respuesta a los cambios en las condiciones globales de mercado. En muchos casos han surgido como un impacto de corto plazo de reformas económicas y procesos de transición, y en otros se deben casi completamente a una mala administración económica.

En particular, los bosques de América del Sur han sufrido por las ampliamente distribuidas y recurrentes crisis macroeconómicas que en las últimas décadas han plagado la región. En Bolivia, por ejemplo, durante los años 90, los efectos combinados de sequía extendida, colapso de los precios de las exportaciones de estaño, inflación y colapso económico general han dado como resultado un aumento de la iniquidad y la pobreza, los que han causado fuerte impacto, por su lado, sobre el estado y la cobertura forestal (Painter, 1995).

Del mismo modo ha sucedido en Ecuador. Se cita a la reciente crisis económica que ha sufrido este país como causa de efectos devastadores sobre la cobertura forestal debido a sus impactos sobre la distribución de la renta, seguridad de sus estrategias de supervivencia e incidencia en la pobreza entre las poblaciones usuarias del bosque (Burneo, 2000).

Avances en la demostración del valor económico total de los bosques

En los últimos años, se han dado grandes pasos para alcanzar una mejor comprensión del valor económico total de los bosques sudamericanos, incluyendo varios de los beneficios que han sido tradicionalmente ignorados por los planificadores del desarrollo y los tomadores de decisiones. Actualmente se cuenta con información mejorada sobre valores del bosque no mercadeados, como los asociados a usos locales del recurso y a los servicios ambientales. Por largo tiempo, debido a que estos beneficios sostenibles eran subvalorados o no valorados en absoluto, fueron tratados como si tuvieran poca importancia. Lentamente, esta situación comienza a cambiar.

Numerosos estudios ponen de relevancia el inmenso valor económico del uso de productos forestales para las comunidades locales. Por ejemplo, los ingresos en efectivo del açai, del cacao y también del caucho a escala de pequeños poblados en la Isla Combú, en el estuario amazónico de Brasil, han sido estimados en más de USD 3000 por hogar por año (Anderson y Ioris, 1992). El consumo doméstico de alimentos silvestres del bosque en dos poblados en el estado de Amazonas, Venezuela; se ha estimado en un valor entre USD 1.902 y USD 4.696 por familia (Melnyk y Bell, 1996). El valor de la utilización de la vida silvestre del bosque se ha demostrado que promedia los USD 120/ha/año en la Amazonía ecuatoriana (Godoy et al., 1993).

Los estudios también muestran que los retornos de la utilización y manejo forestal sostenible son frecuentemente más altos, a escala local, que las ganancias acumuladas por actividades que degradan el bosque. Por ejemplo, una comparación de valores de utilización forestal en la Amazonía peruana encuentra un “valor presente neto de conservación” para uso sostenible de productos forestales no maderables (PFNM) de cerca de USD 7.000/ha, mucho más alto que los retornos de cosecha por tala total, o por plantaciones subsecuentes, o que los de la ganadería (Peters et al., 1989). Similar conclusión se encontró para la región del Alto Napo de la Amazonía ecuatoriana, donde la extracción de PFNM llegó a tener un valor presente neto de entre USD 1.250 y USD 2.850, varias veces mayor que el valor presente neto para agricultura (menos de USD 500), tala rasa para madera (menos de USD 200), o ganadería (entre USD 57 - 287) (Grimes et al., 1994).

El valor económico de los servicios ecológicos de los bosques de la región está también mucho mejor documentado y entendido. Por ejemplo, los beneficios de control de erosión por el bosque a través de la conservación de las cuencas en las tierras alto andinas del Ecuador han sido calculados con un valor presente de entre USD 11 a 15 millones sólo por el esquema hidroeléctrico Paute (Southgate y Macke, 1989).

Similares estudios han encontrado que el valor de la cuenca con áreas forestadas en el Parque Nacional Canaima de Venezuela es de alrededor de USD 3 billones para el esquema hidroeléctrico río abajo (McNeely, 1989). Un análisis social costo-beneficio de medidas de protección para las cuencas hidrográficas para el valle y la ciudad de Cochabamba, en Bolivia, indicó que los costos del manejo forestal sostenible de la cuenca alta estaban más que justificados por los beneficios económicos obtenidos por la mejora en el suministro de agua (Richards, 1997).

En muchos casos, el significado económico de los servicios ecológicos del bosque está creciendo en la medida en que se vuelven más importantes para la comunidad global o mientras la provisión de bienes y servicios del bosque declina en otras partes del mundo. Un ejemplo es el valor económico de los bosques sudamericanos como sumideros de carbono, lo que se ha convertido en un tema de debate global y foco en los últimos años. Se ha estimado que el beneficio económico neto para el mundo de proteger permanentemente 650 millones de hectáreas de bosque amazónico de manera tal de poder secuestrar carbono, posee un valor medio de alrededor de USD 713 billones –un beneficio anual neto promedio de cerca de USD 70 billones o aproximadamente el 0,2% del producto bruto interno (PBI) global (López, 1997) –.

Para los bosques de la región patagónica argentina, la provisión de compensaciones por el carbono del bosque ha sido modelada para obtener retornos con un valor presente para el carbono que alcanzan USD 304 a 694 por hectárea (Sedjo, 1999).

Pasos hacia la utilización de medidas económicas para el Manejo Forestal Sostenible (MFS)

La creciente integración de los valores del bosque en las políticas de conservación y desarrollo, planificación y toma de decisiones en América del Sur ha sido el resultado de los avances logrados en la valoración de los beneficios del bosque, combinados con una mejor comprensión de las causas económicas de la pérdida de cobertura forestal. En ese marco, tomar decisiones significa tener que decidir entre diferentes alternativas sobre la base de valores asociados a estas alternativas. Como resultado, uno de los mayores desafíos para el Manejo Forestal Sostenible (MFS) –el de tomar decisiones para llevar acciones y ganancias privadas más cerca de acciones y retornos socialmente deseables, y hacer la silvicultura sostenible más atractiva que otros usos alternativos (Richards y Moura Costa, 1999) – comienza a ser resuelto.

La región posee una larga historia de manejo forestal basado en la protección estricta y monopolio del Estado, lo que trajo algunas pocas ganancias o incentivos privados para manejar bosques sosteniblemente. Tales sistemas están comenzando a ser reemplazados por enfoques que permiten a las comunidades locales y al sector privado participar del proceso y beneficiarse económicamente del MFS. En forma creciente, los propietarios comunales y privados de tierra han estado recibiendo incentivos directos para la conservación. En Brasil, una exención federal de los impuestos a la propiedad para la creación de reservas en tierras privadas ha resultado en un aumento marcado en la superficie dentro de las áreas protegidas nacionales (Bowles et al., 1995). En Colombia hay más de 80 reservas privadas y esfuerzos de conservación, cubriendo más de 24.000 hectáreas, lo que se han impulsado a través de un paquete de incentivos fiscales ligados al uso sostenible, conservación de bosques y protección de cuencas (Hauselman y Zwahlen, 1998). En

Chile, la compra privada y/o la donación de tierras forestales para áreas protegidas sobrepasan actualmente las 450.000 hectáreas a escala nacional (Corcuera et al., 2002).

Asimismo, en Brasil, los sistemas de impuestos han sido rediseñados para fomentar inversiones estatales y privadas en la conservación del bosque. Por ejemplo, el “impuesto de valor ecológico adicional”, primeramente introducido en el Estado de Paraná y ahora extendido a otras partes del país, provee una compensación fiscal a los municipios donde hay restricciones para el uso de tierras forestales para el manejo de cuencas hidrográficas (Grieg-Gran, 2000; Loureiro y De Moura, 1996; Seroa da Motta, 2000).

Muchas iniciativas que proveen incentivos económicos para la conservación están siendo ahora instrumentadas en comunidades locales, a través del co-manejo y uso sostenible de los recursos forestales. Esto se torna vital en una región donde la pobreza generalizada y la creciente alienación de la tierra y de la base del recurso natural se incluyen entre las principales causas subyacentes de la degradación forestal.

Varias fuentes de crédito y fondos de capital de riesgo han sido establecidos con el propósito de estimular más aún este tipo de negocios forestales y empresas de uso sostenible, dirigidos a recolectores a pequeña escala y grandes empresas comerciales. El Fondo Terra Capital, por ejemplo, fue establecido por la Corporación Financiera Internacional (CFI) en el año 1998 para proveer a América Latina de fondos de inversión para silvicultura sostenible, negocios de productos forestales no maderables y ecoturismo basado en el bosque (Rubino et al., 2000).

Otro fondo verde de capital de riesgo para América Latina es el Fondo EcoEnterprises. Fue también creado en 1998 por The Nature Conservancy (TNC) y el Fondo Multilateral de Inversiones del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), dirigido a sectores meta que incluyen silvicultura sostenible, productos forestales no maderables y turismo natural (Bayon et al., 2000). En Colombia, Biocomercio trabaja en el ámbito nacional para crear y promocionar mecanismos que mejoren la inversión y el comercio sostenible de productos de la biodiversidad, y actualmente se centra en productos maderables, productos forestales no maderables y ecoturismo (Ramos, 2001).

Otra fuente de financiamiento para el MFS, que es a la vez un incentivo económico para usuarios locales de la tierra y de los recursos, que se ha tornado muy común en América del Sur en los últimos años, es la creación de mercados para los servicios ambientales del bosque. Especialmente, hay ahora varios ejemplos de tasas de usuario río abajo que están siendo cobradas para la provisión de servicios de protección de cuencas hidrográficas. En Colombia, usuarios del agua agrícola en el Valle del Cauca hacen un pago voluntario adicional que es invertido en medidas de protección hidrológica en la parte alta de las cuencas (Echavarría, 2002a). También en Colombia, en el orden nacional, fue establecido un sistema nacional de transferencia de pagos, donde grandes compañías hidroeléctricas deben contribuir con una proporción de sus regalías de venta a las Corporaciones Regionales Autónomas que han sido delegadas con la autoridad de manejar la cuenca (Tognetti, 2001). Un 3% adicional de esas regalías son entonces transferidas a municipalidades en las que están localizadas cuencas y reservorios, y un tercio de esta suma es asignada a la protección de la cuenca. Al inicio de 2000, la ciudad de Quito, en Ecuador, estableció un fondo de agua, FONAG, para financiar la conservación y manejo sostenible de las cuencas hidrográficas circundantes afectadas por la tala del bosque y el uso insostenible de la tierra. El fondo está basado en la recolección de pagos voluntarios de los usuarios del agua, incluyendo la autoridad del agua y el alcantarillado del municipio metropolitano de Quito, que ha comprometido el pago de 1% de las regalías por la venta de agua potable, y adicionalmente una tasa anual fija (Echavarría, 2002b).

Los pagos para los servicios ambientales de los bosques sudamericanos han sido canalizados tanto a escala global como a escala nacional. Un ejemplo son las inversiones internacionales en MFS como un medio de proveer servicios de secuestro de carbono (Totten, 1999). AES Corporation, una de las mayores compañías proveedoras mundiales de energía eléctrica, ha establecido una reserva de bosque protector en Paraguay de manera de deducir emisiones de una planta eléctrica en Hawái, con un costo de inversión estimado en USD 6,8 millones, y ha pagado también USD 2 millones para proteger un bosque primario tropical denso en Paraguay.

En Bolivia, un consorcio liderado por American Electric Power, PacifiCorp y British Petroleum América invirtió USD 9,5 millones para pagar a las compañías para que renuncien definitivamente a sus derechos de corte de 640.000 hectáreas de bosque, sobrepasando el doble del tamaño del Parque Nacional Noel Kempf Mercado. A fines de 1998, la empresa Peugeot anunció una inversión de USD 10,8 millones para crear un sumidero de carbono con la plantación de 10 millones de árboles en el Estado de Mato Grosso, Brasil.

Una variedad de otros mecanismos ha sido puesta en funcionamiento en la región, buscando capturar las fuentes internacionales de financiamiento y usarlas para el MFS. Desde mediados de 1980, diferentes países sudamericanos han firmado acuerdos de canjes de deuda por naturaleza, bajo los cuales una porción de su deuda es comprada por agentes externos –generalmente una ONG– a valores menores al nominal, canjeándola luego contra moneda nacional, que es entonces asignada a actividades nacionales de conservación. Estos incluyen canjes hechos en Bolivia con Conservation International (CI), el World Wild Fund (WWF) y The Nature Conservancy (TNC), en 1987 y 1989, por USD 10 millones; en Brasil con Conservation International en 1992 (USD 2,2 millones) (Kaiser & Lambert, 1996). Varios fondos han sido también creados en el orden nacional para absorber estos y otros flujos internacionales financieros, y para asegurar que sean usados para actividades de conservación. Muchos de estos fondos son usados para proveer financiamiento para MFS, por ejemplo el Fondo Nacional para el Medio Ambiente de Bolivia (FONAMA), el Fondo Nacional del Medio Ambiente de Brasil (FNMA), el Fondo Nacional para Áreas Naturales Protegidas por el Estado, del Perú (PROFONANPE), y el Fondo de Donaciones para las Américas, de Chile (Bayon et al., 2000).

¿Por qué esta caja de herramientas?

Es claro que en los últimos años se han realizado avances significativos en el desarrollo y uso de herramientas y medidas económicas para el MFS en América del Sur. En gran parte, las acciones e innovaciones que tuvieron lugar en esta región han provisto en realidad modelos y liderado esfuerzos similares en otras regiones del mundo. Sin embargo, pese a estos antecedentes, hay aún una conciencia limitada sobre estos métodos y herramientas económicas entre los planificadores de la economía y la silvicultura y los tomadores de decisión. Asimismo la mayoría de las medidas económicas para el MFS están aún por ser institucionalizadas en el ámbito nacional.

Conscientes de la importante información que la valoración forestal puede proveer, y del valioso papel de las medidas económicas para apuntalar el MFS, el Programa de Conservación de Bosques de la UICN para América del Sur, en estrecha colaboración con el Programa Global de Economía de la Biodiversidad, ha estado promoviendo el uso de tales técnicas, de manera de asistir a los distintos países a sopesar mejor los costos y beneficios económicos de las diferentes opciones de manejo forestal, así como de orientar caminos para maximizar los valores de la silvicultura sostenible, estableciendo medidas de incentivos económicos para la conservación de los bosques, y obteniendo fondos para el sector forestal.

El objetivo principal de esta publicación es tomar estos pensamientos, experiencias, lecciones aprendidas y mejores prácticas para presentarlas en un marco de trabajo sistemático, y asegurar que éstas sean más ampliamente difundidas a los individuos e instituciones que están preocupados con el MFS en la región de América del Sur. Esta caja de herramientas representa un esfuerzo significativo, por parte de los autores, de recopilar, extraer y aprender de las experiencias a la fecha sobre el uso de medidas económicas para apoyar el MFS en la región. Aspira además a llenar un vacío crítico en el pensamiento e información actual, especialmente en lengua española

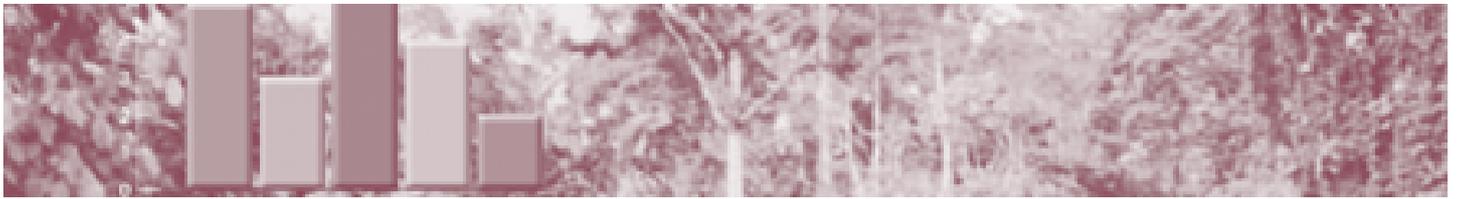
Está organizada de acuerdo a cuatro temas claves que contribuyen al uso de instrumentos y medidas económicas para el MFS. El Capítulo I describe el concepto del valor económico total de los bosques, y proporciona en líneas generales los métodos para la cuantificación de estos valores y los expresa en términos monetarios. El Capítulo II muestra cómo, a la luz de la información sobre tales valores, pueden desarrollarse medidas de incentivos económicos y usarse para promover el MFS. El Capítulo III trata sobre la necesidad de generar suficiente financiamiento para el MFS en los ámbitos local, nacional y global, y facilita algunas formas de acceder a ello. Por último, el Capítulo IV articula las secciones anteriores de manera de visualizar las formas en que las políticas forestales interactúan con los temas e instrumentos de manejo económico, incluyendo un análisis por país de la legislación forestal en términos de sus debilidades y fortalezas en relación con la temática de instrumentos económicos de valoración.

A través de toda la publicación, los métodos económicos, conceptos y aplicaciones de manejo forestal en el campo son ilustrados con ejemplos reales y estudios de caso de la región sudamericana.

CAPITULO I

Métodos de Valoración de los Ecosistemas Forestales

Diego Burneo



1. Economía y ambiente

Las relaciones entre economía y ambiente no han sido suficientemente equilibradas, en especial en los últimos dos siglos. De hecho, el crecimiento económico se ha conseguido, en gran medida, a costa del entorno ambiental. Al analizar los principales problemas económicos que una sociedad enfrenta, sin duda se debería mencionar en los primeros lugares a la mala asignación de los recursos (capital, trabajo, recursos naturales, etc.). Ésta puede explicarse, en gran medida, por la presencia de distorsiones ocasionadas por un amplio espectro de formas de competencia imperfecta, tales como monopolios, oligopolios, monopsonios, problemas de información, externalidades, intervención del gobierno a través de impuestos, subsidios directos y cruzados, controles de precios, cuotas o listas para la importación, etc. Todos estos factores afectan el normal funcionamiento de la economía y, por tanto, los mecanismos de distribución de los factores de producción y de la renta.

Muchos recursos naturales y bienes ambientales carecen de precio, ya que no se han formado mercados específicos para su intercambio. Una explicación posible para este fenómeno puede ser la ausencia de derechos de propiedad bien definidos y protegidos. Sólo aquello sobre lo que se tiene un derecho de exclusión puede ser objeto de compraventa (Barrantes y González, 2000).

Existe todo un conjunto de bienes que, por carecer de mercados para intercambiarse, carecen por tanto de precios. Este es el caso de los bienes públicos y de los recursos o bienes comunes o, en términos más generales, de las llamadas *externalidades*¹. Es importante, por lo tanto, intentar establecer indicadores monetarios o de cualquier tipo para esta clase de bienes y servicios, que permitan dar cuenta de su importancia en la sociedad.

Un caso que ilustra lo anterior es el de los bienes públicos, que vienen caracterizados por dos propiedades fundamentales:

a) *no exclusión*, es decir que, cuando el bien en cuestión se ofrece a una persona, se ofrece a todas. En otras palabras, no puede excluirse a nadie de su disfrute, aunque no pague por ello². Por lo tanto, los bienes públicos no pueden ser racionados a través de un sistema de precios.

b) *no rivalidad en el consumo*, es decir que cuando alguien consume el bien o lo disfruta, no reduce el consumo potencial de los demás. En otras palabras, el hecho de consumir el bien no reduce su disponibilidad (por ejemplo, las emisiones de televisión no codificadas, o las de radio, la información meteorológica, la protección de los parques nacionales y playas, la señalización de calles y carreteras, etc.).

Por otra parte, se encuentran los recursos o bienes comunes, que están caracterizados por la libertad de acceso. Ello implica que su uso tampoco tiene ningún coste pero, a diferencia de lo que ocurre con los bienes públicos, existe la “rivalidad” en el consumo. Es probable que cuando un agricultor utiliza el agua de una vertiente, esta acción pueda impedir que otro agricultor lo haga.

¹ En general, una externalidad se presenta cuando la actividad de una persona o empresa afecta el bienestar de otra, sin que se pueda cobrar un precio/compensación por ello. El ruido, por ejemplo, disminuye el bienestar de todos los que están en los alrededores, sin que (en ausencia de una reglamentación gubernamental) puedan exigir al causante una compensación (precio) por la externalidad negativa recibida. Lo contrario podría ocurrir cuando alguien protege un bosque, una playa o un páramo, y permite el deleite o satisfacción del resto de las personas, sin que estas últimas paguen por ello. Lo esencial, en un sistema tradicional de mercado, es que quien genera una externalidad negativa no tiene que pagar por ello a pesar del perjuicio que causa, así como quien produce una externalidad positiva no se ve recompensado monetariamente.

² En términos microeconómicos, esto podría explicarse debido a que el coste marginal de ofrecérselo a una persona adicional es cero.

Casos similares ocurren, por ejemplo, entre recolectores de frutos silvestres o entre cazadores. Además, es necesario distinguir entre aquellos recursos comunes globales, cuya gestión y regulación requerirían de un acuerdo internacional, y los recursos comunes locales, sustancialmente más fáciles de gestionar y regular.

El problema con los recursos comunes es que, en ausencia de una regulación con respecto a su utilización, opera la ley de captura³, con un alto riesgo de agotamiento o desaparición. El medio ambiente y en general muchos de sus recursos naturales comparten esta característica. El sistema de mercado tradicional generalmente no proporciona ninguna indicación con respecto al valor de los mismos, lo que lleva a que en muchos casos se los considere como gratuitos, o que su uso o consumo no tenga coste, coadyuvando a su sobreexplotación y a una mala asignación de los recursos.

La toma de conciencia sobre las repercusiones ambientales que trae la actividad humana ha puesto de manifiesto la necesidad de considerar, en el marco de la toma de decisiones económicas, toda la problemática derivada de las fuertes relaciones entre economía y ambiente, más aún si se analiza el hecho de que la actividad económica no podría existir si no existiera un medio ambiente en donde desenvolverse. De hecho, el interés de la economía por los problemas ecológicos es reciente.

El Convenio de Diversidad Biológica, suscrito en 1992, propone integrar la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica, tanto en los sectores relevantes de la economía, como en los programas y políticas sectoriales e intersectoriales. Este convenio propone a la economía como un eje transversal de gran importancia.

Cuadro I.1

Referencia a la Economía en el Convenio sobre Diversidad Biológica												
Artículos del Convenio	6	7	8	9	10	11	12	14	15	16	20	21
Evaluación Económica	↕							↕				
Incentivos Económicos	↕		↕		↕	↕		↕		↕	↕	↕
Recursos Financieros			↕	↕			↕		↕	↕	↕	↕
Valoración Económica		↕										

Adaptado de Emerton, 1998

Como sostiene Emerton (1998), la incorporación de los asuntos de la biodiversidad dentro de la economía implica introducir conceptos de sostenibilidad dentro de la escasez. Las actividades económicas son una causa importante para la degradación y pérdida de la biodiversidad, ya que impactan sobre los recursos biológicos, los ecosistemas y su diversidad. Esto es de especial importancia cuando se analizan los ecosistemas boscosos.

La degradación y la pérdida de la biodiversidad también están vinculadas con la equidad y la distribución del ingreso. La gente afectada por los costos relacionados con la pérdida de la biodiversidad no es necesariamente la misma que la causa, ni espacial ni temporalmente. Muchas de las pérdidas de producción y consumo sufridas por la degradación ambiental se reflejarán a mediano y largo plazo en una declinación de los indicadores económicos, tales como caídas del nivel de empleo, decrecimiento de las ganancias por el intercambio externo, pérdida de la seguridad alimentaria e inflación, entre muchas otras.

³El primero en llegar se apropia del recurso, sin tener que preocuparse del resto (Barrantes y González, 2000).

El mayor problema de degradación y pérdida de biodiversidad y de otros recursos naturales se presenta cuando no se ve con claridad la necesidad de mantener un balance en el uso de los recursos. Pero aun cuando esta necesidad se hace presente, todavía existen limitaciones (técnicas, metodológicas, de conocimiento, etc.) que impiden alcanzar dicho equilibrio.

Valorar económicamente el medio ambiente significa poder contar con un indicador de su importancia en el bienestar de la sociedad. Es importante encontrar, para ello, un denominador común, que ayude a comparar unos elementos con otros. Dicho denominador común no es otro que el dinero.

El objetivo de este primer capítulo es identificar los instrumentos metodológicos que permiten aproximar el valor económico del bosque como un indicador de su verdadero valor, expresado, de ser posible, en términos monetarios. Todo ello procurando que los instrumentos sean aplicables a la realidad de los países de América del Sur. Para iniciar esta labor es necesario contar con una correcta identificación y clasificación de las funciones del bosque (ecológicas, económicas, culturales y recreativas). Se deberá incluir una identificación y una cuantificación del valor económico que se desprende de cada una de ellas, el que se deriva de los servicios que esas funciones proporcionan a un determinado grupo de personas.

Es habitual que la bibliografía que trata esta materia no sea clara a la hora de diferenciar entre el valor del ambiente y su valor económico, ya que, entre los valores del ambiente, existen dimensiones de valoración social, espiritual, cultural, etcétera, que no pueden o no deberían ser reducidas a expresiones monetarias (Jäger et al., 2001).

2. Tipos de valor y valor económico total

2.1. Tipos de valor

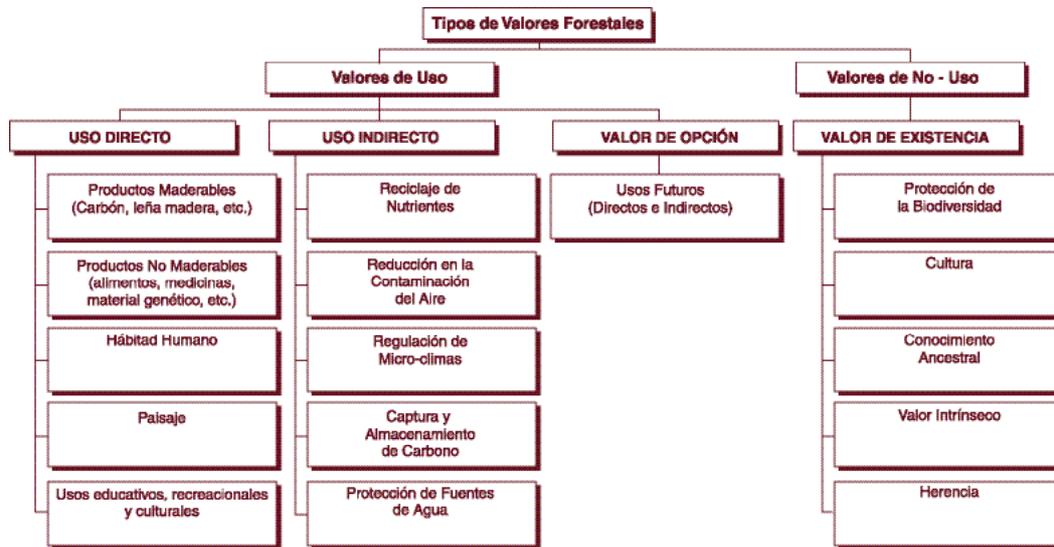
Los sistemas de valores habitualmente usados por los economistas distinguen entre:

- a) el valor intrínseco, que está ligado en forma indisoluble a un componente natural *per se*, es decir por el mero hecho de existir, y
- b) el valor instrumental, que se deriva de la satisfacción de las necesidades humanas para el bienestar económico. Cualquier bien o servicio tendrá valor instrumental en la medida en que exista una demanda por él. Es decir, si satisface alguna preferencia individual o social. El valor monetario de ese bien o servicio se puede derivar de la intensidad de esa preferencia y, por lo tanto, de su escasez. Al realizar experiencias de valoración se debe recordar que no existen valores absolutos, sino que dichos valores dependen de cómo son percibidos por el ser humano. Estas percepciones son dinámicas de acuerdo con los cambios en las circunstancias (Jäger et al., 2001).

Los métodos de valoración ambiental son de especial utilidad para enriquecer el análisis costo-beneficio, pues permiten incluir los valores de no-mercado de los impactos ambientales en la evaluación económica y por ende en la toma de decisiones.

Es necesario desarrollar herramientas de análisis económico que permitan cuantificar y argumentar ante los tomadores de decisión los múltiples valores de los bosques y las opciones que se cierran con su conversión a otros usos. A tal efecto se han ajustado métodos de valoración económica para los distintos servicios ambientales que ofrecen los bosques y otros ecosistemas a las sociedades.

Cuadro I.2.



Adaptado de Bishop (1999)

El bosque primario proporciona una serie de bienes y servicios y cumple una serie de funciones. De acuerdo con las diversas funciones de este tipo de bosque, se observa que el mismo puede tener distintos tipos de valor para diferentes personas y grupos. La primera gran distinción que normalmente establece la literatura en este sentido es aquella que separa los valores de uso de los valores de no-uso.

Valores de uso

Los valores de uso están ligados a la utilización directa o indirecta del recurso con el objeto de satisfacer una necesidad, obtener un beneficio económico, o la simple sensación de deleite. Las personas que utilizan los bienes ambientales se ven afectadas por cualquier cambio que ocurra con respecto a su calidad, existencia o accesibilidad. Dentro de este tipo de valor es posible diferenciar entre:

- **Valor de uso directo:** Incluye actividades comerciales y no comerciales. Los usos comerciales (producción industrial de madera) pueden ser importantes, tanto en el ámbito local, como en el nacional e internacional. Los usos no comerciales son generalmente de orden local, pero pueden ser de extrema importancia para la subsistencia de las poblaciones rurales y pobres (leña, caza, plantas medicinales y comestibles, etc.). Los usos directos también incluyen importantes servicios, como recreación, investigación y educación (FAO, 1990).
- **Valor de uso indirecto:** Comprende la gran mayoría de funciones ecológicas del bosque. Se deriva de proteger o sostener actividades económicas que tienen beneficios cuantificables por el mercado. Por ejemplo, algunos bosques pueden tener valores de uso indirecto a través de controlar la sedimentación o las inundaciones, regular microclimas o capturar carbono, entre otros (Bishop, 1999).
- **Valor de opción:** Existen personas que, aunque en la actualidad no están utilizando el bosque o alguno de sus atributos, prefieren tener abierta la opción de hacerlo en algún momento futuro. Para ellas, por tanto, cualquier cambio en sus características (aunque no hayan estado en él jamás) supone un cambio en el bienestar. Este es el llamado valor de opción del bien, que es preferible individualizar para facilitar su análisis. Se lo considera también como un valor de uso (en este caso futuro).

Valores de no-uso

Entre el conjunto de valores de no-uso, un componente fundamental es el denominado valor de existencia. Es el valor que pueden tener el bosque, sus componentes y sus atributos para un grupo de personas que no los utilizan directa ni indirectamente, ni piensan hacerlo en el futuro, pero que valoran positivamente el simple hecho de que existan en determinadas condiciones (por ejemplo: osos, tigres, caídas de agua de singular belleza, montañas, etc.). Su degradación o desaparición, por tanto, supone para ellas una pérdida de bienestar. Los motivos que se han señalado para explicar este valor de existencia son, entre otros, la filantropía, la simpatía, motivos de herencia o de legado, el valor simbólico que pueden llegar a tener un determinado bien ambiental o recurso natural como parte de la identidad cultural de un grupo o conjunto de personas. Otra razón importante para prestarle atención a este tipo de valor es la creencia en el derecho a la existencia de otras formas de vida, incluyendo por tanto a animales, plantas y/o ecosistemas.

Se trata, por tanto, de motivos que introducen consideraciones de altruismo, difícilmente modelizables en el marco de la teoría microeconómica convencional, pero no por ello menos reales.

Valor extrínseco, intrínseco y valor superior

Tanto los valores de uso y de opción, como una parte de los valores de no-uso ligados a las diferentes formas de altruismo pueden ser considerados como valores extrínsecos, es decir, valoran el bien en cuestión porque se valora algo más: el propio bienestar o el bienestar ajeno. Muchos de estos valores extrínsecos, aunque no todos, tienen asimismo un carácter instrumental. Sin embargo, el valor simbólico y el reconocimiento de derechos fundamentales en favor de otras especies y/o ecosistemas hacen referencia a la existencia de un tipo de valor más esencial, un valor intrínseco (Barrantes y Castro, 1999a).

En este sentido, tanto el valor intrínseco como un subconjunto de los valores extrínsecos son considerados valores de orden superior. En otras palabras, la relación que se establece entre el sujeto que valora el bien o servicio trasciende el campo de los simples valores de uso, y no permite que el objeto de valoración sea considerado como una mercancía.

2.2. Valor económico total

El valor económico total (VET) de un sistema forestal es una estimación basada en la agregación de los valores compatibles que resultan de los distintos usos directos e indirectos (y de sus valores de opción asociados), más los valores de no-uso. Diferentes opciones de uso de las tierras forestales serán caracterizadas por una combinación diferente de valores de uso directo, indirecto y de valores de no-uso y, por lo tanto, se obtendrán diferentes VET para cada caso (Bishop, 1999).

Los economistas que trabajan en el área del medio ambiente y que utilizan las herramientas del análisis neoclásico aceptan sin mayor problema la utilidad del concepto de VET, así como que éste está conformado por diversos tipos de valores (Jäger et al., 2001).

Este concepto supone que la sumatoria de valores⁴ de distinta naturaleza conforma el valor total del recurso. El VET se refiere a la suma de los distintos valores (cuantificables) de un ecosistema o área natural, siempre que no sean excluyentes entre sí (Pearce, 1990).

De hecho, es preciso emplear el VET con cautela, incorporando sólo los valores que sean compatibles entre sí. No se sugiere que sea necesario calcular un “valor total” absoluto de los ecosistemas, ni que haya que llegar a él, simplemente hay que tener presente que cuando hablamos del VET nos referimos a una agregación de distintas formas de valoración, que nos permite calcular en forma aproximada un valor económico “capturable” del ambiente.

Así entendido, el valor económico total del bosque puede ser representado con la siguiente expresión algebraica, que se obtiene mediante la sumatoria del valor económico de cada componente del bosque:

donde:
$$V_T = \sum_{i=1}^k V_i$$

V_T : Valor económico total (VET) de la biodiversidad

V_i : Valor económico de cada componente compatible de la biodiversidad

La bondad de la aproximación del VT depende de la disponibilidad de información tanto de los volúmenes comerciados como de los precios establecidos. Cuanto mejor y más amplia sea la información, la estimación de los valores económicos derivados de la biodiversidad será más representativa.

Al realizar estos cálculos, el tipo de activo⁵ es importante porque, en términos de valor, no es lo mismo la valoración de un activo natural no producido, como un bosque nativo, que el valor de un activo natural producido, como una plantación forestal. En el primero, es poco probable poder utilizar precios de mercado para cuantificar los valores de sus bienes y servicios, mientras que en el segundo los costos incurridos para establecer el valor del activo se pueden calcular a precios de mercado, o se pueden utilizar los conceptos de costo de oportunidad (de destinar el uso de la tierra a una plantación forestal, en vez de dejarlo para otros usos) y de valor actual neto para estimar el valor de sus bienes y servicios (Barrantes y González, 2000).

⁴Valor es un concepto plural: es posible hablar de recursos biológicos que poseen valores intrínsecos independientes de los criterios humanos, valores ecológicos, valores culturales y espirituales, valores evolutivos, etc. Los valores económicos no niegan o rechazan otras “dimensiones del valor”, pero cumplen un rol especial en la generación de políticas dirigidas a la conservación de la biodiversidad. El valor económico es antropocéntrico y se deriva de los deseos y preferencias del ser humano. Es importante entender que estos deseos y preferencias pueden responder a diferentes motivaciones, que pueden ir desde el puro interés personal hasta la preocupación por las generaciones futuras, o el bienestar ambiental. Mientras varios conceptos de valor pueden ser presentados, todos mantienen consistencias con el valor económico y pueden ser calculados a través de la “afectación a los individuos” o una “disponibilidad a pagar” para conservar la diversidad biológica o para aceptar un determinado cambio ambiental (Pearce y Moran, 2000).

⁵El concepto de capital se ha ampliado para reconocer que los recursos naturales son un capital social que interviene de manera decisiva en el concepto de desarrollo. Tal como se señala en Azqueta y Ferreiro (1994), cualquier recurso natural (renovable o no renovable) es ante todo un activo para la sociedad y su valor depende de la forma en que pueda ser utilizado para la producción de bienes y servicios, y de la importancia que tengan esos bienes y servicios en la provisión de bienestar. Por esto, frecuentemente se habla de los términos capital artificial (hecho por el hombre) y capital natural. Más aún, surge el concepto de capital humano para expresar la riqueza de un país en función del conocimiento, aspecto clave en la formulación de estrategias de desarrollo de largo plazo.

En este sentido, cuando un bosque natural y una plantación forestal se valoran en términos de la producción anual de flujos, como servicios a la sociedad, deben también considerarse las características y valores de los ecosistemas de donde provienen dichos flujos. En el caso de plantaciones forestales, para valorar los flujos hídricos o los de la fijación de gases debe considerarse el valor de mercado asociado con los costos de establecer y proteger la plantación, más el valor de la tierra (valoración financiera). En cambio, cuando esos servicios provienen de bosques nativos –no producidos por el ser humano–, dichos flujos deben responder a una valoración de tipo económica, en la que se puedan utilizar medidas de valoración contingente⁶, como es la disponibilidad a pagar (DAP, o WTP, por sus siglas en inglés), con el que se puede determinar la forma en que la sociedad percibe el valor de los servicios cuando éstos son producidos por bosques con las características mencionadas (Barrantes y González, 2000).

Sólo algunos de los beneficios listados arriba son transados en los mercados y tienen precios observables. En general, los valores de uso directo son los que mayores probabilidades tienen de contar con precios reflejados en el mercado. Los valores de uso indirecto podrían verse reflejados en los precios de ciertos productos y servicios que dependen del beneficio ambiental en cuestión, mientras que los valores de no-uso son difícilmente reflejados en precios de mercado o decisiones de política. Pero, claro está, el hecho de que no tengan precio de mercado no significa que no tengan valor.

Los mercados asignarán eficientemente los recursos si los precios reflejan tanto el costo marginal total de la producción como el beneficio marginal total del consumo, incluyendo todos los componentes del valor económico total. Si los precios no reflejan todos los costos y beneficios, entonces la famosa “mano invisible” del mercado no funcionará y los recursos serán usados en forma ineficiente, resultando en una pérdida de bienestar social (Baumol y Oates, 1988).

3. Bienes y servicios ambientales del bosque

3.1. Influencia del ámbito geográfico en la valoración de los bosques⁷

Un tema bastante debatido en la actualidad sobre valoración económica es el del ámbito geográfico en el que se internalizan los beneficios y los costos asociados al recurso que se está analizando. En este sentido, se distingue entre beneficios locales, nacionales y globales que pueden estar asociados a los bosques.

Beneficios en el nivel local: son los beneficios derivados del uso de los bienes o servicios del bosque y que generalmente son obtenidos directamente por el propietario, administrador u otros usuarios del bosque. Por ejemplo: los frutos y productos no maderables recolectados para la venta o el autoconsumo, leña usada o vendida, la madera cosechada, los ingresos al propietario por acuerdos de explotación con terceras partes (contratistas o arrendatarios), las experiencias recreativas de los individuos que visitan un sitio, etc.

Beneficios en el nivel nacional (o provincial): son aquellos beneficios derivados del uso de los bienes o servicios del bosque y que son capturados fuera del nivel local del bosque. Por ejemplo, los beneficios derivados de la protección de cuencas o de la protección de los hábitats de vida silvestre, y algunos beneficios derivados de la protección de la diversidad biológica.

Beneficios en el nivel global: son principalmente los beneficios derivados de la existencia del bosque y que son recibidos por individuos que habitan fuera de la frontera de la nación en que se generan dichos beneficios. Un ejemplo son las funciones de captación o de sumidero del carbono.

⁶Método de valoración contingente (MVC): constituye un tipo de valoración directa de no-mercado, basado en la información que proporcionan las propias personas cuando se les pregunta sobre la valoración de un objeto de análisis (Azqueta, 1994).

⁷Obtenido de Jäger et al., 2001.

Queda claro que la distinción de los beneficios según los ámbitos geográficos depende de quién captura los beneficios o de los valores resultantes de las acciones de la gestión local y nacional del bosque. Por ello, las funciones del bosque primario, en tanto afectan el bienestar (actual y futuro) de la población, tienen un valor tanto real como potencial que podría ser expresado en términos monetarios, utilizando para ese fin las herramientas convencionales proporcionadas por la economía ambiental.

3.2. De los “stocks” y funciones, a los bienes y servicios

La dinámica de los ecosistemas forestales supone la existencia de una serie de interacciones básicas entre especies de fauna y flora (maderable y no maderable), que se relacionan entre sí en un ambiente físico abiótico. Estos componentes estructurales (“stocks”) de los ecosistemas (especies y materia/espacio abiótico), en interacción con la energía solar, dan origen a una serie de funciones ambientales (ciclos hidrológicos y de nutrientes, flujos de energía, regulación climática); la distribución interactiva y los cambios de este conjunto de componentes estructurales y funcionales a lo largo del tiempo es denominada diversidad (dimensión organizativa de un ecosistema, que incluye la diversidad entre las especies, dentro de cada especie y de los ecosistemas).

Cuando los componentes estructurales de los ecosistemas son apropiados con fines de uso se convierten en bienes; a su vez, las funciones ambientales que producen flujos a lo largo del tiempo (flujos hidrológicos, retención de sedimentos, ciclo de nutrientes en el suelo, etc.) proporcionan servicios ambientales y económicos (Aylward y Barbier, 1992; cf. Barbier, 1992; Barrantes y Castro, 1999b; cf. Izko, 2002).

Entre los servicios que brindan los bosques, relacionados con sus correspondientes funciones, se pueden mencionar los señalados en el siguiente cuadro:

Cuadro I.3. Funciones ecosistémicas y servicios ambientales del bosque

Servicios Ambientales	Funciones	Ejemplos
1. Regulación de gases.	Regulación de composición química atmosférica.	Balance CO ₂ /O ₂ , SO _x , etc.
2. Regulación de clima.	Regulación de la temperatura global, precipitación y otros procesos climáticos locales y globales.	Regulación de gases de efecto invernadero.
3. Regulación de disturbios.	Capacidad del ecosistema de dar respuesta y adaptarse a fluctuaciones ambientales.	Protección de tormentas, inundaciones, sequías, respuesta del hábitat a cambios ambientales, etc.
4. Regulación hídrica.	Regulación de los flujos hidrológicos.	Provisión de agua (riego, agroindustria, transporte acuático).
5. Oferta de agua.	Almacenamiento y retención de agua.	Provisión de agua mediante cuencas, reservorios y acuíferos.
6. Retención de sedimentos y control de erosión.	Detención del suelo dentro del ecosistema.	Prevención de la pérdida de suelo por viento, etc., almacenamiento de agua en lagos y humedales.
7. Formación de suelos.	Proceso de formación de suelos.	Meteorización de rocas y acumulación de materia orgánica.
8. Reciclado de nutrientes.	Almacenamiento, reciclado interno, procesamiento y adquisición de nutrientes.	Fijación de nitrógeno, fósforo, potasio, etc.
9. Tratamiento de residuos.	Recuperación de nutrientes móviles, remoción y descomposición de excesos de nutrientes y compuestos.	Tratamiento de residuos, control de contaminación y desintoxicación.
10. Polinización.	Movimiento de gametos florales.	Provisión de polinizadores para reproducción de poblaciones de plantas.
11. Control biológico.	Regulación trófica dinámica de poblaciones.	Efecto depredador para el control de especies, reducción de herbívoros por otros depredadores.
12. Refugio de especies.	Hábitat para poblaciones residentes y migratorias.	Semilleros, hábitat de especies migratorias, locales.
13. Recreación.	Proveer oportunidades para actividades recreacionales.	Ecoturismo, pesca deportiva, etc.
14. Cultural.	Proveer oportunidades para usos no comerciales.	Estética, artística, educacional, espiritual, valores científicos del ecosistema.

Fuente: Barrantes y González (2000), adaptado de Costanza et al., 1998.

- Productos maderables (madera, leña, postes, etc.)
- Productos no maderables:
 - Mimbre
 - Plantas ornamentales
 - Plantas y frutas comestibles
 - Bejucos y troncos
 - Materiales biológicos
- Manglares
- Pesca (mariscos)
- Animales - cacería
- Semillas forestales
- Otros

A continuación se analizarán los distintos bienes y funciones del bosque por separado.

3.2.1. Bienes forestales

A diferencia de la mayoría de los servicios ambientales, los bienes que se analizan a continuación tienen la característica fundamental de que son tangibles y susceptibles de ser cuantificados y comercializados. Por tanto, es posible obtener un precio de mercado para la mayoría de ellos, lo que permite una estimación precisa de los ingresos generados por el aprovechamiento de los mismos.

El agua como insumo de la producción

El agua es un bien que consumen las distintas actividades económicas para su respectivo proceso productivo. Estas actividades tienen un consumo (m³/año) determinado, por el cual se debería pagar un precio específico. Como el agua es un bien que puede ser utilizado en distintas actividades y el comprador del bien puede aplicarlo en lo que más le interesa, en términos generales, como lo señalan Barrantes y Castro (1999a), los ingresos por el aprovechamiento del agua como insumo se pueden estimar por medio de la ecuación:

$$Y_a = \sum_{i=1}^n P_a Q_i^a$$

Y_a : Ingresos por el aprovechamiento del agua como insumo (\$/año)

P_a : Precio del agua como insumo de la producción (\$/m³)

Q_i^a : Demanda de agua en el sector i (m³/año)

Madera

Considerar al bosque sólo por la madera que ofrece representa una subutilización y una subvaloración del mismo. Existe una amplia variedad de flujos de bienes y servicios que benefician a la sociedad y le agregan valor al bosque. Tal es el caso de la belleza escénica para la industria ecoturística; el recurso hídrico, del cual se benefician todos los sectores de la economía y el sector doméstico en general; la regulación de gases de efecto invernadero, que beneficia a la comunidad nacional e internacional; la conservación de suelos, que mantiene su productividad y reduce riesgos; la disponibilidad de material genético (germoplasma) para la investigación científica; la provisión de productos alimenticios y medicinales, entre otros. (Barrantes, 2001)

Si bien un alto porcentaje de los propietarios está al tanto de los beneficios ambientales que el bosque provee en forma adicional a la madera que se vende en el mercado, y que algunas agencias públicas y privadas hacen esfuerzos para identificar los beneficios no-maderables, usualmente estos esfuerzos son muy limitados en escala y con frecuencia contrarios a la voluntad de ciertos grupos económicos. La razón principal para la debilidad de dichos esfuerzos es que los propietarios de los recursos en la mayoría de los países reciben muy poca o ninguna ventaja económica por proveer beneficios ambientales a la sociedad. Tanto en el sector privado como en el público, los dueños de bosques tienden a enfocarse en los costos directos y en los beneficios tangibles de sus actividades. Por lo tanto, los dueños de bosques producen madera porque pueden venderla, mientras que los agricultores convierten los bosques porque pueden cultivar la tierra para obtener beneficios o para asegurar su subsistencia (Bishop, 1999).

Si los beneficios no-maderables del bosque no son cuantificables, los propietarios no tendrán ninguna motivación para proveerlos a no ser que sean obligados a hacerlo. De forma similar, las agencias forestales oficiales subestimarán la importancia de los mismos, ya que a menudo no presentan posibilidades de generar beneficios económicos, empleos o impuestos comparables a los de las actividades agrícolas y forestales tradicionales, que crecen en forma sostenida y paralela al desarrollo económico (FAO, 1997), (Sedjo y Lyon, 1990).

Además de tener presente que la madera ocasiona una competencia entre usos alternativos del suelo y la preservación del bosque al presentar una rentabilidad inmediata, es importante diferenciar si la explotación es industrial o a pequeña escala⁸, ya que esta diferenciación provee información sobre aspectos distributivos, y hace posible identificar el carácter sostenible o no sostenible de la explotación en cada caso⁹(Ricker y Daly, 1998).

Productos no maderables

Tradicionalmente, no se ha prestado mayor atención a los productos no maderables del bosque, en parte por los motivos señalados en la sección anterior, a pesar de que existen varios estudios que sostienen que su valor podría superar en el largo plazo al de la madera. De todas formas, no se ha llegado a un consenso de que el uso sostenible de los no maderables pueda cubrir el costo de oportunidad de la actividad maderera. De hecho, resultados como los de Peters et al. (1989) no son unánimes, pues otros estudios contradicen sus conclusiones¹⁰.

⁸Ver Southgate (1992). Presenta un análisis de costo beneficio económico de tres alternativas de uso de la tierra (agricultura, agroforestería y manejo forestal solamente) en Ecuador. Las estimaciones del valor presente neto de los tres usos son expresadas en "equivalentes anuales", como una tendencia de ingreso anual constante. La conclusión es que el manejo forestal es competitivo frente a los usos anteriores del suelo. Sin embargo, en un libro posterior, el propio Southgate (1998) concluye que es difícil evitar la deforestación solamente mediante la valoración de los ecosistemas forestales (ver Capítulo III).

⁹Esto se puede lograr a partir del cálculo de la tasa máxima de rendimiento sostenible.

¹⁰Se pueden analizar estudios como el de Pinedo-Vasquez et al. (1992), donde los beneficios de la extracción de productos no maderables (frutas y látex) son comparados con la tala comercial no sostenible y la agricultura de subsistencia, para una zona cercana a la estudiada por Peters et al. (1989). Los resultados presentados en este estudio muestran que el retorno de la extracción por una sola vez de madera comercializable y la conversión a agricultura de subsistencia exceden los retornos de la extracción de frutos y de látex sobre el mismo período de tiempo, contradiciendo los resultados reportados por Peters (ver más adelante).

Si bien la demanda por actividades de recreación en los bosques tiende a incrementarse en los países en desarrollo, debido al proceso de urbanización e incremento de los ingresos que están sufriendo, la demanda de ciertos productos no maderables es muy posible que disminuya. Por ejemplo, el incremento del ingreso en las áreas rurales puede llevar a un decrecimiento en la demanda de productos no maderables utilizados para subsistencia. De ahí que el efecto real de los no maderables imputable al desarrollo es incierto (Woon y Poh, 1998).

Otro tema para analizar cuando comparamos entre no-maderables y productos maderables es el hecho de que cuando se habla de utilización y explotación de no maderables, generalmente se están empleando cifras “potenciales”, mientras que la madera presenta precios de mercado vigentes. Además, muchos de los productos no maderables son básicamente de autoconsumo o utilizados para trueque y pocos llegan a mercados locales o a canales de distribución más complejos y extensos.

De todas formas, estas limitaciones actuales no afectan el hecho de que el bosque presenta un gran potencial. Además de los productos no maderables “más tradicionales”, tales como resinas, frutas, tubérculos, fibras, lianas, aceites, etcétera, el bosque constituye un laboratorio fundamental, tanto desde el punto de vista de la investigación en diversas ciencias de la naturaleza, como del desarrollo de distintos servicios educativos en el campo de las ciencias naturales y en el de las ciencias sociales.

Algunas plantas silvestres son utilizadas como productos medicinales para el tratamiento de enfermedades. Normalmente es posible cuantificar el volumen utilizado en kilogramos y para estos productos existe un precio en el mercado que el consumidor está dispuesto a pagar, o que se puede estimar sobre la base de los precios de sus bienes sustitutos. Por lo tanto, es factible estimar los ingresos derivados de plantas medicinales de origen silvestre¹¹.

El mismo potencial que presentan las plantas medicinales se puede extender a la explotación/extracción de plantas ornamentales de su hábitat natural, que se ha visto complementado con los esfuerzos de producción de plantas ornamentales exóticas en cautiverio¹².

Existen otras especies “ornamentales” que pueden ser manejadas comercialmente (siempre que se respeten los requisitos de sostenibilidad necesarios) y que están relacionadas con la fauna, tales como ranas o peces ornamentales, mariposas, tortugas y caimanes, entre otros.

Otros productos considerados entre los no maderables del bosque son las artesanías, aunque la contabilidad de la artesanía comercial involucra una serie de dificultades propias de esa actividad. Normalmente, su comercialización es por precios, por lo que no hay una unidad de medida establecida y única. Esto obliga a contabilizar el número de piezas que se demandan en el mercado y a conocer el precio de cada pieza. Si para algunos productos es factible contar con una unidad de medida diferente a la de la pieza, como sucede en términos de volumen, la estimación requiere conocer el precio por unidad de volumen demandado.

¹¹Para un análisis del valor de la biodiversidad como proveedora de principios activos para la industria farmacéutica, se puede revisar el trabajo de Simpson et al. (1999).

¹²Un efecto importante de la producción en cautiverio es que ayuda a disminuir la presión por la extracción de plantas silvestres, aunque su producción puede traer otro tipo de problemas ambientales.

3.2.2. Servicios económico-ambientales del bosque

Los usos económicos de la biodiversidad van más allá de la venta y reproducción de especies cuando su explotación es de tipo sostenible. Muchos de los servicios ambientales todavía no tienen valor de mercado, y podría pasar algún tiempo para que se desarrollen mecanismos de precios para los mismos. Azqueta (2000) señala que estos servicios se derivan indirectamente de las funciones que cumple el bosque por su sola existencia con respecto a la capacidad de resiliencia, diversidad y equilibrio del ecosistema global, y a la protección de otro tipo de elementos, y las que pueden ser listadas de la siguiente forma:

Prevención de la erosión y protección de cuencas

La prevención de la erosión que la presencia del bosque supone, así como la protección de las cuencas fluviales existentes en el territorio, representan una serie de beneficios indirectos que tienen un innegable valor económico, entre los que cabría señalar:

- a) La prolongación de la vida útil de infraestructuras viales, residenciales, industriales, etc.
- b) El mantenimiento de la productividad del suelo agrícola, y la defensa de los cultivos existentes ante el viento y la erosión; el mantenimiento, asimismo, de la productividad de las explotaciones piscícolas.
- c) El suministro de agua de una determinada calidad, tanto para consumo humano como susceptible de otro tipo de aprovechamientos, a la población local.

Control de inundaciones y deslaves

La función de regular los flujos hidrológicos se considera como un servicio ambiental de los bosques. Uno de los grandes problemas económicos que enfrentan varios países es la degradación de infraestructura física a causa de los picos de agua que bajan torrencialmente en zonas de laderas, provocando inundaciones en los valles. La inundación se genera porque la presencia de cabezas de agua supera la capacidad de los cauces naturales para drenar el agua hacia los océanos. Estos picos de agua se dan en parte, precisamente, como resultado de la deforestación y la eliminación de la biodiversidad asociada con la retención de agua proveniente de las lluvias, la cual bajo cobertura boscosa es retenida y drenada lentamente a las partes más bajas de la cuenca. En este sentido, la presencia de bosques en cuencas adyacentes a poblados provee un servicio ambiental cuya desaparición podría compararse con el valor de los costos destructivos en la infraestructura física y social provocada por este tipo de desastre natural (Burneo y Albán, 2001).

Preservación de la biodiversidad

La biodiversidad cumple una gran variedad de funciones en el ecosistema y puede, a la vez, producir innumerables beneficios por su riqueza como fuente de materia prima e ingredientes para la producción química, industrial y de medicamentos. Si bien presenta importantes complicaciones en el momento de calcular sus beneficios en términos económicos, atrae fuertes inversiones de empresas farmacéuticas, entre otras iniciativas (Azqueta, 2000).

Regulación del clima

El bosque juega un importante papel en la regulación del clima en el ámbito local. Aunque no es del todo comprendido, ese papel se refleja en una serie de aspectos que tienen una indudable traducción económica, como la productividad de la agricultura en función de la provisión de humedad y agua de lluvia (Azqueta, 2000).

Producción de oxígeno y secuestro de carbono

Un servicio ambiental de gran relevancia en el orden global que brinda la vegetación del bosque consiste en producir oxígeno mediante el proceso de fotosíntesis, por medio del cual el dióxido de carbono (CO₂) que absorben las plantas verdes es fijado como biomasa orgánica. De tal forma, la concentración excesiva de dióxido de carbono se reduce y, por lo tanto, disminuye el efecto invernadero, cuyas consecuencias económicas y humanas pueden ser incalculables. A pesar de que este servicio beneficia a la comunidad local, nacional e internacional, su pago es generalmente más aceptado por países industrializados –con la importante excepción del mayor contaminante en el mundo, esto es los Estados Unidos de Norteamérica–, pues son los que más contribuyen a aumentar el riesgo del efecto invernadero y son, en general, los signatarios del Protocolo de Kioto. El bosque fija el carbono en su biomasa y en el suelo, evacua grandes porcentajes de carbono en las aguas de escorrentía y vuelve más lenta la oxidación biológica del carbono que se encuentra dentro y sobre la superficie del suelo (Burneo y Albán, 2001).

En el Protocolo de Kioto se prevén tres mecanismos de implementación cooperativa que los países industrializados signatarios pueden usar para complementar sus acciones domésticas relacionadas con los compromisos adquiridos para reducción de la emisión de gases que causan el efecto invernadero (GEI):

- Implementación Conjunta (Joint Implementation). Es un enfoque basado en proyectos que faculta a países industrializados a financiar programas de reducción de GEI en otros países del Anexo I, para recibir a cambio Unidades de Reducción de Emisiones (Emissions Reduction Units, ERU) respaldadas por las emisiones no realizadas por el otro país. (artículo 6).
- Mecanismo de Desarrollo Limpio (Clean Development Mechanism, CDM). Permite a países desarrollados acumular Certificados de Reducción de Emisiones (Certify Emmission Reduction Units, CERs) en retorno al financiamiento de proyectos que incluyan actividades de reducción de carbono en países en vías de desarrollo y que coadyuven al desarrollo sostenible de dichas naciones (artículo 12).
- Negociación de Emisiones Internacionales (International Emission Trading, IET). Faculta a los países industrializados signatarios del Protocolo de Kioto a negociar la reducción de emisiones de GEI para complementar los compromisos adquiridos, por lo que los países que reduzcan sus emisiones más allá de la cuota acordada en el Protocolo podrán vender a los países que han emitido en exceso de la cuota (artículo 17), (Totten, 1999).

Barrantes (2001) señala que existen algunos requerimientos básicos para realizar la estimación de los ingresos por el servicio de regulación de gases de efecto invernadero. Por un lado, se debe conocer el volumen (ton/ha/año) que pueden secuestrar los distintos tipos de bosques en el país, y por el otro, conocer el precio (\$/ton) que se puede cobrar por el servicio de secuestro de gases (ver Baldoceca, 2001; Barzev, 2001 y Portilla, 2001). Al establecerlo se necesita saber el total de hectáreas que se someterán a la prestación del servicio de secuestro de gases. Estableciendo una relación entre los componentes anteriores, la estimación de los ingresos por la regulación de los gases de efecto invernadero se obtiene aplicando la siguiente ecuación:

$$Y_c = \sum_{i=1}^n P_c Q_{ic} N_i^c$$

donde:

- Y_c : Ingresos por la fijación de carbono (\$/año)
 P_c : Precio (\$/tn) del carbono fijado
 Q_{ic} : Cantidad de carbono fijado (tn/ha/año)
 N_i^c : Número de hectáreas reconocidas para fijación de carbono
 i : Tipo de bosque considerado para el servicio de fijación de gases de efecto invernadero.

La importancia que tiene este tema para la generación de divisas es todavía incierta para nuestros países. Probablemente sea así hasta que se aclaren en forma definitiva los aspectos relacionados con la ratificación y cumplimiento de los convenios internacionales, así como la posibilidad y el grado de participación en los mismos que tendrán los países no pertenecientes al Anexo I. De todas formas, este servicio es uno de los que más opciones presenta en la actualidad para desarrollar un mercado formal en el orden internacional.

Calidad del agua

La capacidad de los bosques de retener agua se puede medir en parte por la cantidad de metros cúbicos que fluyen por los cauces superficiales de los ríos y quebradas a finales de la época seca. Además, en términos cualitativos, se podrían adicionar los beneficios de la presencia de bosques en términos de calidad de agua. No obstante, la permanencia de la oferta de agua no tendría utilidad para el hombre si económicamente no existiesen usuarios para ella. Estudios de este recurso se pueden encontrar en Hardner (1999), Barrantes (2000), Barzev (2001), entre otros.

Dentro del complejo ecosistema del bosque natural, el recurso agua constituye un factor muy importante que viene a convertirse en el motor que permite todas las relaciones del medio. Este recurso puede verse afectado tanto en su calidad como en su cantidad. De cualquier modo, un deterioro de este recurso acarrea consecuencias muy graves que pueden tener una connotación local o nacional reflejada en problemas de erosión, sedimentación, escorrentías, inundaciones, o sequías, que se reflejan en la alteración del clima local (Barrantes, 2001).

Belleza escénica

La belleza escénica ofrece servicios de disfrute y distracción a nacionales y extranjeros. En tal sentido, los diversos ecosistemas individuales y su conjunto constituyen un atractivo para el turismo recreativo y científico (Barrantes y Castro, 1999).

El ecosistema forestal, en especial el tropical, se ha convertido en los últimos años en uno de los centros de atracción con mayor potencial para la actividad turística, sobre la base de las características que presenta la demanda de sus servicios. Este fenómeno bien puede convertirse en la base del desarrollo de una industria limpia basada en el turismo de naturaleza con indudables efectos multiplicadores sobre la economía de la zona en la que está ubicada y del país en el que se desarrolle (Barrantes, 2001). Ejemplos latinoamericanos en los que se muestra la importancia de este servicio pueden encontrarse en Tobías y Mendelsohn (1991), Galvin (2000), Díez Galindo (2001) y Portilla (2001), entre otros.

El servicio ambiental de belleza escénica no es cuantificable, por lo tanto, no es posible monitorear un volumen o cantidad específica del servicio. Ante la imposibilidad de ofrecer o mercadear una cantidad física de este servicio, para estimar los ingresos potenciales de un bosque relativos al atractivo escénico, se puede utilizar como aproximación lo que cada turista está o estará dispuesto a pagar (ver Barzev, 2001; Díez Galindo, 2001; Galvin, 2000; Tobias y Mendelsohn, 1991).

Bioprospección y regalías biológicas

La investigación en biodiversidad se debe al interés biológico que tienen los ecosistemas naturales. El conocimiento generado con la investigación es un insumo importante en el desarrollo científico. También es de gran utilidad para coadyuvar al desarrollo nacional con la incorporación de nuevos bienes que promuevan el crecimiento económico. El caso más evidente es el de la bioprospección con la intención de encontrar nuevos productos medicinales para la industria farmacéutica.

El servicio de la investigación no es claramente cuantificable ni hay un precio determinado para el mismo. Para estimar los aportes económicos de la biodiversidad por su permanencia para el desarrollo científico se pueden considerar los distintos proyectos de investigación en biodiversidad que se desarrollan. Los fondos financieros que apoyan estos proyectos, que por lo general son fondos externos, se consideran como los ingresos de la biodiversidad por el servicio de investigación (Barrantes, 2001). Un caso bastante conocido en la literatura es el convenio entre la Merck & Co Ltd. y el Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica (InBio), firmado en 1991, donde InBio acordó proveer a la Merck de extractos de plantas, microorganismos e insectos de las áreas protegidas de Costa Rica (ver Sección III). Merck procesaría los extractos y pagó el 90% de los USD 1,1 millón requerido para establecer el programa de muestras. Además InBio obtendrá regalías de cualquier producto que llegue al mercado, de las cuales el 50% irá al Fondo para Parques Nacionales.

Vías de comunicación e infraestructura

Este tema está asociado con el servicio que el ecosistema forestal puede entregar a las personas sobre la base del alargamiento de la vida útil de los embalses y represas, o sobre la presencia de una gran cantidad de cursos de agua que constituyen la principal vía de desplazamiento de ciertas poblaciones y mercancías.

Aunque en este caso la frontera entre el desarrollo sostenible y la utilización de las posibilidades del bosque es crítica y difícil de trazar, no puede perderse de vista que el ecosistema forestal también es compatible, hasta cierto punto, con la presencia de cultivos agrícolas, explotaciones ganaderas, establecimientos industriales (transformación de la madera), vivienda (tanto de poblaciones indígenas como de colonos), e infraestructuras de distinto tipo de transporte, energética, etc. (Azqueta, 2000).

4. Técnicas para la valoración ambiental de los bosques

Azqueta (1994) señala que los valores que adquiere el bosque para los distintos agentes, de acuerdo con las funciones que cumple directa o indirectamente para ellos, se traducen operativamente en rentabilidad, ya sea financiera, económica o social. Por lo tanto, hay aspectos adicionales que se deben considerar respecto de los potenciales usos del bosque en el momento de hacer el análisis. El estudio de estas manifestaciones de rentabilidad permite, asimismo, detectar las posibles fuentes de conflicto potencial entre los distintos agentes y grupos afectados por esta eventual ordenación.

Las externalidades, o la imposibilidad de internalizar todos los costos y beneficios derivados de una actividad económica, introducen diferencias entre los costos y beneficios privados comparados con los costos y beneficios sociales, sean éstos generados en el sitio o fuera del sitio de análisis.

Para obtener estimaciones de la importancia económica de la biodiversidad de los bosques existen diversos métodos y técnicas de valoración generalmente clasificados según el concepto de valor adoptado.

4.1. Análisis costo-beneficio¹³

El proceso incluye:

1. Evaluar el valor monetario de la conservación de la biodiversidad.
2. Valorar los costos de las políticas de conservación.
3. Comparar los costos y los beneficios de dichos instrumentos e intervenciones de política para poder ordenarlos de acuerdo con la relación beneficio/costo (B/C).
4. Todas las políticas cuyas relaciones B/C sean mayores que uno podrían ser consideradas como viables para su aplicación.
5. La política que tenga la relación más alta será instrumentada primero, seguida por la que obtuvo el segundo lugar en puntuación, y así sucesivamente hasta que el presupuesto para conservación se agote.

El valor monetario de la conservación de la biodiversidad puede incluir varios de los valores de uso y no-uso señalados anteriormente. Incluidos entre los primeros estarán todos los valores directamente relacionados con el uso, tales como información genética para farmacéuticas y diversidad de semillas, así como los valores indirectos de los ecosistemas como proveedores de servicios, además del rol de la biodiversidad que posibilita la resiliencia y absorción por parte de los ecosistemas frente a residuos generados por el hombre. Deberán estar incluidos entre los valores de no-uso la disponibilidad a pagar de los individuos por los recursos biológicos y la biodiversidad en forma independiente de los usos actuales de esos recursos.

El enfoque de costo-beneficio asume que una parte significativa de las funciones y servicios provistos por la biodiversidad puede ser medida en términos económicos. Para que esto sea así, es necesario que los individuos tengan preferencias identificables a favor (o en contra) de las diferentes funciones y servicios de la biodiversidad, y que una o más de las metodologías analizadas más adelante puedan ser aplicables.

Randall (1991) puntualiza algunas de las críticas hechas al enfoque de costo-beneficio:

- a) El análisis de costo-beneficio se basa en un enfoque de valor de tipo instrumental, a pesar de que el “verdadero valor” es intrínseco. Los valores instrumentales son de tipo variable debido a que las preferencias humanas pueden cambiar e inclusive ocasionar pérdidas en la diversidad, pese a que el valor intrínseco es constante a través del tiempo.
- b) Adelantos en la tecnología pueden posibilitar nuevas maneras de mirar a la biodiversidad (la biotecnología sería un ejemplo de esto). Este hecho podría reducir la percepción de que la biodiversidad es única e insustituible y por lo tanto poner mayor presión sobre ella (Ehrenfeld, 1988). Una visión no instrumental le conferirá valor en forma independiente del estado de la tecnología.

¹³Sección obtenida de Pearce y Moran (2000).

c) El costo-beneficio es un enfoque incremental: evalúa cambios discretos o pequeños en el stock de biodiversidad, aun cuando el total de stock es extremadamente alto. El enfoque costo-beneficio puede ser consistente al juzgar cada pequeña pérdida de biodiversidad como justificada, pero cada pequeño cambio por su lado contribuye a aumentar el riesgo de una pérdida total del stock (Norton, 1988).

d) El costo-beneficio incorpora la noción del economista de que el valor es relativo (el valor de algo es siempre relativo a algo más). Los críticos discuten que la biodiversidad tiene un valor absoluto en sí misma. Este valor no puede, ni debe, ser medido o comparado en términos relativos con otras cosas.

Por su parte, Pearce y Moran (2000) comentan estas críticas de la siguiente forma:

La crítica a) refleja las diferencias filosóficas existentes sobre el concepto de valor. Aun cuando los valores no-instrumentales se consideren como constantes a través del tiempo, hay que tener en cuenta que los puntos de vista no-instrumentales son difíciles de ser traducidos o plasmados en políticas prácticas en un contexto de protección de la biodiversidad frente a sus amenazas, y de enfrentar el costo de oportunidad de los recursos destinados a conservar la biodiversidad. Por otro lado, no hay seguridad alguna de que los mismos conceptos del valor intrínseco no puedan cambiar con el tiempo.

La crítica b) tiene algún fundamento, pero hay ciertos puntos de vista que sugieren que los cambios tecnológicos podrían beneficiar a la biodiversidad en lugar de perjudicarla. En particular, la modificación genética de cosechas reduce las posibilidades de fallas en producción y también determina incrementos en la misma. En un contexto de creciente demanda mundial de alimentos, el incremento en la producción puede relajar en algo la demanda futura de tierra para agricultura. Ya que la conversión del uso de la tierra es una de las causas principales para la pérdida de biodiversidad, el efecto podría ser positivo para conservarla. Entonces, el efecto neto de la tecnología sobre la biodiversidad depende del balance que se logre entre los beneficios y los daños ambientales.

El punto de vista de que los enfoques incrementales al valor podrían llevar a una pérdida total, del stock también tiene cierta validez. Pero los autores replican estos argumentos diciendo que como el stock gradualmente se reduce, la teoría de valoración económica determina que el valor de cada elemento restante se incrementará pudiendo disminuir su afectación, ya que una escasez creciente confiere un valor creciente. Esto sería cierto siempre que de alguna manera los mercados en biodiversidad comiencen a funcionar en forma adecuada. Por su parte, la ausencia de mercados y la posibilidad de que existan ciertos tomadores de decisión que actúen irracionalmente dejan vigente la posibilidad de la pérdida total. Adicionalmente, los ecólogos que puntualizan la existencia de discontinuidades potenciales en los sistemas ecológicos, argumentan que pequeños cambios pueden tener grandes consecuencias, siempre que estos cambios ocurran en una región en donde el ecosistema mantenga un equilibrio inestable. La crítica final refleja otra característica de algunos de los enfoques no-instrumentales sobre la biodiversidad, ya que si la biodiversidad es “la base de la vida”, por tanto la idea misma de que ésta puede ser intercambiada por otras cosas propone en sí un error lógico. Por lo tanto, la conservación de la biodiversidad se transforma en un imperativo categórico y en una regla moral superior. De todas formas, Randall (1991) anotaba que esa preeminencia no había sido demostrada, en especial en el contexto de un análisis de costo de oportunidad. Claramente, el análisis de costo-beneficio no es un procedimiento irrefutable y que no genera controversias pero tampoco lo son las otras alternativas (Pearce y Moran, 2000).

4.2. Clasificación de los procedimientos de valoración ambiental¹⁴

Métodos basados en valores de mercado

Técnicas en las cuales se utilizan valores de mercado de bienes y servicios:

- Métodos que utilizan directamente precios de mercado
- Cambio en productividad
- Costo de oportunidad

Técnicas en las cuales los gastos actuales o potenciales son utilizados para valorar costos:

- Método de costo-efectividad
- Gastos defensivos o preventivos
- Costos de reubicación
- Costos de reposición

Métodos basados en preferencias reveladas

- Costo de viaje
- Precios hedónicos
- Método de bienes sustitutos

Métodos basados en preferencias declaradas

- Valoración contingente

Otros métodos de valoración

- Transferencia de valor

4.2.1. Técnicas basadas en valores de mercado

Métodos que utilizan directamente precios de mercado

Los métodos de valoración más simples de aplicar son aquellos que se basan en precios de mercado y cantidad y calidad de información relacionada para derivar valores totales. Se orientan en su mayoría a estudios de costo-beneficio (Bishop, 1999). Muchos de los bienes y servicios de los bosques se negocian en mercados organizados, tanto locales como internacionales, incluyendo productos maderables (madera y leña para combustible) y no-maderables (alimentos, medicinas, artesanías, etc.), que son relacionados con cultivos, ganadería, cacería, pesca y recreación.

PRODUCTOS NO MADERABLES: ¿UNA ALTERNATIVA A LA DEFORESTACIÓN?

En el estudio de Peters et al. (1989) se presenta un análisis de usos alternativos de los bosques tropicales húmedos en Mishana, río Nanay en el Perú. Los autores comparan los beneficios financieros de la máxima extracción sostenible de frutas nativas y látex con la conversión del bosque para explotación maderera. Las estimaciones de la producción sostenible de frutas y látex para una hectárea se basan en análisis de campo, entrevistas con recolectores y literatura existente. Usando precios promedios de venta al por menor de frutas del bosque, basados en encuestas mensuales en el mercado de productores de Iquitos y en precios del caucho (que era controlado por el gobierno peruano) obtenidos de la oficina del Banco Agrícola, el valor de la cosecha se calculó multiplicando precios por cantidades. Deduciendo de los ingresos los costos de cosecha y de promoción (usando información de costo de mano de obra y costo de transporte), el beneficio neto de un año de cosecha de frutas y de producción de látex fue estimado en USD 422 por hectárea. Asumiendo que este valor se podría obtener a perpetuidad, con precios constantes y una tasa de descuento del 5%, los autores calcularon el valor presente neto (VPN) de la producción sostenible de frutas y látex del bosque en USD 6.330 por hectárea.

Los autores concluyen que una tala selectiva y periódica combinada con recolección sostenible de frutas y de látex es el más rentable uso de la tierra. Los autores comparan el valor neto actual de tres opciones de uso de la tierra: i) la extracción de frutas y látex solamente, ii) tala de la madera comercializable, y iii) la tala selectiva y periódica combinada con la extracción y recolección sostenible de frutas y látex. En este caso, la opción preferida es la iii). La recolección sostenible de las frutas y el látex cubre alrededor del 90% del valor total de los tres recursos en el bosque natural (excluyendo el valor de las plantas medicinales, lianas y pequeñas palmeras que no fueron estudiadas). El estudio concluye que el uso múltiple del bosque natural genera mayores valores económicos, como lo demuestran en una tabla comparativa. En esta tabla se presentan retornos financieros netos para productos no maderables y otros usos del bosque con un VAN de USD/ha 1989, utilizando una tasa de descuento del 5%. Los valores presentados son: recolección no maderable de frutas y látex: USD 6.330; tala sostenible: USD 490; total por hectárea USD 6.820. Para el caso de la tala rasa total presentan valores de USD 1.001, para la plantación forestal, para pulpa de madera (plantando *Gmelia arborea*) USD 3.184, y para la crianza de ganado USD 2.960 (ingresos brutos por ha de pastizales completos y productivos, sin deducir los gastos de medicinas y cuidados del ganado).

Este estudio es uno de los que más se cita para ejemplos de comparación económica de los usos alternativos de la tierra.

Fuente: Peters, Gentry y Mendelsohn (1989).

¹⁴Existe una literatura abundante sobre este tema; éstos son algunos de los documentos que pueden ser revisados si se desea una profundización teórica: Azqueta (1994; 2000), Dixon et al. (1994), Pearce y Moran (1994; 2000), Barrantes y Castro (1999), Barrantes y González (2000), Bishop (1999), Barzev (2001) y Seroa da Motta (1998).

En general, cuando se usan precios de mercado con el propósito de realizar valoraciones financieras, es importante determinar los precios correctos para los bienes y servicios de cada alternativa de uso del suelo. En algunos casos será necesario ajustar los precios (precios sombra), debido a la existencia de imperfecciones de mercado.

Como se detalla en el recuadro, Peters et al. (1989) hacen una comparación de alternativas de producción sostenibles frente a otras no sostenibles. Se estimaron los valores de mercado asociados al uso comercial de los bosques tropicales (productos no maderables y manejo sostenible de la madera) y los compararon con el retorno financiero que se obtiene en la zona por parte de una industria forestal no sostenible (de hecho, la madera es el bien proveniente del bosque más fácil de valorar, pues existen mercados formales para su comercialización) y la ganadería que en la tierra deforestada podría desarrollarse¹⁵. En general, los autores llegan a la conclusión de que los retornos provenientes del manejo comercial del bosque son mayores a los retornos obtenidos por las plantaciones forestales y proyectos ganaderos.

Otros autores han intentado posteriormente aproximaciones similares. Así, Balick y Mendelsohn (1992) realizaron mediciones en dos áreas de Cayo (Belice): en la primera, el valor presente neto (VPN) de las plantas medicinales fue de USD 726/ha, con un ciclo de cosecha de 30 años; en la segunda, el VPN fue de USD 3.337/ha, con un ciclo de cosecha de 50 años. Si bien se trataba de un valor competitivo comparado con otras formas de uso de la tierra (agricultura y ganadería en las condiciones locales), los VPNs variaban notablemente en función del tipo de bosque (especies, densidades de plantas comerciables, ciclos de cosecha sostenible).

Por su lado, Grimes et al. (1994) realizaron análisis similares en tres áreas de muestreo en Puerto Misahuallí (Napo, Ecuador). Aunque también se trataba de valores competitivos, existían fuertes oscilaciones entre los distintos VPNs en función de la composición del bosque. En el caso de las reservas extractivas de la Amazonía brasileña, concurren condiciones particulares que hacen más viable la extracción, aunque no son extrapolables a otros contextos de uso (Ruiz Murrieta y Pinzón Rueda, 1995; Ruiz Pérez, 1997; ver Capítulo II).

Otros métodos que utilizan valores de mercado de bienes y servicios para valorar impactos

Los métodos que siguen, y que apoyan el análisis costo-beneficio, también se basan en precios de mercado existentes y se los aplica al análisis de cambios en la productividad o del costo de oportunidad de las actividades desarrolladas. Pueden ser utilizados cuando un cambio en la calidad ambiental, o disponibilidad de un recurso, afecta la producción o la productividad de las actividades humanas. La fuente de información principal se basa en el análisis de ciertos parámetros que reflejan conductas o acciones observadas, e información existente tal como precios realmente pagados o gastos realmente efectuados, precios y costos que se encuentran reflejados en mercados existentes de tipo convencional (Dixon et al., 1994).

Para estos métodos se deben hacer ciertos supuestos respecto de los precios. Si se asume que el proyecto en cuestión no afectará mayormente a la oferta total del producto o servicio, se puede optar por un supuesto de “proyecto pequeño”, con lo cual se asumen los precios como constantes¹⁶. En el caso de que el proyecto genere suficiente cantidad de productos o servicios para afectar considerablemente la oferta, el procedimiento es más complicado, pues se debe hacer un ajuste de precios y para esto se deberán estimar las curvas de oferta y demanda de alguna manera (Dixon et al., 1994).

Dentro de los métodos que se pueden relacionar con esta categoría y que podrían ser utilizados en ecosistemas forestales, se pueden mencionar los siguientes: cambio en productividad y costo de oportunidad¹⁷.

¹⁵Se trata, sin duda, del método más utilizado en la región. Para otros ejemplos de la aplicación de estas metodologías para Latinoamérica, se puede revisar, entre otros: Pinedo Vasquez et al. (1992); Schwartzman (1989); Southgate (1992); Uhl et al. (1992); Alcorn (1989); Almeida y Uhl (1995); Anderson y Jardim (1989); Browder et al. (1996); Mattos y Uhl (1994); Bennett et al. (1994).

¹⁶En microeconomía este caso se aproxima al caso de un proyecto que es “tomador de precios” o que se adapta al precio de mercado.

¹⁷Existen otras técnicas, como la de pérdida de ingresos o la de costos ocasionados por enfermedades, que también podrían utilizarse. Se pueden ver en Dixon et al. (1994), Bishop (1999), Pearce y Moran (2000), o Barzev (2001).

Cambio en productividad

A esta metodología se la puede considerar como una extensión directa del análisis tradicional de costo-beneficio. Cuando proyectos de desarrollo afectan la producción y/o productividad en forma positiva o negativa, los cambios generados pueden ser valorados usando precios analizados.

ANÁLISIS DE LOS MANGLARES DE HÉROES Y MARTÍNEZ EN LACOSTA NOR-PACÍFICA DE NICARAGUA

En la tesis para optar por el título de Master, realizada por Windevoxhel (1992), se hace un análisis de los manglares de Héroes y Martínez, en la costa Nor-pacífica de Nicaragua. Se analiza la pérdida de ingresos y productividad resultante de la deforestación del manglar. Fueron utilizadas encuestas para estimar el valor de los usos directos de las artesanías, de la pesca y de la extracción de moluscos, y la consecuente disminución en la disponibilidad de dichos productos, así como en la productividad del manglar y en la merma de los ingresos de las personas que dependen de éste. En este documento se presentan modelos económico-ecológicos para evaluar los valores que se desprenden del manglar bajo diferentes escenarios de explotación.

Estudios similares de la relación entre la conversión del manglar y la productividad de la pesquería tropical marina pueden encontrarse en Barbier y Strand (1998) para el caso de México, y en Gammage (1997) para El Salvador.

Fuente: Windevoxhel (1992), analizado en Emerton (2001).

Este método está basado en la economía del bienestar neoclásica y en la determinación del bienestar social. Los límites del análisis son ampliados de tal manera que se incluyen todos los costos y beneficios de una acción, ya sea que éstos ocurran dentro o fuera de los límites normales del proyecto (Dixon et al., 1994).

Para este método es necesario tomar en cuenta todos los cambios de productividad, tanto en el sitio como fuera de él. Los análisis fuera del sitio incluyen todas las externalidades (positivas y negativas) normalmente ignoradas y que son útiles para dar una visión verdadera de los impactos del proyecto. Un análisis “con y sin” proyecto ayudará definitivamente a clarificar el grado de daño ocasionado o daño evitado como resultado de la instrumentación del proyecto. En la valoración de la alternativa (sin proyecto) debería tenerse en cuenta cualquier disminución (que se prevea) en la productividad de no llevarse a cabo el proyecto (Dixon et al., 1994).

Este método también puede utilizarse para estimar el valor de uso indirecto de las funciones ecológicas del bosque, a través de su contribución a actividades de mercado. Es también conocido como de función de producción, pues algunos estudios estiman el impacto en la producción y puede servir además para estimar pérdidas directas en consumo.

Para el uso del presente método se deben cumplir dos etapas. En la primera se deben determinar los efectos físicos producidos por el cambio en el ambiente. Esto puede ser realizado a través de investigación de campo, experimentación en laboratorio o técnicas estadísticas. La segunda etapa consiste en valorar los cambios resultantes en la producción o consumo, utilizando precios de mercado. De esta forma, el valor monetario de la función ecológica es derivado indirectamente.

El método de la función de producción ha sido utilizado tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo para estimar cambios en la calidad ambiental (por ejemplo: deforestación, erosión del suelo, contaminación del aire y el agua), en la productividad de la agricultura, en el manejo forestal, en la pesca, entre otros. Un requerimiento esencial para este método es contar con información suficiente sobre la relación entre el recurso ambiental y la actividad económica que se sostiene en él. Adicionalmente, se necesita conocimiento de las condiciones de mercado y de las distorsiones del mismo (Bishop, 1999).

El método de productividad o de “función de producción” requiere más investigación para poder establecer una relación entre algunos cambios ambientales (como la deforestación, por ejemplo) y un impacto que pueda ser asociado con un valor monetario (por ejemplo, inundaciones o pérdida de calidad en estuarios para pesca). La naturaleza de la relación entre causa y efecto es muchas veces complicada.

Generalmente este tipo de evaluación integrada requerirá de adecuados conocimientos de la ecología del ambiente en cuestión. Las relaciones entre diversidad biológica y resiliencia representan un buen ejemplo de otra “función de producción”, en donde el insumo es la diversidad biológica y el producto es la sostenibilidad o la resiliencia (Pearce y Moran, 2000).

ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO (ACB) PARA LA ACTIVIDAD GANADERA EN LA CUENCA DEL RÍO CHIQUITO EN LA REGIÓN DEL ARENAL, COSTA RICA

Aylward et al. (1999) realizan un Análisis Costo-Beneficio (ACB) para la actividad ganadera en la Cuenca del Río Chiquito en la región del Arenal, en Costa Rica. El estudio concluye que la actividad ganadera es económicamente más viable que la producción de madera o la protección del bosque. En contra de lo que intuitivamente se pudiera pensar, cuando realizan el análisis costo-beneficio social, los autores, al evaluar el efecto neto (incluyendo externalidades) que sobre la generación hidroeléctrica tiene el cambio en el uso del suelo hacia la ganadería y los pastizales, afirman que dicho efecto es positivo.

Los costos y beneficios de la ganadería (carne y leche) son comparados con la producción forestal y con la protección del bosque, tanto desde el punto de vista de los propietarios privados como desde una perspectiva mucho más amplia en el nivel social. El valor presente neto (VPN) es calculado para 7 tipos diferentes de propiedades y para 4 zonas de vida relacionadas con el tipo de bosque y el nivel de escorrentía. Se consideran valores durante un período de 70 años. El factor clave en la diferencia entre el ACB privado y el social es el impacto en la generación hidroeléctrica. También se incorporan en este último las externalidades fuera de la zona de estudio en los propietarios con alternativas productivas diferentes a la generación hidroeléctrica y con usuarios del recurso aguas abajo.

El ACB económico remueve todas las distorsiones en los precios tanto de los efectos causados por los impuestos como por las distorsiones de precios utilizando precios sombra. Se intenta asociar efectos negativos de la erosión del suelo por la conversión de bosque a pastizal, pero ninguna evidencia científica soporta una relación entre la edad de los pastizales (una proxy para erosión del suelo) y la productividad.

El ACB social se focaliza en los impactos de la conservación del bosque en tres plantas hidroeléctricas que se benefician del agua del Lago Arenal. Estas plantas proveen el 44% de la generación hidroeléctrica en Costa Rica, que a su vez cubre el 70% de toda la oferta eléctrica del país. Otra externalidad considerada es el impacto en la calidad del agua de riego y para consumo humano, pero se valoran como insignificantes. Se intenta incluir algunas variables cualitativas sobre pérdida de biodiversidad, y algunas estimaciones del servicio de captura de carbono (perdido). Ningún intento se realiza por incorporar al análisis valores de opción ni de existencia.

La evaluación de los impactos hidrológicos se analiza sobre un algoritmo creado por Aylward (1998) que vincula el cambio en el uso del suelo y el cambio en bienestar.

Contrariamente a lo que se esperaría, el incremento en sedimentación debido a la conversión del bosque repercute muy levemente en la capacidad de generación. Por el otro lado, los beneficios del incremento en la fuerza y la cantidad de agua (por la pérdida de cobertura boscosa) en términos de generación adicional son muy significativos. El análisis sugiere que la conversión del bosque en este caso significa un beneficio económico neto de USD 610 por hectárea en la escala menos productiva de ganadería, y de USD 8.700 en el caso de producción de lácteos por los productores de la hacienda Dos Pinos. Sólo ciertos pequeños productores en la región occidental baja obtienen beneficios netos negativos de USD -185 en este análisis. Las cifras incluyen los costos evitados de la protección del bosque.

El estudio presenta un detallado análisis del impacto de la conversión del bosque sobre la generación hidroeléctrica. Los resultados son extremadamente interesantes, pues demuestran que en ciertos casos los efectos de la conversión pueden ser positivos. La aplicación de la metodología a otros países dependerá de la existencia de la información, del trabajo y de los fondos requeridos. El estudio es menos exhaustivo en los otros elementos del análisis de costo beneficio. No existe una explicación de por qué no se incluyen en el ACB social valores como bioprospección, ecoturismo o uso diversificado y agroforestería.

Fuente: Aylward, Echeverría, Allen, Mejías, y Porras (1999), analizado en Bishop (1999).

Costo de oportunidad¹⁸

Este método está basado en la idea de que los costos de usar un recurso para ciertas actividades que no tienen precios en un mercado establecido o que no son comercializados, pueden ser estimados usando como variable de aproximación¹⁹ el ingreso perdido (o no recibido) por dejar de utilizar el recurso en otros usos alternativos que sí tienen precios de mercado. Por ejemplo, los ingresos dejados de percibir en la actividad forestal y luego en la actividad agropecuaria representan el costo de oportunidad de declarar un parque nacional o área protegida en una determinada extensión del territorio nacional, o simplemente al tomar la decisión privada (por parte del dueño) de no talar y preservar ese bosque para usos diferentes.

Por lo tanto, en lugar de intentar valorar directamente los beneficios del parque (lo cual es bastante complicado, pues se necesita mucha información que generalmente no está disponible), éstos pueden ser calculados sobre la base de los ingresos dejados de percibir en las actividades productivas alternativas antes mencionadas. En este caso, el costo de oportunidad podría ser considerado como una estimación del costo de la preservación (Pearce y Moran, 2000).

ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO ECONÓMICO DE LA ACTIVIDAD PECUARIA EN LA AMAZONÍA

Browder (1988) presenta un análisis costo-beneficio económico de la actividad pecuaria en la Amazonía, con énfasis en el costo de oportunidad social de los beneficios perdidos de actividades forestales y de los subsidios entregados por el gobierno a los ganaderos. Los subsidios fueron valorados en USD 224 por hectárea, mientras las pérdidas en la actividad forestal alcanzaron los USD 511 por hectárea, llegando a un costo de oportunidad total de USD 735 en promedio. Esto puede ser comparado con el valor presente neto promedio estimado para la actividad ganadera que asciende a USD 162 por hectárea.

El análisis está construido sobre los resultados de Browder (1985), e incluye el cálculo del costo social de la formación de pastos, en términos de costo de oportunidad de los fondos públicos usados para subsidiar la ganadería, y el de la madera (con mercado) perdida durante el proceso de conversión.

El costo de oportunidad del gobierno es calculado usando un promedio anual de los retornos de la inversión en bonos corporativos estadounidenses de largo plazo y notas de tesorería. Este retorno fue multiplicado por el total anual desembolsado para ganadería los años de 1966 a 1983 (para créditos tributarios) y de 1977 a 1983 (por créditos rurales subsidiados). El costo de oportunidad de la pérdida en manejo forestal fue calculado sobre la base de un estimado de madera talada pero no vendida. Browder asumió que un 50% de la madera se perdió. El costo de oportunidad social fue agregado durante el período de 1966 a 1983.

El estudio se basó en el desperdicio de madera para calcular el costo de oportunidad de la madera, pero no consideró la posibilidad de uso de no-maderables y de manejo sostenible de bosques como una alternativa que podría hacer el costo de oportunidad aún mayor. El análisis también excluyó los costos de la formación de los pastos relacionada con impactos ambientales, productos no maderables perdidos y los valores de opción y existencia.

Fuente: Browder (1988); (1985), analizado en Bishop (1999).

Entre las situaciones en las que este enfoque puede ser aplicado están la alteración de los niveles de precipitación, el establecimiento y protección de áreas o reservas de vida salvaje, de sitios culturales, religiosos o históricos. La técnica es relativamente rápida y directa y provee información valiosa a los tomadores de decisión y al público. Es un poderoso instrumento para decidir, o no, la realización de obras de infraestructura pública²⁰ (Dixon et al., 1994).

¹⁸El término "costo de oportunidad" puede ser utilizado en gran cantidad de situaciones y técnicas y debe ser entendido como la mejor alternativa que se deja de lado (se pierde) al momento de tomar una decisión o realizar una actividad específica.

¹⁹Estas variables también toman el nombre de proxy.

²⁰Otros casos de análisis de costo de oportunidad los constituyen los trabajos de Baldoceca (2001), Tello Fernández (2001), Browder et al. (1996) y Acosta-Arias (1994).

4.2.2. Técnicas en las cuales los gastos actuales o potenciales son utilizados para valorar costos

Método de costo-efectividad

Este método no intenta medir directamente el valor del bien o el beneficio ambiental del mismo, sino que intenta analizar y cuantificar los costos de diferentes métodos que permitan lograr un nivel o efecto previamente determinado (Dixon et al., 1994).

A través de esta técnica se pueden identificar los costos de instrumentar una política o acción específica y determinar si tal acción es deseable o no. Puede ser utilizado para evaluar las ventajas/desventajas entre beneficios percibidos pero no mensurables de una acción y los costos de las diferentes alternativas para ejecutar dicha acción. Permite, por tanto, evaluar los costos relativos de opciones alternativas para lograr un objetivo ambiental preestablecido, como, por ejemplo, el logro de un nivel determinado de calidad de agua. Se seleccionará la alternativa (política) que minimiza los costos de realizar tal acción, pero que cumple con los objetivos (Barzev, 2001).

Algunas veces, las técnicas de optimización que pueden manejar objetivos múltiples, tales como la programación lineal, pueden ser utilizadas para ayudar a establecer estándares. Ellos pueden tomar en cuenta de forma simultánea el nivel de producto primario, las consideraciones ambientales y los costos asociados con estrategias alternativas (Dixon et al., 1994). Una vez que se ha determinado el objetivo, el análisis de costo-efectividad se realiza para todas las alternativas disponibles y se escoge la que cumple el objetivo señalado con el menor costo posible.

Gastos defensivos o preventivos

Se pretende estimar el valor de un daño ambiental a través de los gastos efectivos realizados por los individuos, firmas, gobiernos o comunidades para prevenir efectos ambientales indeseables. Dado que los daños ambientales son generalmente difíciles de evaluar (por su magnitud, extensión y percepción social), la información acerca de los gastos defensivos constituye una buena aproximación a dicho valor. Sin embargo, cuando los gastos defensivos son impuestos por el gobierno en forma obligatoria, éstos pierden su capacidad para reflejar comportamiento, elección o preferencias individuales (Dixon et al., 1994).



VALORACIÓN ECONÓMICA DEL DAÑO AMBIENTAL OCASIONADO POR EL DERRAME DE PETRÓLEO EN LA LOCALIDAD DE SAN JOSÉ DE SARAMURO - LORETO

Yparraguirre (2001), en su estudio “Valoración Económica del Daño Ambiental Ocasionado por el Derrame de Petróleo llevado a cabo en las riberas del río Marañón cercanas a la localidad de San José de Saramuro en el departamento de Loreto, trata de aproximar la disponibilidad a pagar para evitar un daño ambiental.

La metodología trata una pérdida de la calidad ambiental aproximándola sobre la base del valor de no uso, dejando para futuros estudios la estimación del valor económico total. Realizó entrevistas personales a potenciales beneficiarios de una acción preventiva para evitar el daño ambiental del ecosistema. Se realizaron encuestas a 200 personas (representantes del mismo número de familias) y grupos focales.

El estudio de valoración posibilita una aproximación al mínimo de los daños ambientales en lo que se refiere a la pérdida de calidad ambiental de las personas afectadas y de esa forma intenta llenar ciertos vacíos legales que se tiene dentro de la legislación ambiental peruana.

El objetivo de este estudio es, por un lado, calcular un monto para la compensación potencial a los pobladores de la zona a partir de la disponibilidad a pagar por evitar el daño ambiental, y, por otro, identificar los impactos ocasionados por el derrame de petróleo sobre la fauna y flora, tanto terrestre como acuática, en el área del daño ambiental. El área afectada (por el derrame de la barcaza FA 346 de OFOPECO el 3 de octubre de 2000) abarcó desde el embarcadero de la unidad de producción de Yanayacu hasta la jurisdicción del distrito de Nauta (220 km de largo sobre las riberas del río Marañón). La población objetivo para el estudio fue de 18.933 personas de grupos dedicados a la pesca y actividades agrícolas y de recolección dependientes del Marañón y su ecosistema. Como resultado, se encontró que el 82% de las personas encuestadas estaban dispuestas a hacer una aportación económica para evitar daños ambientales como el del río Marañón.

El valor por la pérdida de la calidad ambiental o valor de no uso basado en la DAP de las familias encuestadas es de 10 soles (USD 2,86) por mes. Proyectado a los 10 años que dura la biodegradación del petróleo, el monto asciende a un valor presente neto de USD 210 por familia. El otro valor resultante como factible del análisis estadístico es el de 20 soles (USD 5.72), que en las mismas condiciones representaría un VPN de la DAP por familia de aproximadamente 420 dólares.

Fuente: Yparraguirre (2001).

La idea de esta metodología es que al invertir en medidas defensivas y/o de mitigación (costos preventivos) mejorará la calidad ambiental, generando así mayores beneficios para la sociedad. Los beneficios sociales se reflejan en el aumento de los excedentes del consumidor y del productor.

Este método utiliza precios de mercado, ya sean los precios del bien ambiental analizado (si existen), o los precios de algunos bienes relacionados directamente o indirectamente con el bien o servicio ambiental en cuestión. El cambio en el bienestar de los individuos se mide a través de las variaciones en los excedentes del consumidor y del productor.

Esta es una técnica relativamente sencilla y bastante práctica porque se pueden evaluar los efectos positivos de la inversión pública en obras de conservación, medidas preventivas contra desastres naturales, campañas de prevención para la salud, campañas para manejo de recursos y/o problemáticas ambientales como incendios, etc. Finalmente, cuanto más efectos positivos logren identificarse (costos evitados), mayor será el beneficio social generado por la inversión en prevención.

Sin embargo, existen algunas desventajas de esta metodología, justamente relacionadas con la estimación de los beneficios no tangibles: 1) es difícil estimar los beneficios económicos sociales y determinar cómo se reparten entre el excedente del consumidor y el excedente del productor; 2) cuando ocurren cambios en la calidad ambiental, los productores toman medidas defensivas (p. ej., cambio a cultivos más resistentes), lo que dificulta medir si el aumento de la calidad ambiental y la cantidad del bien se deben únicamente a las medidas preventivas adoptadas; 3) los precios no se mantienen constantes, por lo tanto su cambio no necesariamente refleja únicamente la mejora ambiental producto de las medidas preventivas; 4) en otras palabras, la combinación inicial de factores ha cambiado y por lo tanto no son dos situaciones fácilmente comparables.

Costos de reubicación

Este método se basa en los costos estimados en los que se debe incurrir para la reubicación de un determinado recurso natural, comunidad o activo físico debido a daños ambientales. Se lo puede considerar como una medida superior de costo ambiental y se constituye por tanto en una medida indirecta interesante del beneficio que puede ser derivado de las acciones llevadas a cabo para prevenir que tal daño ocurra. Los costos de reubicación de asentamientos humanos de zonas peligrosas hacia áreas alternativas más seguras constituyen medidas indirectas del beneficio de evitar una catástrofe (Bishop, 1999).

Costo de reposición

Es una metodología bastante parecida a la anterior, que se usa fundamentalmente como estimador de los costos de la contaminación o destrucción ambiental (polución, deforestación, etc.). Se basa en la medición de los costos en que se incurre al reemplazar activos productivos dañados por un proyecto. Estos costos pueden ser medidos por estimadores técnicos o contables de los costos de reposición o restauración de un activo físico o recurso natural. Estos cálculos pueden ser interpretados como una estimación de los beneficios de prevenir ese tipo de daños.

METODOLOGÍA PARA MEDIR EL COSTO DE RECUPERACIÓN O REPOSICIÓN DE LOS BOSQUES

En Barrantes y Chaves (2000) se utiliza una metodología para medir el costo de recuperación o reposición sobre la base de un taller de expertos e indicadores biofísicos basados en sistemas de información geográfica (SIG). Los autores, tomando en cuenta que los bosques tienen un valor más allá de la madera existente en ellos y que existe gran debilidad en la información, así como una falta casi total de mercados organizados para servicios ambientales, desarrollaron un taller de expertos en distintas disciplinas para que lo valoren en función de los diferentes bienes y servicios ambientales que el bosque provee a la sociedad. Este taller de expertos fue la fuente de información principal para este estudio, apoyado por una revisión bibliográfica de estudios existentes así como indicadores biofísicos generados por imágenes SIG.

Los costos totales, asociados al daño que se causó por el cambio de uso del suelo forestal, se calcularon sobre la base del costo de recuperación del ecosistema utilizando costos de mercado. A este costo se le agregó un costo social por los beneficios perdidos. Se generó un índice de afectación del ecosistema. El costo de recuperación del ecosistema para bosque secundario fue calculado en USD 1.358 por hectárea, y el costo social se calculó en USD 743. Para bosque maduro estos costos fueron de USD 1.396 y USD 765 por hectárea, respectivamente.

Este modelo permitió sobre la base de opiniones de expertos, costos de mercado, imágenes SIG y transferencia de valores llegar en un tiempo récord a una valoración del daño ambiental generado por la deforestación de las palmicultoras en San Lorenzo (Esmeraldas). Este fue el punto de partida para que el Ministerio demandara una compensación por daño ambiental, lo cual creó un precedente importante en el país.

Fuente: Barrantes y Chaves (2000).

La racionalidad de este método es similar a la de los gastos preventivos, aunque los costos de reposición no constituyen una valoración subjetiva de los daños potenciales, más bien son los costos verdaderos de reposición si el daño realmente ha ocurrido. Puede interpretarse como un procedimiento contable utilizado para determinar si es más eficiente dejar que el daño suceda o prevenir este hecho. En este método se asume que la magnitud de los daños puede ser cuantificada y que el costo total de reposición no es mayor que el valor de los recursos productivos destruidos y, en consecuencia, son metodologías económicamente eficientes para efectuar la reposición (Dixon et al., 1994).

Un método similar al de reposición o restauración de un activo físico o recurso natural se basa en los costos de reponer o sustituir los bienes y servicios ambientales perdidos por un daño ambiental, más que el recurso o activo mismo. Implica diseñar y determinar los costos de un proyecto “sombra” o equivalente que ofrezca un servicio ambiental sustituto de manera de compensar la pérdida de los bienes o servicios ambientales o la calidad ambiental. Es especialmente útil cuando se requiere mantener las condiciones de los recursos ambientales intactas frente a eventuales riesgos. Por ejemplo, la plantación de un bosque en compensación a las emisiones de una planta de generación térmica, en cuyo caso los costos ambientales de la planta serían los costos equivalentes de la plantación del bosque (Barzev, 2001).

4.2.3. Métodos basados en preferencias reveladas

Estos métodos de valoración hacen uso de los precios de mercado en forma indirecta. Se utiliza esta clase de métodos cuando diversos aspectos o atributos de los recursos naturales o servicios ambientales que quieren ser analizados no tienen precios reflejados en un mercado establecido.

Como ejemplos de bienes y servicios que pueden ser valorados a través de estos métodos se pueden mencionar la calidad del aire o a la belleza escénica, que son generalmente bienes de carácter público y que no se transan explícitamente en los mercados. Sin embargo, es posible estimar su valor (implícito) a través de precios pagados por otros bienes o servicios (sustitutos) en mercados establecidos (Dixon et al., 1994).

Costo de viaje

Es un método bastante utilizado para valorar bienes y servicios recreacionales o recursos escénicos. Ha sido especialmente utilizado en países desarrollados. Se basa en el supuesto de que los consumidores valoran la experiencia de visitar un bosque o área recreativa, al menos en lo que gastan en llegar hasta ahí, incluyendo todos los costos directos de transporte, así como el costo de oportunidad del tiempo invertido en el viaje, el cual se estima a través de las ganancias dejadas de percibir.

MODELO DE COSTO DE VIAJE

En Tobías y Mendelsohn (1991) se presenta un modelo de costo de viaje que fue utilizado para estimar el valor del ecoturismo en ecosistemas forestales, basado en un cross-sectional análisis de 81 cantones en Costa Rica para calcular la demanda y el excedente del consumidor. En este artículo se presentan estimaciones de la disponibilidad a pagar de los turistas locales para visitar la Reserva de Bosque Nublado de Monteverde (MCFR). Los autores concluyen que los beneficios del ecoturismo en ese sitio exceden el precio pagado por la reserva en la adquisición de nuevas tierras, por tanto provee una justificación para expandir el tamaño de la reserva (mejora ofertada). La información del número de visitantes originada en cada cantón fue combinada con información de la población existente en cada cantón para derivar las tasas de visitación a la reserva por cantón. Otra información utilizada incluye la distancia entre cada cantón y la Reserva de Bosque Nublado de Monteverde, la densidad poblacional y las tasas de analfabetismo por cantón.

La función de demanda para los visitantes a la reserva se estimó con dos modelos:

$$\text{Tasa de visitación} = 36.17 - 0.121 \text{ distancia} + 0.006 \text{ densidad}$$

(estadístico t) (4.20) (2.77) (2.76)

$$\text{Tasa de visitación} = 44.42 - 0.107 \text{ distancia} + 0.006 \text{ densidad} + 0.001 \text{ analfabetismo}$$

(estadístico t) (4.28) (2.40) (1.82) (1.40)

Los resultados son usados para predecir la tasa de visitación para la población doméstica total y para estimar la curva de demanda por visitar el parque, así como el respectivo excedente del consumidor. Los valores del excedente del consumidor de cada cantón son sumados para obtener el excedente del consumidor anual total, que fue estimado entre USD 97,500 y USD 116,200. Sobre esta base, el valor presente neto de la reserva (por recreación) se estimó entre USD 2.4 y USD 2.9 millones. Asumiendo que el valor real de la demanda por recreación permanece constante en el tiempo y que existe una tasa de descuento del 4%, dado que existen unos 3.000 visitantes nacionales al año, el sitio es valorado en cerca de USD 35 por visita.

Los autores puntualizan que este valor puede subestimar el valor del ecoturismo en la Reserva de Monteverde por tres razones: 1) el valor de las visitas recreacionales se asume constante mientras que en la realidad la tasa de visitación crece en el 15% anual; 2) el estimado del valor fue calculado sólo con los visitantes nacionales, pese a que los extranjeros cuadruplican el número de los nacionales. Si éstos valoraran al menos lo mismo que los nacionales un monto de USD 400.000 a 500.000 debería ser añadido al valor anual de dicha reserva; 3) el valor recreacional de los sitios no refleja otros usos de conservación potenciales tales como recolección sostenible de no maderables, protección de fuentes de agua, protección del hábitat de los animales salvajes y especies raras, etc.

También mencionan el valor recreacional de la reserva en términos de USD por hectárea. Dado que el valor actual neto de la recreación tanto en el orden doméstico como internacional es de aproximadamente USD 12.5 millones y la reserva tiene un total de 10.000 ha, se calcula una media del valor recreacional de USD 1.250 por hectárea. Este valor es comparado con el precio de mercado de la tierra en los alrededores de la reserva (entre USD 30 y USD 100 por ha).

Los autores sostienen que la expansión de la reserva para ecoturismo está económicamente garantizada como un uso "superior" para la tierra. Los altos valores estimados para el ecoturismo parecen justificar la expansión de la reserva y por lo tanto la compra de nuevas tierras.

De todas formas, no es claro en este estudio si el número de visitantes o su disponibilidad a pagar se incrementarán cuando se extienda la reserva, para que se justifique dicha compra adicional de tierras aledañas, especialmente al ser una reserva manejada privadamente. No queda claro tampoco que las tierras aledañas presenten la misma diversidad biológica, belleza natural o cualquier otra atracción que pueda ser apreciada por los ecoturistas.

Fuente: Tobías y Mendelsohn (1991), analizado en Bishop (1999).

El modelo de costo de viaje se utiliza para determinar la demanda por servicios recreacionales y se basa en la estimación de modelos de demanda para estos fines. Los servicios recreacionales pueden ser usados tanto por turistas como por personas de la localidad. Este método ha sido aplicado recientemente en países en desarrollo, especialmente en lugares donde existen mayores niveles de ingreso y mercados en desarrollo asociados con un incremento en la demanda de servicios relacionados con áreas de recreación y belleza escénica. El comportamiento observado en el turista puede ser utilizado para estimar el valor de los bienes y servicios ambientales que no poseen un precio definido en los mercados, por lo tanto, pueden ser calculados utilizando los costos involucrados en el uso del bien o servicio turístico (Bishop, 1999).

Mediante encuestas y análisis de los gastos efectuados en el traslado del lugar de origen al lugar turístico (parque, playa, montaña, etc.), se pueden determinar los costos incurridos por los visitantes según la distancia, el medio de transporte y las condiciones de uso del servicio. Se determinan así los precios implícitos para el uso de un lugar o amenidad. Las encuestas permiten identificar características socioeconómicas de los entrevistados, lugar de origen, días asignados al uso del lugar (incluyendo tiempo de viaje) e ingresos dejados de ganar. Sobre la base de la información recogida se determina el excedente (beneficio) obtenido a través de los costos incurridos, y éste se toma como una aproximación del valor que el individuo da al recurso natural o servicio ambiental (Seroa da Motta, 1998).

Tres pasos son necesarios para utilizar este tipo de métodos:

1°) se lleva a cabo una encuesta entre los visitantes al sitio para determinar los gastos incurridos para llegar ahí. Estos costos, como ya se mencionó, incluyen tiempo de viaje, gastos involucrados en llegar y salir del sitio, tarifas de entrada. Adicionalmente se requiere información sobre el lugar de origen, aspectos socioeconómicos del entrevistado (ingresos, nivel de educación, etc.).

2°) se analiza la información resultante de la encuesta con el objeto de derivar una ecuación que aproxime la curva de demanda por el sitio (esto relaciona el número de visitantes con el costo por visita).

3°) se deriva el valor de un cambio en las condiciones ambientales ofrecidas, para esto es necesario determinar la disponibilidad a pagar por los cambios (mejoras) al sitio, o por evitar algún efecto negativo (pérdida de los servicios o de la calidad ambiental del sitio).

Comparando la disponibilidad a pagar en sitios similares con diferente oferta de servicios es posible determinar cuál es el valor derivado de ciertos cambios en los servicios ofrecidos (Bishop, 1999). Barzev (2001) puntualiza que sobre la información utilizada hay que tomar en cuenta lo siguiente: i) Costos ineludibles: existen algunos costos que son ineludibles y por tanto nadie discute si deben o no ser incluidos en el cómputo total. Se consideran así los derivados estrictamente del desplazamiento (costo de gasolina por kilómetro más los costos de amortización y mantenimiento del vehículo; costo del billete del autobús, pasajes aéreos, costo de parqueo y entrada al sitio, etc.); ii) Costos discrecionales: el traslado al lugar de visita puede implicar la necesidad de comer por el camino, o incluso pernoctar en él. Sólo se consideran parte del costo de viaje aquellos gastos que no son discrecionales (en el sentido de que se buscan porque añaden un componente propio de utilidad a toda la experiencia); iii) El tiempo y su valor económico: la discusión es si se debe incluir como un costo y, en caso de hacerlo, ¿cómo se lo debe valorar? El punto de partida para la estimación del precio del tiempo lo constituye el concepto de costo de oportunidad: el tiempo invertido en algo hubiera podido dedicarse a una actividad alternativa.

O, mejor dicho, la persona puede dedicar el tiempo a una actividad productiva (trabajo), o disfrutar de una mayor cantidad de tiempo libre en otro sitio más cercano (ocio); iv) Valor económico del trabajo: el tiempo tiene un costo de oportunidad que se expresa en términos de producción. Como medida del valor económico del trabajo generalmente se utiliza el salario recibido por la persona afectada, donde este salario es un reflejo de su productividad marginal (contribución a la producción total).

Los pasos a seguir para la aplicación del método de costo de viaje podrían ser señalados de la siguiente manera (Pearce y Moran, 2000):

- 3 Selección de la variable dependiente²¹.
- 3 Se divide el entorno de influencia del sitio recreacional en zonas (círculos concéntricos en el caso más simple o divisiones no regulares o en función de poblaciones cercanas). Cada zona se caracteriza por un determinado costo de viaje.
- 3 Definir muestras de visitantes al sitio.
- 3 Obtener tasas de visitación por cada zona definida.
- 3 Identificar los viajes multipropósito.
- 3 Estimar los costos de viaje.
- 3 Obtener una regresión estadística.
- 3 Construir una curva de demanda.

La relación entre bienes privados y ambientales es importante. Por ejemplo, si ambos bienes son complementarios dentro de la función de utilidad de la persona, el disfrute del bien ambiental requiere del consumo de un bien privado.

El método de costo de viaje es una técnica bastante apropiada para valorar la demanda por sitios recreacionales de importancia, tales como parques nacionales, áreas protegidas, centros turísticos o especies carismáticas. Las técnicas utilizadas han mejorado bastante, pero de todas formas hay que tener presente algunas limitaciones, particularmente la necesidad de contar con gran cantidad de información, lo cual demanda tiempo y dinero para recolectarla y procesarla, así como también ciertas limitaciones en las metodologías estadísticas existentes.

Otro problema que se puede presentar con este método es al utilizarlo para valorar atractivos que mantienen una importancia similar a otros atractivos en la misma zona, ya que se complica la estimación del costo de viaje imputable a cada uno de ellos.

²¹Cuando se selecciona la variable dependiente se puede escoger entre: a) visitas desde las zonas definidas alrededor del recurso, o b) visitas individuales. La segunda opción define el modelo de costo de viaje individual y se basa en coleccionar información anual sobre viajes a escala individual. La primera opción permite solamente trabajar con una variable de viajes per cápita. Si bien no existe un consenso con respecto a qué variable dependiente utilizar, los resultados obtenidos por los dos métodos pueden ser muy diferentes. Pearce y Moran (2000) se refieren al estudio de Garrod y Willis (1999) que muestra que la versión individual del modelo reduce el excedente del consumidor en forma importante. La mayor divergencia se explica por el llamado error ocasionado por las respuestas de los entrevistados en las encuestas individuales.

POSIBILIDADES EN LA DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA

Una alternativa para construir la curva de demanda del sitio es utilizar la tasa de visitación, asumiendo que cualquier incremento en el costo de viaje tendría el mismo efecto en las tasas de visitación que un incremento equivalente en la tarifa de entrada, entonces los puntos de la demanda son encontrados utilizando la ecuación estimada para la tasa de visitación. El excedente del consumidor del sitio se lo calcularía como siempre, aproximando el área bajo la curva de demanda para cada zona.

La otra alternativa es construir una ecuación de demanda individual, en este caso se intenta averiguar la demanda de los servicios del lugar para cada persona en particular, en función no sólo del costo de acceso, sino de sus propias características.

$$V_{ij} = f(C_{ij}, M_i, F_i, G_i, N_i, P_{ij}, E_{ij}, L_{ij}, A_i, Q_i, e_{ij})$$

V_{ij}	es el número de visitas que la persona "i" efectúa al sitio "j".
C_{ij}	es el costo que le supone llegar a dicho lugar.
M_i	es variable dummy que toma el valor "1" si la persona pertenece a asociación ambientalista o "0" en caso contrario.
F_i	es variable dummy que es "1" cuando una persona nombra un lugar sustituto (de la misma categoría: bosque) cuando se le pregunta por ello.
G_i	lo mismo que F_i sólo que nombre un lugar sustituto de otra categoría (ej.: Lago).
N_i	es el tamaño del grupo que acompaña al individuo "i".
P_{ij}	otra variable dummy que toma valor "1" si la visita al lugar "j" fue el único propósito del viaje.
E_{ij}	es la proporción en que la persona estima que la visita a "j" contribuyó al disfrute de la excursión.
L_{ij}	es el número de horas pasadas en "j".
A_i	es la edad de la persona.
Q_i	es su ingreso.
e_{ij}	es el término de error.

Económicamente esto podría ser expresado como:

$$V_{ij} = a + B_1 C_{ij} + B_2 M_i + B_3 F_i + B_4 G_i + B_5 N_i + B_6 P_{ij} + B_7 E_{ij} + B_8 L_{ij} + B_9 A_i + B_{10} Q_i + E_{ij}$$

CÁLCULO DEL VALOR MONETARIO DEL TURISMO EN LA RESERVA DE PRODUCCIÓN FAUNÍSTICA DE CUYABENO EN EL NORESTE DE LA AMAZONÍA ECUATORIANA

Galvin (2000) realiza un cálculo del valor monetario del turismo en la Reserva de Producción Faunística de Cuyabeno, en el noreste de la Amazonía ecuatoriana (con un área de 603.400 ha). En este estudio se estimaron: 1) los ingresos brutos generados por concepto de turismo en la Reserva de Cuyabeno para compañías de turismo, comunidades indígenas y el Ministerio de Ambiente; 2) además se intenta comprender mejor las preferencias de los turistas extranjeros, analizando el costo de viaje y la disponibilidad a pagar tarifas de entrada más elevadas a las existentes.

El estudio determinó un valor bruto de ingreso para las compañías turísticas de USD 2.433.203, para las comunidades indígenas de USD 245.480 y para el Ministerio del Ambiente de USD 132.856. El valor monetario total en turismo de naturaleza en Cuyabeno en 1998 fue de alrededor de USD 2,8 millones.

En el análisis de costo de viaje se realizó el levantamiento de la información necesaria. Los turistas en su mayoría son jóvenes con un promedio de 35 años. El costo total para visitar el Ecuador incluyendo la Reserva Cuyabeno, pero excluyendo la tarifa aérea, fue de USD 1.659. El promedio de estadía es de 20 días en Ecuador. El turista, en la muestra realizada, gastó una cantidad de USD 369 en promedio tan sólo para visitar la reserva de Cuyabeno.

Se realizó una encuesta de disponibilidad a pagar por entrar a la Reserva de Producción Faunística de Cuyabeno a 180 turistas extranjeros sobre la base de una mejora en el servicio. Los resultados de la encuesta revelaron que el 68% de los turistas extranjeros opinan que el cobro de los USD 20 actuales de tarifa está "perfecto". Sin embargo, cuando se preguntó si estarían dispuestos a pagar una tarifa más alta para apoyar el mejoramiento en el manejo de la reserva, un 57% estuvo de acuerdo en pagar en promedio USD 38 (mediana USD 35).

El autor no realiza un cálculo de las demandas ni de los excedentes del consumidor para tener una valoración más precisa de cuál podría ser el aumento en las tarifas para visitar las reservas.

Fuente: Galvin (2000).

Valores de la propiedad (precios hedónicos)

Conocido como método de los precios hedónicos, se basa en la idea de que a los precios se los puede entender como precios compuestos, en los que es factible determinar los precios implícitos de ciertas características del activo (que son justamente las que determinan su valor). Así, por ejemplo, el precio de una propiedad en la playa está determinado entre otros factores, por la calidad del entorno (vecindario), tamaño, tipo de construcción, ubicación y arquitectura, belleza escénica, etc. La consideración de variables como tamaño (numero de m²), ubicación (proximidad a fuente laboral, transporte, comercio, etc.) y tipo de construcción (albañilería, madera, etc.) son fácilmente calculables y la diferencia sirve para aproximar el valor de características como el ambiente y la belleza escénica (Seroa da Motta, 1998). Las aplicaciones más comunes de estas técnicas están orientadas a la valoración de propiedades o bienes raíces y también a calcular diferenciales en salarios entre diferentes localidades, relacionados siempre con conceptos de calidad de vida (Bishop, 1999).

El supuesto básico es que el diferencial de precio obtenido después de que todas las variables comunes han sido consideradas refleja la valoración que el o los individuos dan al bien o servicio ambiental analizado.

¿Cuán útil es este método para valorar recursos ambientales? Es una pregunta interesante. Existen pocos estudios rigurosos de valoración que utilicen precios hedónicos y menos aún que aproximen el valor de recursos biológicos del bosque. De todas formas, estudios que han incorporado al valor de los activos, los bosques, las playas y la belleza escénica en general han demostrado que son atributos significativos en el valor de las propiedades. Por lo tanto, el nivel en que los atributos de la biodiversidad pueden ser valorados a través de este método es limitado a facetas que se presentan en los precios de mercados complementarios (la disponibilidad a pagar por propiedades en la mayoría de los casos). Sólo un pequeño número de recursos biológicos cae en esta categoría y aun éstos no pueden ser valorados eficientemente si se presentan problemas en la disponibilidad de la información existente. Es importante tener en cuenta que el método de los precios hedónicos es “ex post” y que no captura los valores de no uso (Pearce y Moran, 2000).

Otra forma de mirar los precios hedónicos es a través del “diferencial de salarios”, que consiste en estimar el diferencial de salario requerido para que un trabajador acepte un trabajo bajo condiciones ambientales distintas de aquellas en que habitualmente se desarrolla.

Resumiendo, podemos precisar que los objetivos de la técnica hedónica son:

- Descubrir (hacer explícitos) los precios potenciales de bienes o atributos para los que no existe un mercado formal.
- Utilizar estos precios para evaluar decisiones que afecten la oferta de tales atributos (cambios en la calidad).

Método de bienes sustitutos

Este es un método bastante sencillo. Para aquellos recursos forestales que no tienen mercado o que son utilizados directamente (por ejemplo, leña), el valor puede ser calculado a partir del precio de mercado de bienes similares (por ejemplo, la leña vendida en otras áreas) o el valor de la mejor alternativa o bien sustituto (por ejemplo, carbón vegetal o gas para consumo doméstico). El alcance para el cual el valor del bien de mercado alternativo refleja el valor del bien ambiental en cuestión depende del grado de similitud o sustitución entre ellos. En algunas circunstancias, un bien

sustituto puede no tener tampoco precio de mercado, pero todavía ser posible el inferir un precio para el bien en cuestión. Bishop (1999) hace referencia a un estudio de Fleming (1983) llevado a cabo en dos cuencas con cobertura boscosa en Nepal. En este estudio la leña fue valorada basándose en el valor que tiene un cercano sustituto, que es el estiércol del ganado que puede ser secado y quemado cuando no hay leña. El costo de oportunidad de utilizar el estiércol como combustible en lugar de como abono fue estimado sobre la base de las pérdidas en producción de granos como consecuencia de la baja en fertilización de la tierra.

En el estudio de Adger (1995) presentado en el recuadro puede observarse cómo se utilizan precios sustitutos para aproximar el valor de algunos elementos, como los de los productos no maderables.

VALORACIÓN ECONÓMICA TOTAL DE LOS BOSQUES DE MÉXICO

Adger et al. (1995) presentan una valoración económica total de los bosques de México cuando éstos son utilizados para turismo y recreación, para productos no maderables, para almacenamiento de carbono, protección de agua, productos farmacéuticos potenciales y valores de existencia. El estudio concluye que los productos no maderables son muy significativos y que el valor de almacenamiento de carbono por sí solo es superior al uso típico del bosque en muchas partes del mundo.

Este estudio utiliza beneficios estimados desde una variedad de estudios secundarios, transferencia de valor y extrapolaciones, realizados para la totalidad de los bosques en México. Los valores económicos considerados son de uso directo, indirecto, de opción y de existencia.

Los bosques fueron divididos en cuatro tipos: tropicales siempre verdes, tropicales deciduos, templados coníferos y templados deciduos. Algunos de los beneficios fueron ajustados según el tipo de bosque.

Turismo y Recreación: Se basa en información secundaria sobre métodos de valoración contingente, costo de viaje y disponibilidad a pagar. La información utilizada es para 6 reservas, la que luego se extrapola en el orden nacional. Los beneficios totales son estimados en el rango de USD 30,6 a 33,6 millones por año.

Productos No-Maderables: Utiliza precios sombra y bienes sustitutos para valorar los usos directos de un rango de productos (incluyendo materiales de construcción, medicinas, combustibles y frutas). Los resultados llegan a un valor de USD 330 por hectárea por año para bosques tropicales siempre verdes y templados deciduos. Debido a que estos valores son obtenidos desde un solo bosque, no extrapolan a la generalidad de los bosques. Sin embargo, los autores transfieren valores estimados en otros países latinoamericanos.

Almacenamiento de Carbono: Se utilizan estudios previos sobre la retención de carbono por parte de los bosques. El rango utilizado está entre 30 y 160 toneladas de carbón por hectárea, dependiendo del tipo de bosque. Utilizan el valor calculado por Fankhauser (1995) de la tonelada de carbono, que es de USD 20. El valor presente neto de este servicio está en el rango de USD 650 y USD 3.400 por hectárea.

Agua: Este estudio se limita a cuantificar los beneficios del servicio de purificación de agua que resulta del control de la erosión del suelo. Otros servicios relacionados con el agua, como reducción de inundaciones, por ejemplo, fueron omitidos debido a la limitación de información. El servicio considerado se valoró en USD 20 por cada mil toneladas de descarga, lo que totaliza un costo ahorrado en purificación de USD 2,3 millones.

Valores de opción para farmacéuticas: Este valor de opción derivado de nuevos descubrimientos farmacéuticos originados en los bosques de México se calcula usando un modelo desarrollado por Pearce y Puroshothaman (1992).

El modelo multiplica el número de especies presentes en el bosque por la probabilidad de que de esa especie se derive un producto útil. Esto es luego multiplicado por el valor de la regalía que podría pagar dicho producto.

Este valor total puede ser dividido por el área del bosque para obtener un valor de opción expresado por hectárea. Muchas de las variables en este modelo sufren de un alto grado de incertidumbre, lo que lleva a estimar valores de entre USD 1 a USD 90 por hectárea por año. El estudio utiliza un estimado central de USD 6,4 por hectárea por año o USD 330 millones por año para la totalidad del bosque.

Valor de existencia: Para estimar estos valores, el estudio recogió información de una serie de transacciones realizadas para la conservación natural en México, incluyendo contribuciones a organismos y programas de conservación, una encuesta a turistas y negociaciones de canje de deuda. Dichas transacciones son interpretadas como indicadores de disponibilidad a pagar para mantener los valores de existencia. El estudio señala que esta metodología sólo recoge los valores de existencia capturados. La proporción grande de valores de existencia que son muy costosos y difíciles de calcular permanece sin poder ser capturados debido a las características de bienes públicos que poseen. Esta metodología revela un rango de USD 0,03 a USD 10 por hectárea. El estudio usa el rango superior para derivar un estimado de USD 60 millones para todos los bosques, reconociendo que solo una porción de este valor es atribuible a los bosques.

Es interesante notar que los autores no incluyen el valor de la madera explotada sosteniblemente.

Fuente: Adger, Brown, Cervigni y Moran (1995).

4.2.4. Métodos basados en preferencias declaradas

Métodos de valoración contingente - mercados contruidos

Se fundamentan en la medición del impacto de un proyecto sobre el bienestar de una comunidad, midiendo la máxima disposición a pagar por un determinado bien o servicio. Para la realización de este tipo de valoración se utiliza un enfoque directo (utilización de encuestas, entrevistas, cuestionarios, otros). Se pregunta a las familias beneficiarias mediante un cuestionario lo que estarían dispuestas a pagar por un beneficio y/o lo que estarían dispuestas a recibir a modo de compensación por tolerar un perjuicio (Pearce y Turner, 1990).

MÉTODO DE VALORACIÓN CONTINGENTE PARA ESTIMAR EL VALOR DE USO Y EL DE EXISTENCIA

En Moran y Moraes (1995) los autores utilizan el método de valoración contingente para estimar el valor de uso y el de existencia que los visitantes de la parte sur del pantanal atribuyen a la preservación de ese ecosistema, que está localizado en la cuenca del Río Paraguay, región de Corumbá y Miranda, en Brasil. El estudio tiene el propósito de explorar la adecuación del método de valoración contingente para capturar el valor económico total de un sitio natural.

Para tal efecto utilizan varias formas de elección de valores de disposición a pagar y varios procesos econométricos de estimación. Los resultados se basan en tres tipos de cuestionarios con formas de elección distinta de valoración contingente: formato abierto, dicotómico simple y dicotómico doble. Los resultados para la disponibilidad a pagar fueron bastante diferentes, ya que para el método de formato abierto dependiendo del modelo utilizado obtiene valores entre R\$ 52,76 y R\$ 89,74 y para los modelos dicotómicos (Logit multivariado, Probit bivariado, No paramétrico y Dicotómico doble) oscilan entre R\$ 168,29 y R\$ 346,1. En este ejemplo se determina una excepción a la literatura tradicional que señala que la valoración dicotómica entrega valores de DAP conservadores. Sobre la base de la agregación los autores calculan valores del ecosistema que oscilan entre 5,8 y 15,13 millones de reales.

Fuente: Moran y Moraes (1995), en Seroa da Motta (1998).

La valoración contingente es aconsejable cuando no existe información de mercado ni precios de bienes o servicios sustitutos que puedan revelar las preferencias de los individuos (disposición a pagar o aceptar) respecto de ciertos recursos naturales o servicios ambientales. Consiste en presentar a los individuos situaciones hipotéticas y preguntarles sobre su posible reacción a tal situación (como, por ejemplo, preservar un área silvestre, construir un puente, mejorar/empeorar la calidad ambiental, etc.).

Las entrevistas pueden ser realizadas por medio de cuestionarios, o a través de diversas técnicas experimentales como grupos focales, reuniones de expertos (Técnica Delphi), entre otras, en las que los individuos responden a estímulos presentados bajo condiciones controladas. La idea básica del método es estimar las valoraciones que los individuos dan a aumentos o disminuciones en cantidad o calidad de un recurso o servicio ambiental, usando condiciones simuladas (mercados hipotéticos) (Barzev, 2001; Pearce y Moran, 2000).

Existe una amplia gama de técnicas contingentes específicas, basadas la mayoría en teoría de decisiones y juego, y que persiguen “auscultar” el comportamiento de los individuos ante situaciones concretas, y que pese a sus respectivos sesgos son de gran utilidad.

Entre las principales están (Dixon et al., 1994): i) Juegos de transacciones: esta aproximación busca las preferencias de los consumidores. La idea es presentar al potencial consumidor paquetes de bienes, en los que se incluyen sumas de dinero y niveles de recursos ambientales. Se ofrecen distintas combinaciones de estos bienes y se procede a intercambiar paquetes. El intercambio denota las equivalencias entre dinero y aumentos del nivel de bienes ambientales, los que permiten conocer las disponibilidades a pagar (intercambiar) uno por otro; ii) Método de la elección sin costo: a través de esta aproximación se intenta medir la valoración implícita de los bienes ambientales.

A las personas se les pide elegir entre dos o más grupos hipotéticos de bienes y servicios, sin que deban “pagar” por ellos, y luego se les pregunta cuál prefieren. Un ejemplo podría forzar la elección entre un bien o un servicio ambiental y un monto de dinero; iii) Experimentos de tomar o dejar: esta técnica también es usada para estimar la disponibilidad a pagar (o a recibir compensación) por un bien (o daño) ambiental. Este método específico está basado en la teoría de preferencias reveladas y en la teoría de la demanda todo o nada; iv) Juegos de licitación: esta aproximación es usada para estimar la disponibilidad a pagar (o a recibir compensación) por un bien (o daño) ambiental. Está basada en la creación hipotética de un mercado para estos bienes o servicios, sustentada en los conceptos hicksianos de variación compensada y variación equivalente. La idea de fondo de la licitación es poder determinar el área bajo la curva de demanda para estos bienes no transados en el mercado; v) Técnica Delphi: a través de ésta técnica no se determina la valoración de los bienes por la vía de los consumidores directamente, se lo hace a través de grupos de expertos, los cuales supuestamente responden con una óptica social respecto del valor de un bien o servicio ambiental. El método se aplica en un proceso iterativo de retroalimentación entre los grupos de expertos.

MEDIDAS DE CAMBIO EN EL BIENESTAR VARIACIÓN COMPENSATORIA Y VARIACIÓN EQUIVALENTE

El cambio en el bienestar de un individuo puede ser calculado ya sea a través de la variación compensatoria (VC) o a través de la variación equivalente (VE). En cada caso, existen dos opciones de análisis.

La variación compensatoria es la cantidad de dinero que se le debería quitar/dar a un individuo después de un cambio positivo/negativo en su bienestar (salto a una curva de indiferencia más alta/baja), para dejarlo en su nivel de bienestar original (en la curva de indiferencia original -U0-). En otras palabras, es la cantidad máxima que un individuo estaría dispuesto a pagar (DAP) para que un cambio favorable se dé en la práctica o la cantidad mínima que dicho individuo estaría dispuesto a aceptar (DAA) para que un cambio desfavorable se produzca. La VC se puede expresar de la siguiente forma:

$$VC = E(P, Q, U^0) - E(P, Q, U^1) = \int_{Q^0}^{Q^1} \frac{\partial E}{\partial Q_i}(P, Q, U^0) dQ_i$$

donde,

Q0	es la calidad o cantidad del bien ambiental antes del cambio.
Q1	es la calidad o cantidad del bien ambiental deteriorada o mejorada.
U0	es el nivel de utilidad inicial
U1	es el nivel de utilidad después de que el cambio (positivo o negativo) ha tenido lugar
E(P, Q0, U0)	es la función de gasto inicial
E(P, Q1, U0)	es la nueva función de gasto necesaria para mantener el nivel de utilidad U0

En este caso si Q1>Q0, entonces diremos que ya sea la calidad o la cantidad del bien ambiental en cuestión ha mejorado/aumentado y por lo tanto la persona habría pasado a una curva de indiferencia más alta. En este caso se necesitará que la VC sea <0 (negativa) para lograr que esa persona regrese a su nivel original de utilidad U0, si Q1<Q0 la VC necesaria para dejarlo en U0 será >0 (positiva).

La variación equivalente en cambio es la cantidad de dinero que se le debería entregar al consumidor si el cambio no llegara a darse para que de todas formas esté en su nuevo nivel de bienestar U1 o la que éste estaría dispuesto a pagar para evitar un cambio desfavorable. En otras palabras, es la cantidad máxima que el individuo está dispuesto a pagar (DAP) por evitar un cambio desfavorable o la cantidad mínima que el individuo está dispuesto a aceptar (DAA) por renunciar a un cambio favorable.

El cálculo de la VE se hace a partir de la función de gasto del individuo. Se traduce en la diferencia en el gasto necesario para alcanzar el nuevo nivel de bienestar, evitando un cambio desfavorable en el bien ambiental, dado un nivel de precios Py el nivel de utilidad después de la instalación de la planta de celulosa U1, (U0 es el nivel de utilidad inicial):

$$VE = E(P, Q, U^1) - E(P, Q, U^0) = \int_{Q^0}^{Q^1} \frac{\partial E}{\partial Q_i}(P, Q, U^1) dQ_i$$

En este caso si Q1>Q0, entonces diremos que ya sea la calidad o la cantidad del bien ambiental en cuestión ha mejorado/aumentado o sea que el cambio favorable sí se dio, y por tanto la persona habría pasado en realidad a una curva de indiferencia más alta U1. En este caso la VE será <0 (negativa) pues equivaldría a lo que la persona estaría dispuesta a pagar para que no se la regrese a U0. Si Q1 no se da (el cambio favorable no se dio), la VE sería la cantidad necesaria que habría que darle a la persona para hacerlo llegar de todas formas a un nivel de utilidad equivalente a U1, por tanto sería >0 (positiva).

Fuente: Adaptado de Silberberg (1990).

El panel del NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) ofrece un grupo de sugerencias que se deberían seguir cuando se elaboran las encuestas de disponibilidad a pagar (Arrow et al., 1993), en especial si se espera que la valoración contingente provea información sobre valores de no-uso que puedan tener la suficiente calidad para utilizarse en reclamos de tipo legal y en casos de remediación ambiental (Pearce y Moran, 2000). El uso de estas recomendaciones está siendo revisado y generalizado para todos los estudios de valoración contingente, a pesar de que los debates continúan sobre la eficacia de algunas de las recomendaciones²².

Los siguientes son los lineamientos del NOAA para la aplicación de estos métodos:

- Utilice entrevistas personales.
- Utilice disponibilidad a pagar (DAP) en lugar de disponibilidad a aceptar (DAA).
- Utilice formatos dicotómicos.
- Realice un test previo de los instrumentos de la encuesta.
- Realice un test previo sobre cualquier fotografía a utilizarse.
- Utilice una descripción del escenario precisa y adecuada.
- Prefiera los diseños conservadores (es preferible subestimar que sobreestimar la DAP).
- Evite lucimientos (se tiende a exagerar la DAP para aparentar solvencia).
- Revise la consistencia temporal de los resultados.
- Use una muestra representativa (en lugar de una muestra conveniente).
- Recuerde a los encuestados algunos sustitutos que no han sufrido afectaciones.
- Recuerde a los encuestados la existencia de restricciones presupuestarias.
- Siempre incluya una opción de respuesta para el No y para el No Responde/No Conoce.
- Incluya preguntas de seguimiento y verificación para validar preguntas de valoración.
- Tabule y relacione los resultados.
- Analice el grado de comprensión de los encuestados.

EJEMPLOS DE FORMATOS PARA LA REALIZACIÓN DE ENCUESTAS

Formato Abierto: ¿Cuál es el monto máximo que usted estaría dispuesto a pagar cada año, a través de un incremento en los impuestos, para mejorar el paisaje en las inmediaciones de su ciudad en la forma que le he descrito?

Formato de Apuesta: ¿Pagaría usted \$5 cada año, a través de un incremento en los impuestos, para mejorar el paisaje en las inmediaciones de su ciudad en la forma que le he descrito?

Si la respuesta es SI: El entrevistador seguirá incrementando el monto hasta que la respuesta sea NO. En ese momento la máxima DAP ha sido revelada.

Si la respuesta es NO: El entrevistador seguirá reduciendo el monto hasta que la respuesta sea SI. En ese momento la máxima DAP ha sido revelada.

Tarjeta de Pago: ¿Cuáles de los valores listados abajo describe de mejor forma su máxima disponibilidad a pagar cada año, a través de un incremento en los impuestos, para mejorar el paisaje en las inmediaciones de su ciudad en la forma que le he descrito?

Valor	0	\$0.5	\$1	\$2	\$3	\$4	\$5	\$7.5	\$10	\$12.5	\$15	\$20	\$30	\$40	\$50	\$75	\$100	\$150	\$200	>\$200
-------	---	-------	-----	-----	-----	-----	-----	-------	------	--------	------	------	------	------	------	------	-------	-------	-------	--------

Formato dicotómico con límite simple: ¿Pagaría usted \$5 cada año, a través de un incremento en los impuestos, para mejorar el paisaje en las inmediaciones de su ciudad en la forma que le he descrito? (el precio varía aleatoriamente a través de la muestra)

Formato Dicotómico con límite doble: ¿Pagaría usted \$5 cada año, a través de un incremento en los impuestos, para mejorar el paisaje en las inmediaciones de su ciudad en la forma que le he descrito? (el precio varía aleatoriamente a través de la muestra)

Si la respuesta es SI: ¿Y estaría dispuesto a pagar \$10?

Si la respuesta es NO: ¿Y estaría dispuesto a pagar \$1?

Fuente: Adaptado de Barzev (2001).

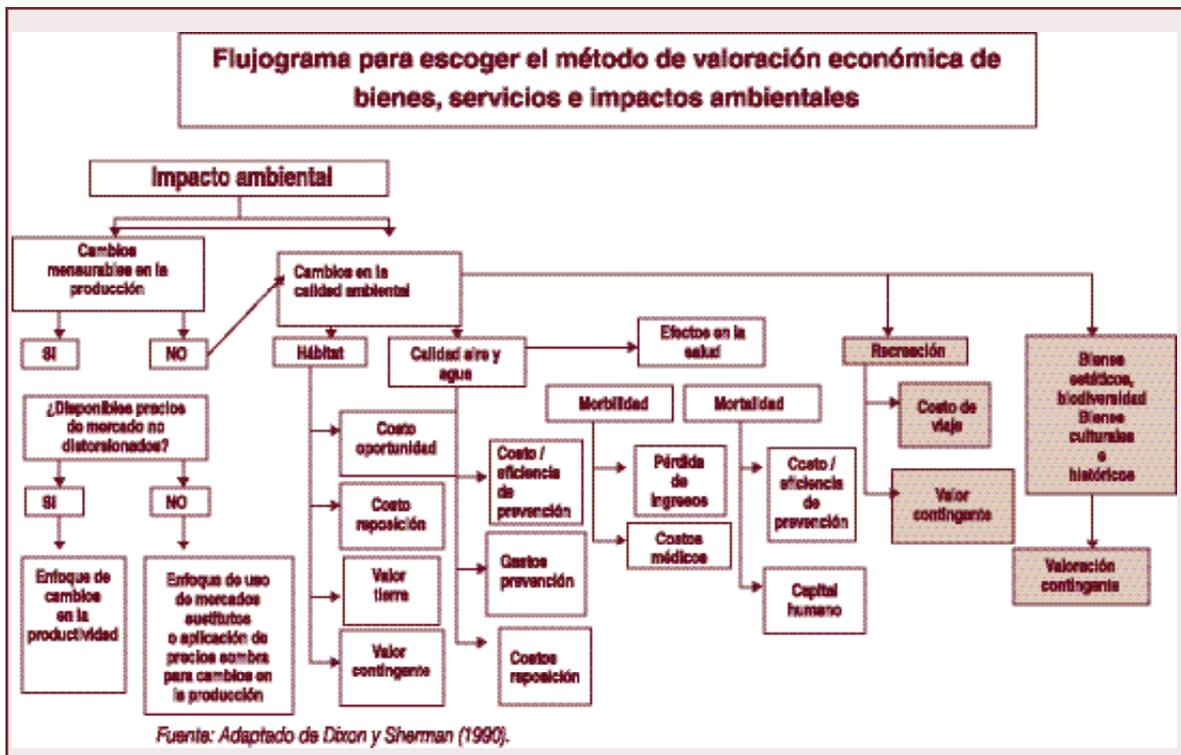
²²Por ejemplo, la recomendación de hacer entrevistas personales ha sido rebatida, pues se han encontrado buenos resultados usando entrevistas por teléfono y por correo. La recomendación del uso del formato dicotómico también ha sido rebatida e innumerables artículos se han publicado comparando este formato con otros tales como el formato abierto o el de alternativas múltiples (Leida Mercado, Environmental Economics Adviser BDP-SURF-Panama. com. pers.)

Los procedimientos de valoración económica de las funciones del bosque analizados presentan peculiaridades, en ocasiones importantes, según el tipo concreto de función considerada, lo que justifica una atención especial a su clasificación y a los métodos específicos requeridos para tal fin. Sin embargo, estos procedimientos no se ven directamente alterados como consecuencia de que el bosque objeto de estudio corresponda a una u otra tipología, ya que la valoración de una función responderá siempre a un mismo esquema metodológico, al margen de cuál sea el tipo de bosque analizado.

Por lo tanto, la presentación de la metodología para la valoración de las funciones de los espacios naturales forestales se hizo independientemente de la tipología de los bosques; aunque tal tipología deberá ser tenida en cuenta en la práctica de la valoración, ya que las funciones presentes en un ecosistema forestal, así como su importancia y rasgos característicos, variarán dependiendo del tipo de bosque sometido a estudio. En este sentido, las características de los ecosistemas forestales aconsejarán la aplicación de uno u otro método; por ejemplo, los productos no maderables tenderán a ser más abundantes en un bosque húmedo tropical que en un bosque seco.

El flujograma obtenido de Dixon y Sherman (1990) es un interesante intento de resumir los principales métodos de valoración, a partir de la consideración de los impactos ambientales previsibles, sin que esto intente transformarse en una regla estricta, pues no considera muchas de las interrelaciones y complementariedades entre las diferentes técnicas y métodos.

Cuadro I.4.



4.2.5. Métodos adicionales de valoración

Funciones de transferencia de resultados²³

Es importante señalar que, en muchas ocasiones, es eficiente y costo-efectivo adaptar los resultados de valoración obtenidos en otros estudios al caso de interés. No puede perderse de vista que, en general, los ejercicios de valoración (por cualquiera de sus métodos) demandan una gran cantidad de información de base, fuertes requerimientos financieros, una cantidad no despreciable de trabajo cualificado y sobre todo períodos importantes de tiempo, que generalmente es lo que los tomadores de decisión no tienen. No es de extrañar, por tanto, que se haya abierto recientemente en la literatura una línea de trabajo consistente en tratar de especificar claramente las condiciones que han de reunir los estudios fuente para ser adaptables, y el tipo de función que se necesitaría para llevar a cabo la transferencia.

ESTUDIOS SOBRE BIENES Y SERVICIOS AMBIENTALES REALIZADOS EN BOSQUES TROPICALES DE CARACTERÍSTICAS SIMILARES

En Azqueta (2000), la fuente de información son estudios realizados sobre bienes y servicios ambientales que se ajustan lo suficientemente bien al objeto de valoración, al cambio analizado, a las propiedades del bien objeto de estudio y a la población de interés. El autor, en la medida de lo posible, seleccionó estudios realizados en bosques tropicales de características similares, y utilizando en su mayoría transferencias de valor, bien desde la propia Amazonía (peruana, brasileña), o bien en otros países de América Latina, obtuvo los siguientes resultados:

- Madera: USD 70-200 por ha (no es un rendimiento sostenible).
- Productos no Maderables: los valores son de USD 22-272 para la primera parcela de bosque de tierra firme, USD 38-234 para la segunda, y USD 29-97 para la del bosque inundado, con una tasa de descuento de 5%. Estas cifras arrojan un valor presente por ha de USD 2.939 para la primera parcela, USD 2.721 para la segunda, y USD 1.257 para la tercera. El valor presente neto medio ponderado es de USD 2.306 por ha.
- Prevención de erosión y protección de cuencas: USD 238 anuales por ha, existiendo una pérdida de 10% de la productividad agrícola del terreno.
- Regulación del ciclo hídrico: USD 19 anuales por ha.
- Protección de la Biodiversidad: USD 7 anuales por ha, lo que arroja un VPN de USD 420 por ha.
- Depósito de carbono: existe una pérdida de USD 300-500 por ha para el bosque abierto. En cambio, la conversión de bosque cerrado secundario a terreno agrícola o pastizal supone una pérdida de USD 1000-1.500 por ha, y el paso de bosque primario a terreno agrícola o pastizal, una pérdida de USD 2.000 por ha.
- Turismo: USD 3,2 por visita para los turistas multipropósito y USD 70 para aquellos que sólo llegaron a visitar los bosques nativos.
- Funciones sociales: disposición a pagar por los residentes de los países desarrollados de USD 24-31 por familia.

Fuente: Azqueta (2000).

La transferibilidad de valores se basa en el hecho de que el valor económico de un activo ambiental puede ser extrapolado a partir de los resultados de algún estudio ya realizado. En la literatura, al estudio fuente se le conoce con el nombre de *study site*, y al segundo, estudio objeto de la transferencia, como *'policy site'*.

Pese a la gran cantidad de objeciones de tipo académico que han sido planteadas, la principal ventaja de este enfoque es que, al utilizar fuentes de información secundarias, permite un gran ahorro de coste y tiempo. Sin embargo, hay que mantener presentes algunas importantes limitaciones:

²³Sección obtenida de Azqueta (1994) y (2000).

- Al aplicar esta metodología se asume que las estimaciones de los estudios primarios (estudios fuente) son los “verdaderos” valores, por lo que la calidad de los resultados de la transferencia nunca podrá ser mejor que la de los del estudio fuente, el que, a su vez, depende de la fiabilidad y validez de los métodos de valoración utilizados.

- Es necesario tener muy en cuenta la idoneidad de los resultados de los estudios primarios a ser transferidos, ya que muchas de las valoraciones realizadas son específicas de un bien o servicio ambiental. Uno de los temas más complicados en la transferencia de valores es encontrar un estudio fuente con una especificación del recurso ambiental que se ajuste lo suficientemente bien al objeto de valoración, al cambio analizado, a las propiedades del bien objeto de estudio y a la población de interés.

VALORACIÓN ECONÓMICA TOTAL DEL BOSQUE A TRAVÉS DE DIFERENTES MÉTODOS

En Portilla (2001), utilizando algunos métodos de valoración como el costo de oportunidad, la transferencia de valor y los precios de mercado, se pretende llegar al valor económico total valorando los diferentes bienes y servicios ambientales del bosque. Concluye que el valor del Bosque de Protección Cordillera Escalera en Perú, determinado por las variables de uso directo, varía entre los USD 4.032.936 y los 4.135.179 al año (agricultura, agua potable, extracción de sal, piscicultura, fauna –10% del valor total–, actividad forestal, no maderables –10% del valor total– y actividades turísticas). Señala que el uso potencial de estos bienes varía entre los USD 93.840.279 y los USD 105.359.241. Para el caso de los servicios ambientales, arroja valores entre USD 393.235.813 y USD 400.616.643 (el servicio de generación de agua es el principal). El valor económico total de la diversidad biológica de este bosque lo señala entre USD 487.076.092 y USD 505.975.885 con un valor promedio de USD 496.525.988 (a precios del año 2000).

En este caso habría que tener cuidado con la agregación total de los bienes y servicios ambientales realizados por el autor, debido a que algunas podrían llegar a ser actividades excluyentes entre sí, o no podrían generalizarse para toda la extensión de la reserva. De todas formas es un buen intento de aproximar todos los valores (incluyendo el de existencia) de una reserva determinada.

Fuente: Portilla (2001).

En síntesis, al emplearse el método de la transferencia de beneficios se debe tener presente que se está aceptando el posible costo social que surgiría si las estimaciones son de baja calidad y conducen a decisiones erróneas. Se recomienda, por ello, que en el proceso de transferencia se realice un análisis de las limitaciones o de los juicios asumidos por el analista, lo cual fortalecerá la utilidad de la información generada. Todo ello pone de relieve la importancia de no traspasar los límites dentro de los cuales esta metodología puede ofrecer resultados satisfactorios. Esta es una primera aproximación para orientar la toma de decisiones, pero es sólo eso.

Para fijar tarifas, imponer multas o empezar alguna demanda de remediación de daño ambiental esta metodología deberá estar acompañada por métodos más precisos, como los analizados en la sección anterior, que permitan ratificar o rectificar las conclusiones obtenidas sobre la base de este método. De todos modos, no se debe desconocer la gran utilidad que tiene este tipo de metodología para los tomadores de decisión en el momento de enfrentarse a problemas que necesitan una solución urgente.

Como es obvio, el trabajo del analista en este campo se ve bastante facilitado al contar con un inventario de estudios primarios de valoración de externalidades ambientales sistemáticamente organizado. En esta línea está trabajando Environment Canadá desde 1993 para la elaboración de una base de datos de este tipo, conocida como “Environmental Valuation Reference Inventory” (EVRI), con el objetivo de hacer más fácil y accesible la transferencia de beneficios. También la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (EPA) ha comenzado a realizar esta labor para mejorar la utilización de este enfoque de transferibilidad de beneficios.

LAS ETAPAS DEL PROCESO DE TRANSFERIBILIDAD

Normalmente se plantean cinco etapas para el proceso de transferibilidad. Las cuatro primeras constituyen pasos previos necesarios para la selección de los estudios que actuarán como fuente de información primaria, y en la quinta se realiza la transferencia de beneficios propiamente dicha. Las cuatro fases previas son:

1) Análisis del cambio o efecto a valorar económicamente. En esta fase se analiza exhaustivamente el bien o servicio ambiental (o su variación) que va a ser objeto de la investigación, así como las características socioeconómicas de la población afectada por el cambio.

2) Identificación de los posibles estudios-fuente. Esta segunda fase se centra en una labor de búsqueda bibliográfica, para identificar las aplicaciones de los métodos de valoración que se hayan centrado en el bien o servicio ambiental que interesa.

3) Análisis de la adecuación de los estudios-fuente. El objetivo de esta tercera fase es identificar, dentro de los estudios ya realizados, los que mejor se adapten a los elementos de la investigación. Se recomienda la mayor similitud posible entre el contexto para el que se pretenden transferir las estimaciones y el contexto en el cual se han originado, atendiendo fundamentalmente a los siguientes factores: los atributos físicos, biológicos y ecológicos del bien ambiental, el cambio objeto de valoración, y las características socioeconómicas de la población.

4) Comprobación de la calidad de las estimaciones de los estudios-fuente seleccionados. La bondad de las estimaciones resultantes del proceso de transferencia depende en gran parte de la calidad de los estudios-fuente utilizados, la cual es examinada en función de su fiabilidad y validez. Los resultados son fiables si la varianza de los mismos se debe a errores aleatorios. En esta fase, se analizan los posibles estudios fuente prestando especial atención a aquellos elementos que pueden introducir variabilidad y/o sesgos en las valoraciones económicas estimadas: credibilidad del escenario planteado, tamaño de la muestra, vehículo de pago, forma funcional de la ecuación de demanda, etc.

5) Realización de la transferencia de los valores. En esta fase, finalmente, se realiza la extrapolación de los valores monetarios estimados en los estudios-fuente seleccionados al contexto del proyecto de investigación que se está llevando a cabo. Existen tres vías posibles de realizar esta transferencia:

- Transferencia del valor unitario medio. Este proceso de transferencia es el más simple, ya que asume la hipótesis de que un cambio en el bienestar experimentado por un individuo medio en el contexto del estudio-fuente es igual al experimentado por un individuo medio en el nuevo contexto de valoración. La transferencia implicaría únicamente multiplicar este valor medio por unidad de análisis (por ejemplo, el excedente del consumidor medio por visita a un área recreativa) por el cambio anticipado que resultaría en el contexto objetivo, si la valoración es ex-ante; y por el cambio ambiental ya conocido, si la valoración es ex-post.
- Transferencia del valor medio ajustado. El proceso de extrapolación es el mismo que en el caso anterior, pero los valores unitarios medios son ajustados antes de ser transferidos. Este ajuste puede ser de dos tipos. El primero se debe a las divergencias existentes entre ambos contextos de valoración, por lo que el analista realiza el ajuste en las estimaciones primarias para que éstas reflejen mejor las condiciones del nuevo sitio. En el segundo tipo, el analista opta por corregir los valores del estudio fuente si encuentra evidencias de la existencia de sesgos.
- Transferencia de la función de valor. En este caso se transfiere la función de demanda, previamente estimada, en un contexto similar al nuevo análisis propuesto. El analista debe recolectar los datos sobre las variables independientes de la función de demanda para la investigación objetivo: precio del bien ambiental, precio de sus bienes sustitutivos, ingresos medios de la población, etc. Con esta información, y los parámetros estimados de la función de demanda del estudio-fuente, se calcula una nueva ecuación, a partir de la cual podemos estimar el valor medio del recurso analizado. Con este proceso, se esperan estimaciones menos sesgadas que con la transferencia del valor medio.

Si los resultados obtenidos con este enfoque de transferencia de valor cumplen unos requisitos mínimos de exactitud con relación a determinados usos, el analista podrá obtener valoraciones monetarias de externalidades ambientales, con unos costes temporales y monetarios significativamente menores que si se hubiese aplicado cualquier otro método de valoración. Debido a que los estudios primarios constituyen la fuente de información para la transferencia, su utilización es fundamental para el buen desarrollo de este enfoque. Esta dependencia convierte el estudio de la exactitud y consistencia de estos métodos en un área de investigación importante para garantizar la idoneidad de la transferencia de beneficios.

Si bien el análisis de otro tipo de métodos de valoración escapa a los objetivos de este estudio, se hará mención a algunos métodos adicionales que se pueden utilizar para la valoración ambiental.

La programación lineal, por ejemplo, es un método basado en matrices matemáticas que incorpora los valores del proyecto y sus impactos en términos de restricciones lineales en cada uno de los sectores involucrados. El método de los coeficientes integrales, desarrollado en CEPAL por un equipo interdisciplinario, hace uso de técnicas de programación matemática en sus diversas formas (lineal, no lineal, por objetivos, dinámica). Sirve de medio para integrar los diferentes componentes del valor en una función objetivo (Función de Beneficio Social Neto) y poder incorporar los diferentes factores exógenos (restricciones ambientales, biológicas, socioculturales, tecnológicas, etc.).

Hay, además, otros métodos, de aplicación todavía más escasa, como el “método del gasto bruto”, el “método residual” y los “análisis multicriterio”, pero conviene tenerlos en cuenta, ya que, a pesar de las dificultades implícitas en ellos, pueden aplicarse muy bien a determinado tipo de proyectos.

La decisión multicriterio (DMC)²⁴

La decisión multicriterio (DMC) aparece dentro de la teoría de la decisión como una opción para optimizar varios objetivos en forma simultánea y posiblemente en conflicto (Azqueta y Ferreiro, 1994). Particularmente, en los problemas relacionados con el medio natural hay una serie de conflictos entre los criterios de tipo económico (maximizar la eficiencia del aprovechamiento de los recursos), los criterios de conservación del medio ambiente y los criterios de equidad social (garantizar una distribución equitativa de los beneficios y/o minimizar los impactos negativos que se sufren).

Aunque la optimización de los distintos objetivos propuestos simultáneamente es bastante difícil, debido a los conflictos existentes entre ellos, queda a criterio de los responsables del proyecto el resultado final. La decisión multicriterio proporciona una serie de indicadores que ayudarán a la toma de la decisión final, aunque ésta siempre está sujeta a los criterios subjetivos de la autoridad o dueño del recurso. Las dos grandes ramas en que puede dividirse la decisión multicriterio son: la decisión multiobjetivo y la decisión multidiscreta.

La decisión multicriterio acoge de forma natural, pues ésa es su esencia, la multiplicidad de criterios (facetas, impactos, puntos de vista, etc.) que en toda elección real se plantean. Esto trae consigo numerosas ventajas (Azqueta y Ferreiro, 1994):

- No hay necesidad de recurrir a la rígida reducción a una escala monetaria, como hace el análisis costo-beneficio.
- Por el contrario, la decisión multicriterio se constituye en un marco de análisis del conflicto entre los criterios, ofreciendo múltiples posibilidades de compromiso.
- En el caso, bastante frecuente en asuntos de gestión ambiental, de que los criterios reflejen opiniones de los distintos autores o agentes decisores involucrados, la decisión multicriterio ofrece asimismo un adecuado terreno de discusión, permitiendo que ésta se traslade desde las alternativas hacia los criterios, lo cual necesariamente hace dicha discusión más reflexiva y menos apasionada.

La decisión multicriterio, por otra parte, no se opone a otros enfoques metodológicos necesarios por las características de algunos tipos de problemas. De hecho, puede ser un excelente complemento del análisis costo-beneficio. Por su parte, la dinámica, la incertidumbre o los múltiples actores son facetas que pueden ser acogidas por la decisión multicriterio. Con todo, estas ventajas no deben hacernos olvidar las sutilezas y cuidados que se deben tener al momento de aplicar este método:

²⁴Obtenido de Azqueta y Ferreiro (1994) y de Barrantes (2000).

- Una adecuada selección y medida de los criterios, que deben esencialmente obedecer a sólidas razones descriptivas, si se trata de un decisor único, o a consideraciones dictadas por la naturaleza del conflicto, si se está en un contexto de negociación.
- Una cuidadosa asignación de las ponderaciones, por su papel crucial como representación de las preferencias del decisor y por su importancia clave en los resultados finales.
- Un correcto uso e interpretación del método o de los métodos de ordenación que se empleen.
- Un análisis de sensibilidad que permita calibrar la robustez de los resultados respecto de la frecuente imprecisión de los datos y parámetros utilizados.

Cuadro I.5. – Resumen de los métodos de valoración económica

TÉCNICAS	DESCRIPCIÓN	COMENTARIOS	BIBLIOGRAFÍA RECOMENDADA	ERRORES COMUNES	LIMITACIONES Y DIFICULTADES
MÉTODOS BASADOS EN VALORES DE MERCADO (Maderables y No Maderables)					
Técnicas que utilizan directamente precios de mercado					
1) Cambios en la productividad	Esta metodología puede ser considerada como una extensión directa del análisis tradicional de costo-beneficio. Cuando un proyecto de desarrollo afecta la producción y/o productividad (positiva o negativamente), los cambios generados pueden ser valorados usando precios de mercado o económicos (o precios sombra de existir alguna distorsión). Utiliza precios establecidos en los mercados, así como también estudios de mercado, observación directa y mercados experimentales.	<p>Usos directos: Extractivos: explotación de madera; leña para combustible; materiales para la construcción; fruta; plantas medicinales y aromáticas; caza; producción de cultivos; ganadería.</p> <p>No Extractivos: recreación.</p> <p>Usos indirectos: regulación hidrológica; prevención de inundaciones; disponibilidad de agua para uso doméstico y riego; impacto en pesquerías; purificación de agua; impactos sobre la salud; polinización de cultivos; control natural de plagas; regulación de microclimas; costos calefacción / refrigeración, etc.</p>	<p><i>Peters, Gentry y Mendelsohn (1989).</i></p> <p><i>Windevoxhel (1992) analizado en Emerton (2000).</i></p> <p><i>Aylward (1998), analizado en Bis - hop (1999).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Suponer que la productividad es completamente pérdida (o ganada). • Suponer que todo cambio en productividad es positivo (o negativo): es necesario ver el efecto neto de todos los cambios. • Suponer que altos niveles de uso son sostenibles. • Usar en cálculos niveles sostenibles de cosecha calculados sobre la base del nivel actual de explotación. • No considerar que los precios de muchos productos comercializados son distorsionados por intervenciones del gobierno o por fallas en el mercado. • No utilizar análisis económico/social (ajustando externalidades) y sólo utilizar análisis financiero/privado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Muchas cantidades no son registradas en los mercados. • Generalmente es difícil estimar el cambio en cantidades. • Muchos productos de interés no son comercializados y no tienen sustitutos aparentes. • Necesita de estudios caros y generalmente la información es insuficiente. • No siempre existen sustitutos. • Elude economías y deseconomías de escala. • No considera efectos distributivos de beneficios. • No se puede conocer el margen de error en las estimaciones al utilizar bienes sustitutos para los cálculos.

<p>2) Costo de oportunidad</p>	<p>Está basado en la idea de que los costos de usar un recurso para ciertas actividades que no tienen precios en un mercado establecido, o no son comercializados, pueden ser estimados usando, como variable de aproximación, el ingreso perdido (o no recibido) por dejar de utilizar el recurso en otros usos alternativos que si tienen precios de mercado.</p>	<p>Un ejemplo puede ser aproximar el valor de un área protegida a través de los ingresos dejados de percibir por actividades agropecuarias y maderables.</p>	<p><i>Browder (1988).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Asumir que siempre existe una actividad alternativa que se puede desarrollar. • Todos los errores enunciados en el método de cambio de productividad. 	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizar los valores obtenidos por este método como una medida apropiada para compensación por daños ecológicos. • Generalmente esta medida debe ser considerada como una aproximación del mínimo valor de un beneficio determinado.
<p>Técnicas en las cuales los gastos actuales o potenciales son utilizados para valorar costos</p>					
<p>3) Método de costo-efectividad</p>	<p>Este método no intenta medir directamente el valor del bien o el beneficio ambiental del mismo, sino que intenta analizar y cuantificar el menor costo entre diferentes métodos que permitan lograr un nivel o efecto previamente determinado.</p>	<p>Se pueden identificar los costos de aplicar una política o acción específica y determinar si tal acción es deseable o no. Generalmente utilizado cuando lo que se busca es minimizar costos de una decisión de política tomada.</p>		<ul style="list-style-type: none"> • No considerar que los precios de muchos productos son distorsionados por intervenciones del gobierno o por fallas en el mercado. • No utilizar análisis económico/social (ajustando externalidades) y sólo utilizar análisis financiero/privado. 	<ul style="list-style-type: none"> • No se valora el bien o servicio ambiental, sólo se valora el costo de la política que lo afecta.
<p>4) Gastos defensivos o preventivos</p>	<p>Se pretende estimar el valor de un daño ambiental a través de los gastos efectivos o potenciales a cargo de los individuos, firmas, gobiernos o comunidades, necesarios para prevenir efectos ambientales indeseables.</p>	<p>Los daños ambientales son difíciles de evaluar (por su magnitud, extensión y percepción social), la información acerca de los gastos defensivos constituye una buena aproximación.</p>	<p><i>Yparraguirre (2001).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Los mismos que en costo-efectividad. 	<ul style="list-style-type: none"> • No se puede conocer el margen de error en las estimaciones al utilizar bienes sustitutos para los cálculos.
<p>5) Costos de reubicación y reposición</p>	<p>Costos de reubicación Este método se basa en los costos estimados en los que se debe incurrir para la reubicación de un determinado recurso natural, comunidad o activo físico debido a daños ambientales. Costos de reposición Una metodología bastante parecida a la anterior que se usa fundamentalmente como estimador de los costos de la contaminación o destrucción ambiental (polución, deforestación, etc.).</p>	<p>Se lo puede considerar como una medida superior del costo ambiental y se constituye por tanto en una medida indirecta interesante del beneficio que puede ser derivado de las acciones llevadas a cabo para prevenir que tal daño ocurra. Se basa en la medición de los costos en que se incurre al reemplazar activos productivos dañados por un proyecto. Estos costos pueden ser medidos basándose en estimadores técnicos o contables de los costos de reposición de los activos físicos o recursos naturales afectados.</p>	<p><i>Barrantes y Chaves (2000).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Los mismos que en costo-efectividad 	<ul style="list-style-type: none"> • No siempre existen sustitutos para los ecosistemas afectados. • Elude economías y diseconomías de escala. • Los resultados de estos métodos dependen de cuán eficiente sea la estimación del potencial económico del bosque.

MÉTODOS BASADOS EN PREFERENCIAS REVELADAS (Estos métodos de valoración hacen uso de los precios de mercado en forma indirecta –mercados subrogados–. Se utiliza esta clase de métodos cuando diversos aspectos o atributos de los recursos naturales o servicios ambientales que quieren ser analizados no tienen precios reflejados en un mercado establecido.)					
1) Costo de viaje	Para valorar bienes y servicios recreativos o recursos escénicos. Se basa en el supuesto de que los consumidores valoran la experiencia de visitar un bosque, al menos en lo que invierten en llegar ahí, incluyendo todos los costos directos de transporte, así como el costo de oportunidad de su tiempo gastado en el viaje (ganancias dejadas de percibir). Se aplica a la valoración de áreas naturales que cumplen una función de recreación, y tienen características únicas. Se intenta estimar cómo varía la demanda del bien ambiental (el número de visitas) ante cambios en el costo de disfrutarlo, analizando los cambios en el excedente del consumidor.	Mediante encuestas y estimaciones de costo de traslado del lugar de origen al lugar turístico (parque, playa, montaña, etc.) se determinan los costos en que incurrieron los visitantes según distancia, medio de transporte y condiciones de uso. Metodología utilizada: • Asignación de zonas de viaje. • Encuestas de uso recreativo (zona de origen, visitas por año, propósito y costo del viaje, características socioeconómicas). • Definición de la función de costo de viaje. • Cálculo de los beneficios netos y de los excedentes del consumidor.	<i>Tobias y Mendel - sohn (1991) en Bis - hop (1999).</i> <i>Galvin (2000).</i>	Los errores más comunes se cometen en: • Estimación de todo el tiempo empleado de viaje como imputable al destino analizado. • Errores de cálculo en los gastos directos de viaje y admisión al sitio imputables al análisis. • Considerar viajes multipropósito como monopropósito, sin el análisis, ajustes y cálculos necesarios.	<ul style="list-style-type: none"> • No brinda información acerca de los no-usuarios o usuarios potenciales; únicamente acerca de los visitantes. • Los resultados son muy sensibles a la especificación de la demanda y al valor asignado al tiempo. • Omite valores de existencia y opción y los beneficios que las personas que nunca han visitado el lugar perciben. • Los viajes tienen muchos propósitos y el viaje en sí puede ser parte del placer, no un costo.
2) Método de precios hedónicos	Se basa en la idea de que los precios pueden ser considerados como compuestos, en los que se pueden determinar los precios implícitos de ciertas características del activo (que son justamente las que determinan su valor). Otra forma de mirar los precios hedónicos es a través del "diferencial de salarios", que consiste en estimar el diferencial de salario requerido para que un trabajador acepte un trabajo bajo condiciones ambientales distintas de aquellas en que habitualmente se desarrolla.	El supuesto es que el diferencial de precio obtenido, después de que todas las variables comunes han sido consideradas, refleja la valoración que el o los individuos hacen del bien o servicio ambiental en cuestión.			<ul style="list-style-type: none"> • Es un método muy poco utilizado fuera del ámbito de valoración de bienes raíces.
3) Método de bienes sustitutos	Este es un método bastante sencillo, para el caso de aquellos recursos forestales que no tienen mercado o que son utilizados directamente o en autoconsumo (por ejemplo, la leña). De hecho, éste es uno de los métodos que más se utilizan como apoyo a los demás métodos.	El valor de la leña utilizada en una comunidad puede ser estimado basándose en el precio de mercado de bienes similares (por ejemplo, la leña vendida en otras áreas) o el valor de la mejor alternativa o bien sustituto (por ejemplo, carbón vegetal o gas para consumo doméstico).	<i>Adger, Brown, Cervigni, y Moran (1995).</i>		<ul style="list-style-type: none"> • La medida en la cual el valor del bien de mercado alternativo refleja el valor del bien ambiental en cuestión, depende del grado de similitud o sustitución entre ellos.

MÉTODOS BASADOS EN PREFERENCIAS DECLARADAS (Estos métodos de valoración hacen uso de mercados ficticios o potenciales.)					
<p>1) Método de valoración contingente (MVC)</p>	<p>Se fundamenta en la medición del impacto de un proyecto sobre el bienestar de una población, midiendo la máxima disposición a pagar por evitar un mal o por recibir una mejora ambiental. Se utiliza un enfoque directo (utilización de encuestas, entrevistas, cuestionarios, etc.). Se puede aplicar a cualquier situación porque obtiene los datos de un mercado hipotético. Aplicar el MVC es mejor que no aplicar nada, especialmente cuando se trata de bienes ambientales no transables cuyo valor económico es desconocido. Ayuda a cuantificar cualquier impacto Ambiental.</p>	<p>Se pregunta mediante un cuestionario lo que estarían dispuestas a pagar por un beneficio y/o lo que estarían dispuestas a tolerar un perjuicio. Técnicas contingentes:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Juegos de Transacciones. • Experimentos. • Tomar o Dejar. • Juegos de Licitación. • Elección sin Costo. • Técnicas Delphi. 	<p><i>Moran y Moraes (1995), en Seroa da Motta (1998).</i></p>		<p>Sesgos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Punto de partida: la DAP expresada en cuestionarios tipo referéndum puede ser afectada por el valor inicial propuesto. • "Embedding": el mismo bien recibe un valor más bajo si es percibido como parte de un bien más grande. • DAPvs. DAA: no es lo mismo preguntar por la "disposición a pagar" que por la "disposición a aceptar compensación". • Hipotético. • Vehículo de pago. • Entrevistador.
OTRAS METODOLOGÍAS					
<p>1) Análisis multicriterio</p>	<p>Idea central: evaluar un problema (economía) de forma multidimensional con un conjunto limitado de indicadores que emiten señales contradictorias de la sostenibilidad. Imposibilidad de maximizar todo al mismo tiempo (Roy, 1985 y Martínez-Alier, 1994). Las dos grandes ramas en que puede dividirse la decisión multicriterio son: la decisión multiobjetivo y la decisión multidiscreta.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Se lo puede aplicar en el nivel macroeconómico. • Permite vincular sistemas económicos y ecológicos mediante indicadores monetarios y no monetarios, (afín con la escuela conocida como Economía Ecológica). • Resultados consistentes con otros enfoques: muestra el clásico trade-off del desarrollo económico. • La definición y número de indicadores, la estructuración de la información y los umbrales pueden cambiar resultados. 			<ul style="list-style-type: none"> • La optimización de los distintos objetivos propuestos simultáneamente es bastante difícil, debido a los conflictos existentes entre ellos. • El resultado final queda a criterio de los responsables del proyecto. • La decisión multicriterio proporciona una serie de indicadores que, si bien ayudan a tomar la decisión final, no impiden que ésta esté sujeta a los criterios subjetivos de la autoridad o del dueño del recurso.
<p>2) Transferencia de valor</p>	<p>Se basa en que el valor económico de un activo ambiental podría ser extrapolado, bajo ciertas circunstancias, a partir de los resultados de algún estudio ya realizado. En la literatura, al estudio fuente se le conoce con el nombre de study site, y al segundo, el estudio objeto de la transferencia de valor, como policy site. Pese a las objeciones, la principal ventaja de este enfoque es que, al utilizar fuentes de información secundarias, permite un gran ahorro de coste y tiempo. Existen tres vías posibles de realizar esta transferencia:</p> <ol style="list-style-type: none"> a) Transferencia del valor unitario medio. b) Transferencia del valor medio ajustado. c) Transferencia de la función de valor. 	<p><i>Fases del Proceso de Transferencia de Valor:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Análisis del cambio o efecto a valorar económicamente. • Identificación de los posibles estudios-fuente. • Análisis de la adecuación de los estudios-fuente. • Comprobación de la calidad de las estimaciones de los estudios-fuente seleccionados. • Realización de la transferencia de los valores. 	<p><i>Azqueta (2000), Portilla (2001), en Glave y Pizarro (Eds.)</i></p>	<p>Problemas con los datos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Datos incompletos / no sistemáticos. • Cobertura geográfica inadecuada. • Variación estocástica. • Cambios técnicos. • La teoría "mentira grande" de validación de indicadores. <p>Al usar la transferencia de valores se debe tener presente que se está aceptando el posible costo social que surgiría si las estimaciones son de baja calidad y conducen a decisiones erróneas.</p>	<p>Se asume que las estimaciones de los estudios primarios (estudios fuente) son los "verdaderos" valores, por lo que la calidad de los resultados de la transferencia nunca podrá ser mejor que la del estudio fuente. Uno de los temas más complicados es encontrar un estudio fuente con una especificación del recurso ambiental que se ajuste lo suficientemente bien al objeto de valoración, al cambio analizado, a las propiedades del bien objeto de estudio y a la población de interés. Este tipo de cálculos debe ser entendido como una primera aproximación al valor que se busca cuantificar y que se debería realizar un estudio mucho más profundo, si se pretende ratificar o rectificar los resultados obtenidos por este procedimiento.</p>

D.Burneo, con adaptaciones de Jäger et al. (2001) y del material del Seminario "Rentabilizar la Conservación de la Biodiversidad", organizado por el WBI, el Consorcio de Investigación Económica y Social y la Fundación MacArthur (Lima, Perú - Enero de 2002).

5. Conclusiones

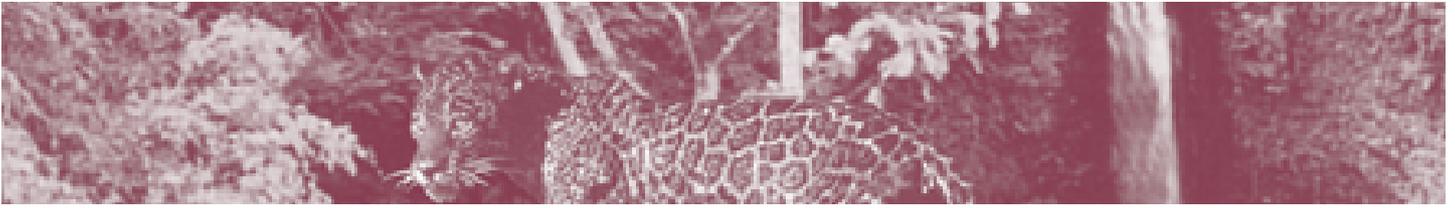
- Las externalidades o la imposibilidad de internalizar ciertos efectos colaterales derivados de las actividades económicas en ecosistemas forestales introducen diferencias sustanciales entre los costos y beneficios privados, por un lado, y los sociales, por el otro. Por lo tanto, a menos que se logre un consenso en la asignación de valores para los diferentes recursos, éstos tenderán a ser mal manejado y, en particular, sobreexplotados.
- Los valores que adquiere el bosque para los agentes económicos, de acuerdo con las funciones que cumple directa o indirectamente para ellos, se traducen operativamente en diferentes niveles de rentabilidad. El estudio de estas manifestaciones de rentabilidad permitirá detectar las potenciales fuentes de conflicto entre los distintos agentes y grupos afectados. De hecho, en economías inflacionarias, los agentes suelen orientar sus decisiones hacia el corto plazo. La principal razón para este comportamiento es que el costo de oportunidad de las actividades de largo plazo se incrementa en forma considerable a medida que los precios aumentan, haciendo más rentables actividades como la explotación maderable no sostenible, generando, por lo tanto, procesos de deforestación.
- Muchos de los bienes y servicios del bosque todavía no tienen valor de mercado, y podría pasar algún tiempo para que se desarrollen mecanismos de precios para los mismos. La imposibilidad de cristalizar estos beneficios en las funciones de utilidad privada puede generar fallas de mercado que se traducen en aparentes costos adicionales para las actividades sostenibles, costos que a menudo deben ser asumidos por los propietarios de la tierra, ya sean agentes públicos o privados.
- Esa situación crea la equivocada percepción de que la conservación representa costos adicionales y un sacrificio de oportunidades económicas contenidas en otros usos no sostenibles del bosque. Por lo tanto, la falta de habilidad para generar beneficios directos de la conservación puede significar que las áreas protegidas, bosques protectores y bosques privados, de los cuales la sociedad deriva una serie de beneficios ambientales y económicos, sean alterados y cambiados a otros usos para satisfacer intereses locales de corto plazo, con la consecuente asignación ineficiente de los recursos en el tiempo.
- A pesar de su gran importancia, los resultados de la valoración económica de un ecosistema forestal no deberían estar pensados exclusivamente como un medio de proveer información sobre valores monetarios para sus bienes y servicios. Estos resultados deberían ser utilizados principalmente como soporte de un proceso eficiente de toma de decisiones por parte de las autoridades forestales, ya sea en la elaboración de políticas o en la aplicación de instrumentos y reglamentaciones; o bien, como una fuente de información que permita realizar un análisis costo-beneficio de las propuestas presentadas, frente a sus respectivos proyectos sombra.
- La tecnología de valoración, si bien ha avanzado bastante en los últimos años, es aún imperfecta, razón por la cual hay que tener en cuenta que los resultados obtenidos a través de las diferentes metodologías generan valores aproximados y de tipo parcial. Para obtener una estimación de la importancia económica de la biodiversidad de los bosques existen diversos métodos y técnicas de valoración, generalmente clasificados según el concepto de valor adoptado. Muchas veces es necesario y aconsejable utilizar más de un método a la vez, o estimar el mismo valor mediante diferentes técnicas. Esto posibilita:

- Generar información para el desarrollo y aplicación de metodologías de análisis y formulación de políticas.
- Desarrollar estrategias para la conservación, recuperación, mantenimiento y aprovechamiento sostenible de los recursos forestales.
- Establecer precios para bienes y servicios de la biodiversidad.
- Desarrollar sistemas contables que muestren la relación economía-ecología.
- Establecer el costo que tienen las actividades económicas sobre el ambiente y los ecosistemas forestales.
- Apoyar sistemas de generación de ingresos para el financiamiento de la conservación de la biodiversidad.
- Incluir la variable ambiental en la formulación de políticas de desarrollo.
- Determinar la forma en que la sociedad percibe el valor de los servicios ambientales.
- Considerar la respuesta de la sociedad ante cambios en la existencia de los recursos.
- Reconocer la relación entre servicio ambiental, desarrollo económico y bienestar.
- Proveer criterios económicos para sustentar tarifas y cobros.
- Permitir la transparencia y rendición de cuentas.
- Efectuar análisis costo-beneficio de las alternativas de uso del suelo.

CAPITULO II

La activación del valor. Del abordaje plural de métodos de valoración al diseño de políticas e incentivos

Xavier Izko



1. Flujos ecológicos y proceso de valoración

Como hemos visto, existen distintas clasificaciones de los bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas. Sus usos pueden ser directos (bienes y servicios) e indirectos (funciones ambientales), tanto con relación al presente (uso actual) como al futuro (uso potencial - valor de opción); existen también componentes (biodiversidad, cultura) que pueden ser valorados como “activos” en sí mismos (“valor de existencia”), independientemente de su conexión con una determinada forma de uso.

Sin embargo, los bienes y servicios ambientales eluden frecuentemente las clasificaciones propuestas; existe una realimentación permanente entre las distintas formas de valorización, incluyendo tanto los valores específicos de cada dimensión ambiental como los flujos de valor que se producen entre cada una de ellas. Así, la biodiversidad (que tiene un valor de existencia) puede también ser objeto de uso directo o indirecto, a través de actividades como la investigación, educación, obtención de material genético o protección de la estabilidad ecológica y sus funciones.

De igual manera, las especies de vida silvestre (además de su uso directo) pueden ser valorizadas indirectamente a partir de roles ecológicos claves, como la dispersión de semillas (Barbier, 1992; Pearce, 1993; Pearce y Moran, 1995). En forma similar, determinadas actividades productivas que se desarrollan fuera de los bosques (agricultura, piscicultura, apicultura) pueden basarse en una valorización de los bienes o servicios ambientales proporcionados por los ecosistemas (agua, flora, etc.). Este conjunto de articulaciones permite acceder a una suerte de “valor agregado total”, que ayuda a recrear permanentemente los equilibrios en el ámbito de toda el área bajo manejo.

Hemos visto también que es factible recurrir a un amplio rango de métodos de valoración explícitos o implícitos, directos o indirectos, cuantitativos o cualitativos. De hecho, existe una casuística cada vez más abundante que da cuenta de la posibilidad de activarlos en beneficio de la conservación (ver Capítulo I).

Sin embargo, quedan todavía al descubierto una serie de flancos. Por una parte, los estudios de caso examinan a veces un punto específico de los ecosistemas, asociado frecuentemente a los aspectos más fácilmente identificables, y dejan de lado otros aspectos menos susceptibles de cuantificación o cualificación apropiada. Por otra, no siempre es fácil dar cuenta del conjunto de valores de los ecosistemas. Aunque muchos servicios y funciones pueden ser evaluados en términos económicos, otros no pueden ser objeto de una valoración monetaria significativa.

Sin duda, algunos métodos deben ser aplicados en forma individual cuando las características de un determinado bien o servicio requieren una aproximación específica y exclusiva; pero existen situaciones en las que resulta insuficiente un solo modo de acceso a la valoración, en particular cuando se trata de dar cuenta del conjunto de valores de un ecosistema, o de las relaciones entre un área protegida y su zona de amortiguamiento.

En estos casos, es recomendable intentar priorizar los métodos de valoración, apelando a la combinación de varias alternativas en forma sincrónica o diacrónica (no es lo mismo el “cambio de productividad” fuera del bosque, que la valoración de un bien o de un servicio ambiental dentro de él), pero evitando al mismo tiempo la eventual duplicación de los valores. Con todo, si bien la combinación de distintos métodos es algo plausible y deseable en términos científicos, su aplicación puede verse obstaculizada por dificultades prácticas, como la imposibilidad de recurrir a un número suficiente de expertos o problemas presupuestarios.

Estas son algunas sugerencias para la utilización sucesiva de los distintos métodos de valoración:

- el análisis podría arrancar cuantificando los outputs físicos que tienen precios de mercado (valores de uso directo, como en el caso de la madera y de los productos forestales no maderables - PFNM), sobre todo en bosques comunitarios y privados sobre los que se ejercen distintos tipos de presiones, ya que es una aproximación más segura y suele otorgar más confianza a los actores involucrados;
- esta valoración está sujeta a las distorsiones del mercado, por lo que es aconsejable recurrir a otras medidas complementarias, valorando por separado los beneficios ambientales indirectos, para poder disponer de una visión global del conjunto de posibilidades de valoración, hasta el punto en que el proyecto lo justifique;
- donde no existe la posibilidad de realizar una valoración mercantil directa, es conveniente utilizar dos o más métodos alternativos (por ejemplo los gastos actuales o potenciales para valorar costos, más las preferencias reveladas o declaradas) a fin de encontrar un rango plausible de valores;
- métodos como los “costos de oportunidad” (basados en los ingresos no percibidos) pueden dar una idea aproximada del costo de la preservación, en lugar de valorizar los beneficios directos que podría proporcionar, por ejemplo, un Parque Nacional. Sin embargo, de cara a su aplicación práctica, solo la valorización del Parque en sí misma (combinando distintos tipos de valoración) permitirá imaginar en qué medida los costos de oportunidad pueden ser reducidos o compensados, sobre todo en los casos en los que existen mayores impactos, y anticipar si la protección del Parque es políticamente viable o se trata de un mero gesto voluntarista;
- el caso de los productos no maderables permite visualizar la posibilidad de conjugar distintas perspectivas en su valoración y manejo:

3 la extracción de PFNM está relacionada con otros componentes del ecosistema. De hecho, el extractivismo puede incentivar la desaparición de la macrofauna debido a las actividades de caza asociadas y altera el proceso de coevolución planta-animal. Con todo, la cosecha de PFNM es mucho más sostenible que otras alternativas, como la ganadería o la tala;

3 la cosecha de los PFNM es compatible con otras actividades, como la cosecha selectiva de madera (ver Capítulo I);

3 la sostenibilidad económica del extractivismo requiere una apropiada combinación con otras actividades, como la agricultura. De hecho, el extractivismo está siendo visto como la primera etapa hacia una agricultura sostenible, de manera que la (semi)domesticación de plantas, con agregación de valor, se convierta en el desenlace normal de las actividades extractivas, manteniendo el bosque como un repositorio de plántulas, susceptible de ser valorado también desde otros puntos de vista (servicios). Con todo, es importante evitar que los productos no maderables semidomesticados fuera del bosque no degeneren e incidan sobre los hábitats originales (Ruiz Pérez, 1997; Nepstad y Schwarzman, 1992; Aragón Castillo, 1995);

- el método “multicriterio” constituye también, en sí mismo, un enfoque plural del valor, que complementa las alternativas “objetivas” con los criterios subjetivos, en el marco de los procesos reales de toma de decisiones.

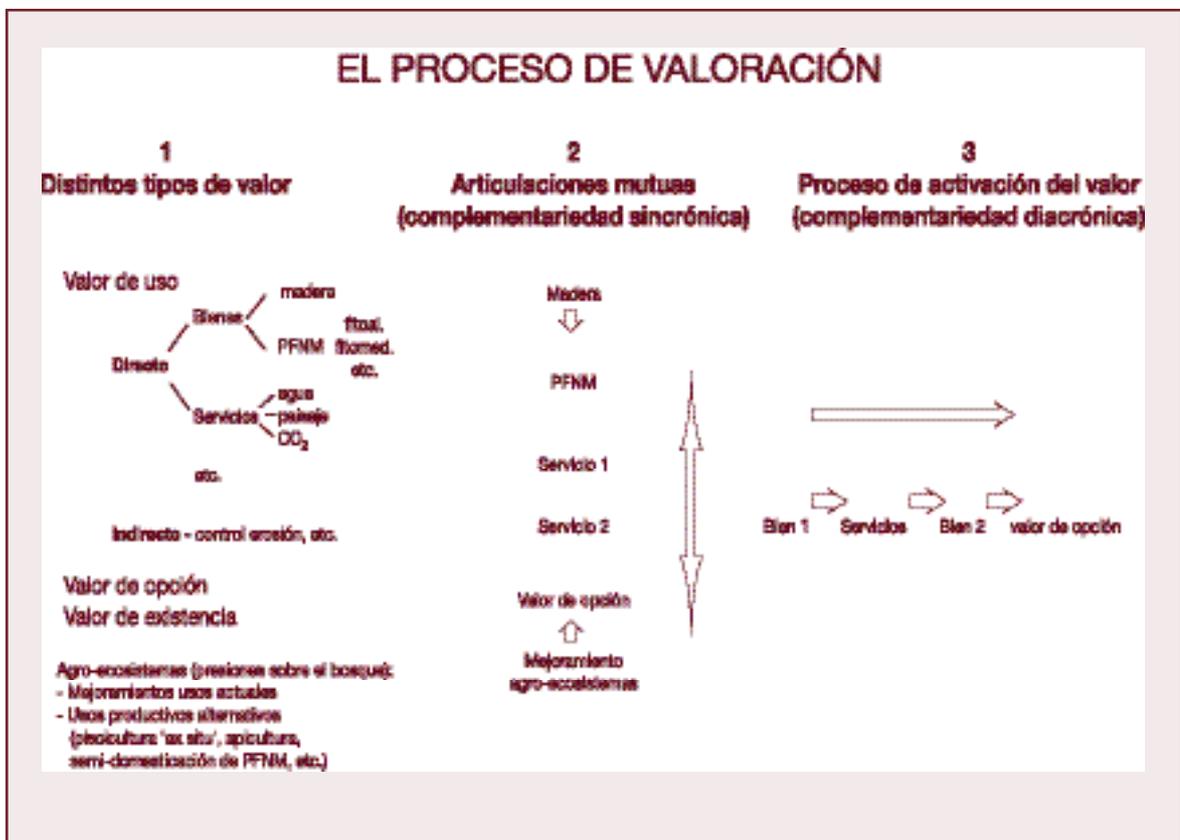
Relaciones ecosistémicas y accesos a la valoración

Por otra parte, la existencia de distintos elementos e interacciones dentro de los ecosistemas invita a conjugar enfoques distintos de la valoración de bienes y servicios, que pueden ser activados en forma simultánea (sincrónica) o sucesiva (diacrónica).

En dos libros recientes, Southgate (1998) y Ferraro (2000) contraponen, respectivamente, la economía agrícola a la economía forestal y los pagos por servicios ambientales a las actividades de desarrollo. Concluyen, en el primer caso, la insuficiencia global de los recursos forestales para hacer frente a las presiones que se originan en las áreas agropecuarias, en el mercado y en las políticas estatales; y en el segundo, la mayor conveniencia de los pagos por servicios ambientales vs. las prácticas habituales del desarrollo (productos no maderables, manejo de presiones fuera del bosque, etc.).

Sin embargo, la perspectiva apropiada no es contraponer las distintas actividades, sino aprender a activarlas de manera selectiva, sinérgica y procesual (Izko, 1998) considerando los distintos contextos socioambientales, estableciendo vinculaciones apropiadas entre los ecosistemas forestales y los agroecosistemas (donde se originan a menudo las presiones sobre los bosques) y utilizando de manera sucesiva las alternativas disponibles: en un momento dado, la alternativa 1 puede ser mejor que la alternativa 2; pero eso no quiere decir que la alternativa 2 sea mala, ya que puede ser activada más adelante, cuando existan condiciones apropiadas, dando lugar a una suerte de “complementariedad diacrónica” entre ellas a lo largo del tiempo. El Cuadro II.1 ilustra estas alternativas (ver también el acápite siguiente de este Capítulo).

Cuadro II.1



2. Pequeños productores, ecosistemas forestales y agroecosistemas: combinación de enfoques para el uso sostenible de los bosques¹

Queremos ilustrar la factibilidad de este abordaje a la vez plural y diferenciado mediante la aplicación del conjunto de instrumentos disponibles al caso de los pequeños productores rurales (indígenas, campesinos, colonos), que constituye una de las categorías sociales más directamente relacionadas con la deforestación y, al mismo tiempo, con las posibilidades de un manejo sostenible. Los instrumentos utilizados anticipan también la posibilidad de recurrir a mecanismos no económicos, como medidas de incentivo (ver más adelante).

2.1. Ecosistemas forestales y lógicas productivas

En términos generales, los ecosistemas forestales son parte integrante del sistema productivo indígena y campesino, por lo que no pueden ser considerados en forma separada de los demás componentes de la economía rural.

Existen, ciertamente, auténticas “culturas forestales” en Sudamérica (pueblos indígenas), con importantes conocimientos sobre los usos de los bienes y servicios forestales, aunque confrontan distintos procesos de cambio. Pero también los demás actores rurales con acceso a recursos forestales (campesinos, algunos colonos) tienden a crear un equilibrio entre la necesidad de suelo forestal para ampliar la frontera agrícola y el uso del bosque, que proporciona, por ejemplo, agua o forraje para el ganado en muchos bosques de la región andina. Sin embargo, en situaciones de acceso precario a la tierra y en zonas de expansión de la frontera agrícola (colonización), la “cultura parcelaria” campesina entra a menudo en conflicto con la “cultura forestal” remanente y tiende a prevalecer sobre ella.

La sostenibilidad del desarrollo depende precisamente de las interacciones entre el conjunto de recursos disponibles (actuales y potenciales), de manera que sea posible valorarlos en forma diferenciada y diversificar las modalidades de control sobre las presiones ejercidas por la gente². Y esto exige prestar atención a sus lógicas culturales y productivas, considerando su estructura y orientación (autosubsistencia / mercado, etc.).

En realidad, el uso sostenible podría ser caracterizado como el arte de manejar los recursos a partir de las presiones que la gente ejerce sobre ellos, incorporando y ampliando los elementos “positivos” de la relación con el entorno (conocimientos tradicionales, prácticas sostenibles). Y este “manejo de presiones” implica analizar el origen, las manifestaciones y la orientación de los usos, identificando también las causas no locales de las presiones y su relación con la escena local, y buscando acercar progresivamente los comportamientos de la gente al ideal ambiental a lo largo del “proceso de uso” (Izko, 1998)³.

¹Estas reflexiones han sido producidas en el marco del Programa Regional de Bosques Nativos Andinos - PROBONA(UICN - IC), del que el autor de este capítulo ha sido coordinador (1993-2001). La sistematización de las experiencias del programa dio lugar a un estudio de caso, que ha obtenido el Primer Premio Latinoamericano con ocasión del Foro Internacional de las Montañas (PNUMA- Mountain Forum - CONDESAN). El estudio ha sido publicado en <http://www.condesan.org/infoandina/foros/bishkek>

²Ver Wunder, Laso y Guerrón (1996) y Wunder (2000) para las relaciones entre la economía forestal y los demás rubros de la economía campesina, referido al caso ecuatoriano. Ver Painter y Durhan (1994) para el análisis de las causas sociales de la destrucción ambiental en América Latina.

³Para una visión panorámica de las principales posiciones existentes en torno del desarrollo sostenible, ver, entre otros: Goodman y Redclift, Eds. (1991); Jacobs (1995); Reid (1995); Kirkby et al. (1995); Jiménez Herrero (2000).

Interacciones dentro de los ecosistemas forestales

Como ya ha sido señalado (ver Capítulo I), dentro de los ecosistemas forestales existen especies de fauna y flora que interactúan entre sí en un medio físico abiótico, dando lugar a una serie de flujos estructurales y funcionales que posibilitan la provisión de bienes y servicios forestales. Desde el punto de vista del uso sostenible, la apropiada activación del conjunto de usos posibles de un ecosistema forestal (directos e indirectos) requiere conjugar en forma interactiva las siguientes dimensiones:

- la preservación de recursos y funciones estratégicas (flora y fauna endémica y amenazada, fuentes de agua, suelos en pendientes pronunciadas, microclima);
- la recuperación de los ecosistemas degradados (conservación de suelos, reforestación, reciclaje de residuos, control de la contaminación...),
- y el uso sostenible propiamente tal de los bienes (maderables, no maderables) y servicios disponibles (agua, paisaje, clima, fijación de CO₂).

Estas tres dimensiones permiten estructurar la zonificación de los bosques. Deben retroalimentarse mutuamente, de manera que sea posible negociar la sustitución de presiones sobre recursos estratégicos a ser protegidos, mediante el uso sostenible de otros recursos menos amenazados (dentro y/o fuera de los bosques) y la recuperación de la capacidad productiva de los suelos en proceso de degradación.

Interacciones “entre” ecosistemas

A su vez, los ecosistemas forestales se relacionan con otros ecosistemas, como los páramos de altura en el caso de los bosques nublados, con los que se establecen a menudo –por contigüidad geográfica y complementariedad ecológica– relaciones sinérgicas en la provisión de servicios ambientales (agua, control de la erosión y del microclima).

Los bosques están también vinculados con los agroecosistemas situados en sus inmediaciones, con los que existen relaciones alternantes, que oscilan entre la provisión de bienes y servicios por parte de los bosques (agua), la extracción sostenible (funcional a la existencia de conocimientos nativos tradicionales o a las prácticas introducidas por los proyectos) y la depredación (presiones). Dentro de los agroecosistemas encontramos usos actuales susceptibles de ser mejorados (semiintensificación productiva) complementados con proyectos productivos alternativos.

Cada uno de los componentes de ambos ecosistemas (ecosistema forestal - agroecosistema) es activado diferencialmente en función del tipo de recursos existentes, de la lógica institucional y productiva de los actores locales y de la naturaleza de las presiones a controlar.

En las circunstancias de los pequeños productores rurales, las acciones dentro de los ecosistemas forestales deben ser complementadas por acciones en los agroecosistemas, tendientes a diversificar y (semi) intensificar los usos. Sólo en esta perspectiva pueden ser superados planteamientos como la denominada “paradoja de Jevon”, aplicada inicialmente a las fábricas de carbón inglesas del siglo XIX y utilizada frecuentemente por conservacionistas fundamentalistas, que postula que el mejoramiento de la eficiencia del uso de un recurso conduce frecuentemente a un uso mayor de ese recurso.

Es evidente que no basta con mejorar los usos actuales fuera del bosque, porque el éxito conduciría a buscar más suelo forestal, sino que es preciso valorar simultáneamente bienes y servicios forestales plurales, en perspectiva sinérgica (complementariedad de usos, sustitución de los usos que degradan los ecosistemas), y activar controles sociales apropiados. De esta manera, sería factible superar el fetichismo y el “monocultivo ambiental” (que se concentran en un solo producto o servicio), distribuyendo los impactos potenciales entre varios rubros de manejo.

En general, la literatura especializada suele ser pesimista acerca de las posibilidades de controlar la deforestación sólo mediante la valorización de los ecosistemas forestales (Southgate 1998; Kaimowitz et al., 2000). Por otra parte, parece que el aumento de la oportunidad de obtener ingresos alternativos incide en la disminución de la presión sobre los recursos (Blaikie, 1984; Chambers, 1987, fide Bebbington, 1993). En una dirección complementaria, la diversificación de los productos y métodos de producción dentro de un área de manejo mejora la capacidad de adaptarse al cambio, como sostiene McNeely (1997); reducir el atractivo del desmonte mediante el empleo de métodos indirectos que reorienten las inversiones hacia otros rubros no forestales, puede constituir también una estrategia paralela (Rudel y Horowitz, 1996).

En esta perspectiva interactiva, el éxito o fracaso en el manejo de un componente aislado no es criterio suficiente para concluir la sostenibilidad o insostenibilidad global de los modelos de desarrollo; en otras palabras, no basta comprobar si una práctica de manejo es en sí misma sostenible, sino que es preciso demostrar en qué medida sustituye anteriores prácticas inadecuadas o previene otras futuras.

Por otra parte, es importante tener en cuenta los principios “progresivos” del uso sostenible; en el caso de los bosques nativos, no podemos olvidar que la mayoría de las veces estamos ante una naturaleza de hecho ya intervenida, por lo que los resultados del “manejo de presiones” deberán ser medidos por la disminución de la distancia entre los usos actuales y los potenciales (definidos a partir de la sostenibilidad ecológica óptima).

Los objetivos inmediatos de este tipo de manejo son minimizar el daño y optimizar los usos (mejores tecnologías de extracción, manejo de las tierras deforestadas, generación de más valor agregado sobre una cantidad menor de recursos, manejo de las cadenas de intermediación...); mientras tanto, se propiciará la generación de alternativas económicas que valoricen otros recursos, recuperen el paisaje degradado y sustituyan los usos menos adecuados a la aptitud natural de los ecosistemas, con ritmos y procesos que varían en intensidad y duración de acuerdo con el tipo de actores involucrados. Estas consideraciones introducen de lleno en la temática del papel que desempeñan las variables económicas en el manejo de los bosques nativos, con relación al tipo de actores analizados.

2.2. Insostenibilidad ecológica, economía y pobreza rural

Los modelos de desarrollo rural han propiciado frecuentemente la degradación de los ecosistemas, basándose en argumentos como la necesidad de “generar ingresos” para satisfacer las necesidades de las poblaciones rurales, sin considerar la “calidad” ambiental de dichos ingresos y los altos riesgos de reversión de la situación de aparente bienestar a mediano o largo plazo, debido precisamente a las bases en las que se sustentaba el modelo de desarrollo; por otra parte, esta degradación hunde también sus raíces en la creciente inadecuación de los conocimientos tradicionales, conjugada con precisas decisiones de política económica (Blaikie, 1984)⁴.

⁴La pobreza rural suele estar provocada por un conjunto de factores de carácter estructural, como las políticas económicas, el estímulo mercantil a la depredación, la desigual distribución del ingreso y la riqueza, la estructura de tenencia de la tierra y del acceso a los recursos en general, combinados con un bajo o inadecuado nivel de educación y con la ausencia de propuestas productivas apropiadas. Además de los factores ecológicos y económico-productivos, también la desigualdad distributiva es nociva al medio ambiente, ya que contribuye a mantener niveles absolutos de pobreza que conducen a la degradación ambiental; factores como la subacumulación de capital causan desempleo y subempleo, y pueden inducir a la sobreutilización de los recursos naturales para suplir la falta de capital (González de Olarte, 1995; Stonich, 1993).

En este sentido, el deterioro ambiental daña las bases del desarrollo, mientras que el proceso de empobrecimiento ha asumido la forma de un proceso gradual y acumulativo, aunque tiende a ser visto como manejable y no riesgoso. Sin embargo, no se puede olvidar que las especies animales y vegetales, el agua, aire y suelo, se convierten en recursos no renovables si su uso es inadecuado (Carabias et al., 1995; Altieri, 1992). De ahí que sea necesario identificar una estrategia que supere al mismo tiempo la pobreza y la degradación en el sector rural; en otras palabras, es urgente proponer alternativas de uso de los recursos que detengan y reviertan el deterioro ecológico, y propicien al mismo tiempo el aprovechamiento diversificado de los recursos naturales renovables, teniendo en cuenta que la diversidad biológica constituye por sí misma un factor de desarrollo.

En términos generales, la insostenibilidad ecológica de los usos es también económica y socialmente insostenible a la larga; pero las consecuencias del deterioro ambiental no siempre son percibidas de manera inmediata, y los efectos de un uso inadecuado sobre los recursos naturales pueden tardar años en notarse; por otra parte, la tendencia normal de los distintos actores es intentar obtener beneficios inmediatos, por necesidad de sobrevivencia o por lucro. En este caso, el reto central para el planteamiento de alternativas de manejo es demostrar que las prácticas sostenibles propuestas son más provechosas que las anteriores prácticas insostenibles (Sizer, 1994).

La economía desde la ecología

En este marco interpretativo, se plantea el problema de cómo internalizar las externalidades ambientales (efectos ambientales indirectos y no deseados) con relación a las lógicas productivas de los pequeños actores rurales.

La conciliación de la economía campesina con la economía del medio ambiente es la exigencia que surge en forma más inmediata; la primera incurre frecuentemente en una suerte de fundamentalismo desarrollista, en el que lo único importante es generar ingresos, mientras que la segunda tiene a menudo dificultades para convertir el "valor en sí" de los recursos en valor para la gente que los degrada o que los utiliza.

Las tendencias recientes de la economía ecológica, que consideran la economía como un sistema abierto en comunicación permanente con las dimensiones social y ecológica, en perspectiva interdisciplinaria, nos permiten una primera aproximación al tema⁵. Las inquietudes sistémicas de algunos economistas ecológicos (Kapp, 1994), tendientes a identificar las "interrelaciones dinámicas" entre los distintos subsistemas (económico, físico y social), invitan a relacionar de manera más precisa impactos ambientales y procesos económico-productivos, orientados hacia la sustitución de prácticas depredadoras, conceptos expresados genéricamente (pero no siempre concretados) por la economía ecológica.

En esta dirección, el punto de partida adoptado no es tanto el de la economía como disciplina y problema, para buscar concordancias posibles con otros abordajes disciplinarios, sino las formas de relacionamiento con los recursos naturales definidas por las lógicas y orientaciones de la gente ("presiones" y formas positivas de relacionamiento con el entorno), a partir de las cuales replantear las relaciones entre sociedad, economía y ecología.

En otras palabras, puede considerarse que la matriz más apropiada para repensar este conjunto de interrelaciones será una matriz interdisciplinaria que supere un enfoque centrado en el "manejo de recursos", para transitar hacia el "manejo de presiones", incorporando funcionalmente los instrumentos y metodologías de valoración, más allá del formalismo economicista, y los aportes de las distintas disciplinas.

⁵Ver, entre otras, las compilaciones de Aguilera y Alcántara (Eds.) (1994) y de Ricaldi Arévalo (1999).

Kapp (1994 [1976]) aludía a este problema aceptando que la crisis ambiental obligaba a los economistas a “reconocer las limitaciones de sus enfoques metodológicos y cognoscitivos, y a revisar los alcances de su ciencia”, invitando a dejar de analizar los problemas económicos y ambientales en sistemas cerrados, a partir del reconocimiento de que “la acción humana y las decisiones económicas relacionadas con la producción no ocurren en sistemas cerrados, ni siquiera semicerrados, sino dentro de un sistema de relaciones y estructuras dinámicas en continua interacción abierta entre sí”.

Algunos economistas ecológicos han dado pasos significativos en esta dirección, reconociendo la necesidad de conocer en profundidad la estructura y funcionamiento de los ecosistemas naturales y de investigar los factores socioinstitucionales involucrados en la crisis ambiental (Aguilera y Alcántara, 1994).

Para Martínez Alier (1992) queda pendiente la cuestión fundamental del “encaje” ecológico de la economía dentro de los ecosistemas. En la misma dirección, Naredo (1994) propone incidir sobre el origen del deterioro ambiental, elevando el precio de los recursos más problemáticos e incentivando su sustitución por otros más abundantes, sin dejar de lado la penalización de las consecuencias no deseadas del proceso productivo; adicionalmente, propone acumular una información física útil que permita reorientar la asimetría existente entre los costos físicos y la valoración monetaria de los bienes ambientales, aunque esboza modelos analíticos que no desarrolla. La “gestión del patrimonio energético” como objetivo final de la economía, redefiniendo la mera realización de cálculos económicos en términos monetarios, ha inaugurado también una entrada imprescindible a la valoración alternativa de los bienes y servicios ambientales, de manera que se asegure su reproducción y desarrollo a lo largo del tiempo (Passet, 1994). El mismo Pierce (1973) concluía ya hace algún tiempo la irrelevancia del método costo-beneficio como guía de las políticas medioambientales y sugería el recurso a criterios extraeconómicos para identificar pautas más adecuadas de definición de la calidad ambiental.

Sin embargo, la mayoría de los intentos de solución culminan en la valorización económica de las unidades físicas utilizadas. Además del problema político de cómo hacer pagar por los nuevos precios, en el caso de las economías campesinas no siempre es factible ni deseable internalizarlo todo. Esta “incommensurabilidad de las externalidades ambientales”, unida a la necesaria colaboración multidisciplinaria en el marco de una “ciencia post-normal”, permite, como veremos, plantear la posibilidad de apelar a una cierta “externalización” de la economía, introduciéndola en una matriz ambiental.

Sin duda, es necesario seguir afinando los procedimientos de valorización, con relación a usos directos e indirectos (ver Capítulo I), incluyendo la creación de mecanismos apropiados para el pago por servicios ambientales⁶, y propiciar la internalización económica de variables como la contaminación y la degradación, mediante el recurso a desincentivos monetarios o la remediación de los daños causados (el concepto de que “quien contamina paga” incorpora la idea de que los factores ambientales externos –“externalidades”– deben ser transformados en internos por quienes los causan. En este sentido, se reconoce también implícitamente que es la colectividad quien posee los derechos de propiedad sobre el medio ambiente. Ver más adelante).

⁶En el caso de los servicios ambientales, es factible promover gradualmente su valorización por parte de los usuarios. El pago gradual de dichos servicios (sobre todo el agua) por parte de quienes los utilizan fuera del bosque y la apropiada redistribución de los beneficios obtenidos entre quienes están en grado de asegurar su provisión (indígenas y campesinos en este caso) puede llegar a constituir una ayuda poderosa para controlar las presiones sobre los bosques, pero requiere negociar medidas apropiadas que no graven con nuevas cargas impositivas a la población; de ahí que su activación no siempre sea factible en el corto plazo y que requiera ser complementada, sobre todo al inicio, con otros procedimientos. Un mecanismo útil para proteger estos bosques en función de sus servicios (ver Incentivos) es redistribuir las tasas municipales a la circulación de bienes y servicios, de manera que una parte sea destinada a compensar a propietarios privados y colectivos por la provisión de servicios ambientales, incentivando la conservación. Este tipo de tasas se está utilizando de manera exitosa en Brasil (Loureiro y Rolim, 1996) y ha comenzado a ser utilizado también en otros lugares.

Esta internalización, en particular, constituye una exigencia imperiosa en el caso de grandes empresas y actividades industriales con fuertes impactos ambientales, aunque las regulaciones pueden ser complementadas a veces con incentivos positivos (exoneraciones parciales de cargas impositivas a quienes contaminan menos), que ofrecen una motivación más permanente para seguir reduciendo los impactos negativos y pueden estimular a las empresas a innovar sus tecnologías de control de la contaminación (Jacobs, 1995).

De hecho, en las circunstancias de muchos países sudamericanos (donde la corrupción convive con la impunidad), algunos actores pueden preferir pagar las infracciones (o intentar evitarlas) en lugar de modificar su comportamiento o innovar sus tecnologías, lo que invita a considerar con mayor énfasis los incentivos “positivos” (ver Capítulo IV).

Sin embargo, este tipo de procedimientos no siempre es válido para pequeños agricultores, ya que el principio de que “quien contamina paga” puede inducir a aumentar las prácticas depredadoras, empeorando su situación de pobreza (restricciones de liquidez y de capacidad de inversión; Holden y Binswanger, 2000). Además, las exenciones impositivas no suelen afectarles en forma significativa.

Sin duda, se debe propiciar la internalización mediante la educación ambiental y se pueden valorizar los bienes y servicios forestales que poseen un valor directo para el consumo y la agricultura (caza tradicional, fitoalimentos, forraje, agua) o que pueden ser vendidos en el mercado (madera, productos no maderables). Pero esto no debe realizarse de manera aislada, sino en el marco de propuestas que mejoran la economía y sustituyen al mismo tiempo la degradación y las presiones sobre los ecosistemas forestales, operando como pequeños “canjes” económicos al interior de los ecosistemas. Este tipo de procedimientos se relaciona precisamente con la posibilidad de “externalizar” la economía e introducirla en una matriz ambiental.

A modo de ejemplo, en las economías campesinas, el proceso de toma de decisiones productivas puede basarse también en la calidad ambiental. Si se continúan utilizando los recursos de la misma manera, los suelos se degradarán hasta su completa e irreversible erosión; a la vez que si se operan cambios significativos en el uso del suelo o se mejora el uso actual, la base de recursos se restaurará o se mantendrá estable.

En esta dirección, la demostración de calidad ambiental debe ir acompañada por la oferta de mejoras económicas. De hecho, cuando el indígena o el colono deciden cambiar de uso basándose en razonamientos como “la degradación ambiental daña las bases del desarrollo” y “la calidad ambiental favorece la continuidad productiva”, lo que están haciendo es traducir implícitamente en términos económicos (aumento de la producción y de la productividad) dimensiones que no lo son (calidad ambiental), para hacer posible la toma de decisiones en una economía de mercado. Es decir, la economía se constituye en mediadora entre dimensiones que tienen una base estrictamente ambiental (calidad de los recursos), lo cual ilustra la necesidad de introducir una perspectiva transdisciplinaria en el análisis de procesos de naturaleza socioambiental. No son ni la economía ni la ecología por sí solas las que conducen a la solución, sino la combinación de ambas en el marco de un nuevo enfoque.

En este marco, las características de los procesos degradativos y de manejo de recursos naturales exigen prestar atención a las relaciones entre factores naturales y sociales. Frente a las metodologías que tienden a separar las variables geofísicas y ambientales de las socioeconómicas, es necesario discriminar el tipo de ingresos o de productos en función de su impacto ecológico, llegando así a una propuesta de niveles de degradación ambiental, cuyo reverso es la sustitución de prácticas degradativas por otras más consonantes con la capacidad de los ecosistemas (Izko (Ed.), 1998).

El trasfondo de estas medidas es la posibilidad de mejorar la producción o los ingresos, disminuyendo o estabilizando al mismo tiempo la degradación, lo que posibilita, a su vez, seguir produciendo y generando beneficios. Pero los incentivos mismos son de naturaleza social y ecoproductiva, así como lo son los procedimientos utilizados (negociación), que apelan a la capacidad de las instituciones de apoyo para establecer consensos con los actores locales acerca de qué usos son los más pertinentes, sobre la base de propuestas concretas de sustitución.

Lutz et al. (2000) concluyen que los agricultores pequeños sólo tenderán a aceptar prácticas de conservación de suelos (incluyendo reforestación) cuando sean más rentables que las actuales, entendiendo que la rentabilidad varía en función de los contextos. En este sentido, es importante demostrar las ventajas comparativas de las prácticas de conservación y complementarlas con otras prácticas, como la intensificación de determinados procesos productivos, compensando los eventuales costos excesivos de la conservación de suelos mediante incentivos productivos en otros puntos más “sostenibles” de la economía local.

En situaciones en las que el uso competitivo del suelo es la situación normal (diferentes prácticas agropecuarias compitiendo en el mismo pequeño espacio productivo) o en donde existen fuertes presiones sobre los ecosistemas, la metodología del “canje ecológico” puede ser una de las soluciones más eficaces para disminuir los daños ambientales y, al mismo tiempo, mejorar las condiciones económicas de las poblaciones rurales. En términos generales, el “canje ecológico” aspira a disminuir los niveles de impacto / degradación ambiental, incrementando al mismo tiempo los beneficios netos de las economías rurales, intentando hacer factible el controvertido “trade-off” entre economía y ecología⁷. En general, la perspectiva metodológica del canje/sustitución incorpora los siguientes componentes:

- Caracterización de la dinámica de la insostenibilidad (origen, manifestaciones y orientación de las presiones sobre los recursos).
- Determinación de los niveles de degradación ambiental (NDA), categorizando los usos en función de su mayor o menor impacto ambiental, a fin de poder priorizar una u otra forma de intervención en el momento de programar las acciones⁸.
- Definición paralela de indicadores socioeconómicos por nivel de degradación (cuantificación y cualificación de la producción y/o de los ingresos), para poder determinar qué parte de la producción y/o de los ingresos es obtenida a costa de qué impacto ambiental.
- Sustitución gradual de las prácticas depredadoras, mediante la optimización de los usos actuales (agricultura, ganadería), complementados con otros proyectos productivos y con la activación de los usos potenciales (tanto de los agroecosistemas como de los bosques), de manera que la producción y/o los ingresos generados en el escenario no degradativo superen en un determinado momento al nivel de ingresos generados en el escenario degradativo, permitiendo controlar las presiones sobre los bosques. Se deberá tener en cuenta la necesidad de compensar eventuales costos de oportunidad, así como la inversión en el aprendizaje de nuevas prácticas de manejo.

El Cuadro II.2 Matriz de sustitución de ingresos, ilustra las interacciones entre los distintos rubros productivos, referidas a un ecosistema de ceja de selva habitado por indígenas y colonos, y la secuencia de sustitución. Esta matriz resume el proceso de “sustitución de ingresos” con relación a variables ambientales (presiones sobre los ecosistemas-degradación), combinando el mejoramiento del uso actual, la activación del uso potencial (incluyendo productos no maderables y ecoturismo) y la implementación de proyectos productivos alternativos (ver Izko (Ed.), 1998)⁹.

⁸Ver metodología detallada en Izko (Ed.) (1998).

⁹Algunos aspectos relacionados con la restauración del paisaje (reforestación en proceso) no se consideran explícitamente en esta matriz; la conservación de suelos está incluida en el mejoramiento de los usos actuales.

En resumen, se pretende:

a) transitar desde categorías de mayor degradación a otras de degradación menor, o de una categoría degradativa (D) a otra no degradativa (ND) (columna 6);

b) mejorar el uso actual (comparación de columnas 1 y 2, A y C) e incorporar nuevos rubros al proceso de sustitución (uso potencial / proyectos productivos alternativos - columna 2 B), cuya activación depende de las características de cada comunidad y/o finca;

c) definir, basándose en lo anterior:

3 en qué tiempo se logra obtener los ingresos/productos alternativos (ritmo/proceso de estabilización del flujo económico substitutivo - columna 3),

3 con qué inversión económica (columna 7),

3 en qué tiempo se logra recuperar la inversión realizada (columna 8),

3 beneficiando a qué cantidad de familias (columnas 4 y 5), en función de la consolidación del modelo y de la inversión movilizable por el proyecto.

En general, el modelo de sustitución conjuga distintos tipos de uso dentro y fuera del bosque, apoyados por procesos de educación ambiental, capacitación y aumento del poder local (ver más adelante). Las distintas alternativas de manejo (individuales, grupales y/o comunales) son activadas en función de los distintos contextos de uso (no todas son utilizadas en el mismo micro-espacio productivo), aunque combinan alternativas familiares, grupales, comunales e intercomunales. El ritmo de activación de los usos alternativos y/o de sustitución de los usos degradativos depende de factores como:

(i) la estructura de la tenencia de la tierra, y la cantidad/calidad de los recursos disponibles y activables;

(ii) la existencia de otros usos competitivos del suelo y de mayores o menores costos de oportunidad; y

(iii) factores culturales e institucionales que pueden acelerar o desactivar el proceso de sustitución¹⁰.

La secuencia de usos alternativos deberá establecer un apropiado equilibrio entre el corto plazo (cultivos anuales, pastos), el mediano plazo (semidomesticación de productos no maderables con agregación de valor, cultivos semiperennes, ecoturismo) y el largo plazo (reforestación), de manera que la producción / ingresos degradativos vayan disminuyendo a medida que se optimizan los usos no degradativos, y se activan bienes y servicios ambientales alternativos.

El referente para la activación de este “canje” es la valoración comparativa de las distintas alternativas ecoproductivas (dentro y fuera del bosque), desde el interior de una matriz ambiental que las vincula con la dinámica de la degradación.

¹⁰En el acápite siguiente (Incentivos – Involucramiento de los actores y fortalecimiento institucional) se ilustra algunos de los aspectos principales relacionados con este tipo de factores.

Cuadro II.2. Matriz de sustitución de ingresos

Rubro de Manejo y Uso del suelo	Beneficios Netos Actuales porha/año (1)	Beneficios Netos alternativos año (2)	Año de Flujo estabilizado (3)	No. de familias beneficiarias (4)	Ingresos netos por familia año (5)	Nivel de Degradación Ambiental (6)	Inversión por unidad - costos de producción (7)	Tiempo de recuperación (8)
A) Uso Actual								
Ganadería								
A.1 Pastos / ganado	41				430.2	D2/D3	47.8	< 2 años
Cultivos anuales								
A.2 Yuca + plátano	557.97				autoconsumo	ND1	135.5	< 1 año
A.3 Maíz	159.4				autoconsumo	D3	84,5	> 1 año
Cultivos perennes/ semiperennes								
A.4 Naranja	207.1				265.1	D2/D1	444.2	2 años
A.5 Cacao	58.8				22.9	ND2/ND1	92.0	< 2 años
B) Uso Alternativo								
B.1 Ecoturismo	-	23,688.00	2	60	394.8	ND3	41,920.55	< 2 años
B.2 Bromelias	-	87,801.56	Año 3	160	548.8	ND3	122,228.93	> 1 año
B.3 Menta (cabeceras del bosque)	-	864	1 año	50	216	ND3	531	< 1 año
B.4 Mora y apicultura (cabeceras del bosque)	-	208.4	Año 2		208.4	ND3	358.54	1.8 años
B.5 Piscicultura	-	21,150	9 meses	100	211,5	ND3	10500.0	5 meses
B.6 Reforestación en proceso								
C) Optimización del Uso Actual		porha año						
C.1 Mejoramiento de potreros	Con cerca eléctrica	114.6	Año 2	200	775.52	ND2	548	2.2 años
C.2 Mejoramiento de la naranja	por ciclo/ha	785.67	Año 2	90	1571.3	ND2/ND1	581.58	7 meses
C.3 Mejora del cultivo de cacao		575.60	Año 4	72	287.8	ND2/ND3	1729.9	3 años
C.4 Pitajaya		2604.7	Año 3	45	2604.7	ND1/ND2	2490.9	9 meses

Nota: Los valores de esta matriz son reales y se basan en estudios agroeconómicos específicos, realizados en 1998 en el cantón Archidona (Napo-Ecuador, 600-2400 msnm), en el marco del Programa Regional de Bosques Nativos Andinos-PROBONA (UICN-IC). Algunos precios están en proceso de actualización. Esta matriz está siendo activada en el proceso de desarrollo de la microrregión.

En general, los métodos de valoración a los que se ha recurrido son los siguientes:

- análisis costo-beneficio y cambios en productividad: valoración económica de los cambios productivos, positivos y negativos, generados por el proyecto de desarrollo, de manera que la degradación vaya disminuyendo a medida que los beneficios económicos alternativos aumentan (ver “matriz de sustitución de ingresos”);
- costos de oportunidad: ingresos dejados de percibir en las actividades productivas actuales a cambio de otras actividades alternativas (por ejemplo, dejar de producir maíz y naranja con degradación en una ladera de fuerte pendiente, a cambio de reforestarla, mejorar la productividad de otros puntos del circuito productivo actual e incorporar en la balanza usos alternativos, como el ecoturismo);
- decisión multicriterio: continuas deliberaciones dentro del proyecto y selección de las mejores opciones con los actores locales, a fin de conciliar distintos objetivos en conflicto potencial.

Por ejemplo:

- 3 costos de dejar ciertas actividades productivas degradativas como la naranjilla (pérdida de contactos comerciales y apoyos de compadres urbanos) vs. incorporación de nuevos rubros productivos con mayores ganancias (pitajaya), pero también con mayores costos de capacitación y transacción (aprendizaje de nuevos mercados);
- 3 costos culturales y relacionales de redefinir cierto tipo de liderazgo tradicional (que priorizaba la subcontratación de parientes cercanos con cada cambio de dirigentes), vs. beneficios económicos de mantener en su cargo a las personas más capaces, haciéndolas dependientes de la asamblea;
- 3 costos culturales de abandonar la tradicional “mendicidad institucionalizada” y la tendencia a la “recolección” de fondos externos (como se recogía los frutos del bosque), vs. la constitución de fondos crediticios de capitalización local, cuya recuperación permitía una mayor rotación del apoyo (solidaridades transversales) y creaba una mentalidad de autoestima.

3. Incentivos para la conservación de los ecosistemas forestales

Como hemos visto en el Capítulo I, se ha realizado un gran progreso en los últimos años para desarrollar métodos de valoración apropiados, por lo que la valoración económica de los ecosistemas forestales constituye un instrumento fundamental para asegurar que el proceso de toma de decisiones esté bien informado y orientado, a la vez que puede contribuir poderosamente a la educación de los actores y del público en general. Como reconoció la IV Conferencia de las Partes del Convenio sobre Diversidad Biológica (1998), “la valoración económica de la biodiversidad y de los recursos biológicos es una importante herramienta para elaborar medidas de incentivo bien orientadas y calibradas”.

En este sentido, la valoración económica no constituye un fin en sí misma, sino que es funcional a su apropiada activación para la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas. La valoración económica de los ecosistemas forestales constituye, por lo tanto, un insumo para la toma de decisiones en el nivel político. Adicionalmente, una valoración apropiada puede estimular comportamientos tendientes a preservar, o usar sosteniblemente, el recurso valorado.

Sin embargo, la sola valoración puede ser insuficiente para promover la efectiva conservación del bien o servicio valorado, por lo que es aconsejable proceder a elaborar medidas formales de incentivo. Por otra parte, no todo puede ser valorado, por lo que la valoración económica puede resultar insuficiente. En este caso se deberán utilizar otras medidas o una combinación de varias de ellas. La valoración económica puede ser también el puente para la activación de un incentivo de naturaleza no económica; por ejemplo, la valoración de un determinado bien o servicio, o de la biodiversidad en sí, permite constatar dicho valor y aplicar una medida pertinente para preservarlo, aunque no sea de naturaleza estrictamente económica (regulación, subsidio).

Una medida de incentivo es un instrumento económico o legal, inscripto en un marco de política, diseñado para promover comportamientos positivos o desalentar actividades dañinas (incentivo negativo). Como veremos, los incentivos incluyen medidas sociales e institucionales (participación de los actores, creación de capacidades, fortalecimiento institucional, provisión de información), además de los instrumentos formales de política (V Conferencia de las Partes del CDB, mayo de 2000).

Los incentivos (y desincentivos) pueden agruparse en directos (en efectivo o en especie) e indirectos (medidas fiscales, provisión de servicios, factores sociales) (McNeely, 1988). Una clasificación alternativa es la propuesta por Young (1996), que distingue entre tasas, medidas de “comando y control” y mecanismos institucionales. Huber et al. proponen también una taxonomía de instrumentos de política aplicables a la gestión ambiental en general (Acquatella, 2001), y distinguen entre:

- (i) regulaciones y sanciones;
- (ii) cargos, impuestos y tarifas;
- (iii) incentivos y financiamiento;
- (iv) creación de mercados;
- (v) intervención en la demanda final - regulación informal;
- (vi) legislación - responsabilidad por daños.

En el caso de los bosques, estos son los incentivos más aconsejables (OCDE, 1999b), que incorporan incentivos económicos, regulaciones, fondos e “incentivos contextuales” de carácter socioinstitucional, relacionados con el contexto de elaboración e implementación (Cuadro II.3).

Cuadro II. 3. Incentivos que estimulan el uso sostenible y la conservación de los ecosistemas forestales

Incentivos económicos:

- estímulos productivos que sustituyen usos depredadores
- cargas impositivas, compensaciones y tasas ambientales
- creación de mercados y asignación de derechos de propiedad bien definidos
- reforma o remoción de subsidios perversos

Regulaciones y fondos:

- estándares, regulaciones y restricciones de acceso
- fondos ambientales y financiamiento público

Incentivos contextuales de carácter socioinstitucional:

- provisión de información, creación de capacidades científicas y técnicas
- valoración económica
- fortalecimiento institucional e involucramiento de los actores

Abordaremos en primer lugar los aspectos comunes de la construcción de un incentivo, para pasar luego revista a las distintas medidas de incentivo existentes (entre ellos, los incentivos económicos) e identificar los criterios para la apropiada combinación de éstas.

3.1. Cómo implementar las medidas de incentivo - incentivos contextuales¹¹

3.1.1. Una premisa importante: lo público y lo privado

El mayor reto en la implementación de incentivos es probablemente el hecho de que la biodiversidad forestal abarca tanto la esfera pública como la privada, por lo que ambas tienen que ser consideradas en un sistema de incentivos (OCDE, 1999b).

Con relación a la esfera privada, una política apropiada deberá comenzar por establecer y hacer cumplir derechos de propiedad bien definidos sobre recursos claramente identificados, lo que inducirá a maximizar el valor presente neto de todos los futuros beneficios derivados de estos recursos.

Con relación al acceso abierto, los derechos de propiedad representan una significativa mejora. Sin embargo, los propietarios privados solo suelen prestar atención a aquellos valores que son apropiables en forma privada, sobre todo los valores de uso directo y algunos servicios.

Muchos valores asociados a valores de uso indirecto y a la diversidad biológica, como el valor de existencia, no pueden ser apropiados privadamente ni reflejados en los mercados, al ser demasiado complejos y difusos. Por lo tanto, no tenderán a reflejarse en las decisiones de los propietarios privados, salvo en aquellos casos en que los valores públicos - vinculados a la sociedad como un todo - estén intrínsecamente asociados a los privados.

No existe un solo mercado en el que un bosque tropical reciba todo su valor. Los instrumentos basados en el mercado son a menudo los más efectivos en términos de costo y los más eficientes para estimular el uso sostenible, pero en muchos casos es necesario recurrir también a regulaciones y restricciones a fin de asegurar un nivel apropiado de conservación. Sin embargo, todo ajuste en los comportamientos que implique pasar de un uso insostenible a uno sostenible traería beneficios públicos, pero crearía también costos en términos de pérdidas privadas, lo que requiere de medidas adicionales para compensar esas pérdidas y, al mismo tiempo, hacer reconocer el valor de existencia de los ecosistemas.

3.1.2. Elementos necesarios para implementar incentivos

En este marco, la pluridimensionalidad de la biodiversidad forestal requiere enfoques que tengan en cuenta todos los factores relevantes, considerando además la existencia de múltiples actores. Existen tres elementos particularmente cruciales para la implementación exitosa de los incentivos:

- suministro de información
- creación de capacidades institucionales y técnicas
- involucramiento de las poblaciones locales.

¹¹Aunque importantes, este conjunto de variables despliega una serie de inquietudes que no pueden ser resueltos dentro de los límites del presente documento. Se consignan aquí solamente los principales aspectos relacionados con la dimensión socioinstitucional y las culturas de los actores.

Información

La falta de información constituye una de las principales barreras para la aplicación de incentivos apropiados:

- el primer paso para diseñar políticas apropiadas es la recolección de información sobre las características de los recursos amenazados, las presiones a que están expuestos y los beneficios que proporcionan. La información científica de alta calidad es necesaria en un análisis global de la biodiversidad y en el diseño de determinados incentivos, pero no es requerida en cada caso ni en todas las etapas del proceso (ver más adelante);
- adicionalmente, es importante calcular el tiempo y los recursos necesarios para obtener esta información, así como anticipar la posibilidad de que estos costos sean devueltos a lo largo del proceso de implementación del incentivo;
- esta información deberá contribuir al diseño de las medidas más apropiadas y de sus estrategias de implementación, reduciendo los costos de aplicación, cumplimiento y monitoreo de las mismas, así como el riesgo potencial de aplicar medidas inapropiadas;
- dentro de esta información, es esencial enfocar la naturaleza del incentivo y sus efectos. Monitorear las respuestas a la medida durante y después de su implementación, es también una parte importante de la política;
- finalmente, se deberá procurar una adecuada diseminación de esta información entre los actores involucrados (ver más abajo).

Creación de capacidades

La creación de una capacidad adecuada para el diseño, implementación, monitoreo y puesta en práctica de la medida es esencial para su éxito. El proceso de generación de capacidades implica los siguientes pasos:

- creación de un marco legal e institucional apropiado para implementar las medidas.
- creación de competencia conceptual para entender la naturaleza de los factores intervinientes, así como el alcance de los incentivos; con todo, el asesoramiento de expertos no es requerido de manera continua, sino que basta crear la estructura apropiada para poder recurrir al conocimiento científico en momentos críticos (involucramiento en el diseño del instrumento; participación en un consejo científico asesor después).
- entrenamiento formal del equipo encargado de diseñar e implementar la medida, en los aspectos científicos y económicos básicos relacionados con la conservación y uso sostenible.
- creación de capacidades de los actores locales: en situaciones de descentralización de la toma de decisiones, el fortalecimiento e involucramiento de los actores locales requiere la provisión de información, apoyo legal y técnico, y capacitación en planificación, toma de decisiones, gestión administrativa y seguimiento-monitoreo.
- junto con la creación de capacidades, juega un papel fundamental la educación ambiental. Además de permitir acceder a nuevas actitudes y formas de valoración del ambiente, la educación ambiental puede ayudar a controlar las presiones sobre los bosques, “sosteniendo” el proceso productivo hasta empalmar con el mejoramiento económico (incentivos directamente productivos), que puede seguir retroalimentando.

Involucramiento de los actores locales y fortalecimiento institucional

Existen distintas formas de aproximación al análisis de los actores. Entre ellas, el denominado "análisis de actores involucrados" es particularmente útil para identificar el papel que individuos o grupos pueden desempeñar con relación al proceso de definición y aplicación de incentivos, ya sea en términos de influir en el éxito de las actividades programadas o de los efectos que las medidas de incentivo pueden tener sobre ellos.

Este tipo de análisis se concreta en una matriz donde consta la identificación de los actores, su mandato o misión, su posicionamiento e intereses, las capacidades o fuerzas movilizables y el apoyo u oposición a un determinado proyecto, además de algunas características específicas funcionales al análisis estratégico de fuerzas.

En este sentido, se requiere presentar de manera apropiada los beneficios de las medidas de incentivo, identificar las actividades que pueden perjudicar o los conflictos que pueden desatar, y programar los cambios y ajustes requeridos, bien sea en los actores o en las propias medidas. En forma paralela, es importante definir bien las estrategias para obtener apoyo y reducir obstáculos (tipo de información requerida, grado de importancia y modalidades de involucramiento de cada tipo de actores en el proceso de planificación, posibles influencias de terceros, etc.), prestando atención a factores como la habilidad de unos actores de influir en el comportamiento de los otros o de presentar sus reclamos particulares como "los" reclamos del grupo (ver más adelante).

3.1.3. La participación y las culturas institucionales

Estos son algunos de los principales aspectos a considerar con relación al involucramiento de los actores y sus correspondientes culturas institucionales.

Participación local

La participación de los actores y la consideración de sus intereses es crucial para el éxito o fracaso de un incentivo, ya que ellos son al mismo tiempo los beneficiarios inmediatos de los bienes y servicios forestales, y los que ejercen presiones sobre ellos. En este sentido, son también los que más pueden ganar o perder en el mantenimiento de la biodiversidad forestal. Revisemos algunas evidencias acerca de los procesos participativos, con relación al tema que nos ocupa.

Las percepciones de los actores locales constituyen el punto de partida imprescindible del proceso participativo. La cultura de las poblaciones locales es el punto de acceso a su valoración de los recursos naturales y permite identificar otras valoraciones distintas de lo ambiental, que pueden redefinir o, al menos, complementar las percepciones externas. Por otra parte, la atención a las representaciones y prácticas de la gente permite adecuar, de manera pedagógica, los aportes externos, particularmente en situaciones de ausencia de conocimientos tradicionales. Así, en las cejas de selva de las estribaciones orientales de Ecuador, ampliamente deforestadas con fines ganaderos, el valor objetivo inmediato que puede ser asignado a un recurso como el agua con fines agropecuarios o de consumo humano, no es necesariamente compartido por las poblaciones locales, cuyo mayor deseo es que deje de llover para que las vacas no se hundan en el lodo; en este sentido, el agua es susceptible de ser valorizada en función de propuestas como la piscicultura o la construcción de una futura represa, mientras se exploran otras posibles vías para la valoración del ecosistema.

Evidentemente, el proceso de uso sostenible exigirá un acercamiento gradual de las percepciones actuales de la gente a los usos ideales del ecosistema, pero también la redefinición de las visiones externas y su adecuación a los ritmos locales.

Pero la participación no es un hecho lineal (del conocimiento de la gente a la solución de los problemas), sino que se estructura a partir de una serie de aproximaciones sucesivas y diferenciadas a la gente y a su entorno cultural y comunitario. Entre ellas, una adecuada "tecnología social" en la definición e implementación de formas pertinentes de acercamiento, la reconstrucción de las condiciones de participación comunitaria, la relación de los conocimientos con sus correspondientes prácticas, la identificación del elemento dinamizador/activador de la participación), etc.

Es importante considerar los límites del conocimiento y de las prácticas locales. Los ecosistemas encierran posibilidades de valoración adicionales a las proporcionadas por el conocimiento tradicional. Por otra parte, el saber tradicional ha pasado frecuentemente por un proceso de deterioro, o no es ya completamente funcional a una naturaleza degradada, porque no ha podido evolucionar y adecuarse a las nuevas exigencias. Es también frecuente, aún en comunidades tradicionales, la irrupción de cambios exógenos que escapan a la memoria del grupo y, al mismo tiempo, la interrumpen. Este conjunto de situaciones exige el recurso complementario a formas alternativas de conocimiento (Izko, 1995 y 2002).

Sin embargo, tanto la generación externa de conocimientos como la intervención exógena planificada poseen precisas condiciones en las que se legitiman:

- inscribirse en el marco de un proceso apropiado de comunicación intercultural entre los actores externos y la gente, o entre poblaciones indígenas y poblaciones de colonos, cuyos conocimientos no posibilitan prácticas apropiadas de manejo;
- incluir la devolución cuidadosa de conocimientos y resultados, como instancia de validación y como puente hacia las prácticas, de manera que permita la apropiación, por parte de los actores, de los conocimientos generados;
- en el caso de la intervención planificada, ser funcional a la existencia de procesos de "disonancia cognitiva" (divergencia entre los ideales normativos y las prácticas reales, frecuente en procesos de cambio), de manera que ayude a recrear una apropiada consonancia (Izko,1997b).

También es importante tener en cuenta que existen instancias formales e informales que organizan la participación local. Con relación a ellas, esta participación debe ser selectiva y diferenciada: no toda la gente que es afectada por las medidas tiene por qué participar automáticamente en la formulación de la política, que puede ser delegada a representantes, aunque sí es importante para el éxito de las medidas que la gente esté bien informada de todas las etapas del proceso y de sus resultados, que se sienta afectada positivamente por la implementación del incentivo y que participe en el proceso de implementación (proyecto concreto de valoración de un determinado bien o servicio, constitución de comités de vigilancia y seguimiento, etc.).

Otra condición básica para que la gente participe activamente en la conservación del medio ambiente es que tenga la autoridad y la responsabilidad para hacerlo. De hecho, una gran parte de la presunta "falta de cuidado" ambiental se debe al hecho de que la gente no se siente responsable o no tiene el poder para actuar, lo que está vinculado a la revisión de las bases legales para este involucramiento, incluyendo la asignación de derechos de propiedad o de uso precisos (Pye-Smith y Borrini Feyerabend, 1995), y a la delegación efectiva de tareas a medida que se consolidan capacidades.

La distribución de los beneficios y la equidad social constituyen también condiciones para la sostenibilidad del desarrollo (ver más adelante). Al mejorar el nivel de educación y el acceso a capital y a medios de producción de los pobres rurales, incluyendo la transformación local de algunos productos, se ponen las bases para que un mayor número de personas disminuya sus presiones sobre los bosques (a menudo, el único “capital” disponible), mejorando a la vez sus condiciones de vida y su autoestima.

En general, además de la sostenibilidad ecológica, existen una serie de criterios socio-económicos para definir la sostenibilidad de los usos a lo largo del proceso desarrollo, desde la investigación participativa y la identificación conjunta de alternativas con la gente, partiendo de su peculiar “cultura de manejo”¹², hasta la ejecución y evaluación compartidas. Este proceso incluye aspectos como un adecuado “ahorro” organizativo en la asignación de responsabilidades y distribución de beneficios para evitar el colapso de la “capacidad de carga social”, y la promoción de formas de capitalización local en función de las características de cada comunidad.

También se deben propiciar procesos de elaboración normativa, lo que implica la concertación del conjunto de actores sociales para definir regulaciones compartidas, a propósito de recursos escasos o estratégicos, identificando incentivos y sanciones y activando controles sociales apropiados para su cumplimiento.

Pero los actores locales no están solos, sino que tienen frente a sí a una serie de interlocutores, en particular el Estado, las ONGs y las empresas. Se analizan aquí por separado.

La cultura institucional estatal

Las funciones del Estado están evolucionado claramente en toda la región desde un rol de planificación centralizada del desarrollo, con un fuerte componente de intervención y promoción directa del crecimiento económico (el Estado “protector”), hacia una gestión caracterizada por la reducción del tamaño del Estado, la privatización y la descentralización. De hecho, como hemos señalado, conviene tener en cuenta que, para asegurar el éxito de las medidas de incentivo, es necesaria la transferencia de autoridad y responsabilidad de la implementación al nivel más bajo involucrado.

En este marco, los roles del Estado están relacionados con sus nuevas funciones reguladoras y facilitadoras, y con su capacidad para propiciar la actuación concertada de los distintos actores sociales.

El proceso de toma de decisiones para la negociación entre los actores se establece, en el antiguo modelo, sobre la base de la imposición unilateral de la respuesta del Estado, y se ha caracterizado en buena medida por el clientelismo en el manejo de las interacciones (basado a menudo en los “arreglos” y las “componendas”) y por una cultura organizativa legalista, caracterizada por la rigidez de los procedimientos, la resolución de los conflictos mediante el recurso a la norma y la resistencia al cambio. Por otra parte, la tendencia a postergar la resolución de los conflictos, que prevalece, debilita las posibilidades de comunicación, genera tensión y desconfianza, y tiende a desembocar en soluciones cooptadas, en el marco de acuerdos frágiles y coyunturales que priorizan de manera excluyente las asociaciones con el sector privado-empresarial, privatizando los beneficios (externalidades positivas) y socializando los costos (externalidades negativas).

¹²Por ejemplo, sería tan inútil como contraproducente incentivar una cultura de manejo maderable en un indígena que no deforesta con fines mercantiles, siempre que esté en disponibilidad de activar otros conocimientos (extractivismo, ecoturismo, proyectos productivos), como intentar convertir en extractivista o cultivador de iguanas, de la noche a la mañana, a un colono que deforesta con fines ganaderos. Como hemos subrayado repetidamente, la actual cultura de manejo de las poblaciones locales es el punto de partida del proceso de desarrollo; a partir de ella, es posible señalar nuevos accesos al uso sostenible.

El correlato del nuevo viraje es la promoción, por parte del Estado, de una nueva gobernabilidad que incentive el control ciudadano del proceso de toma de decisiones y su participación en él, de manera que esta participación ciudadana se convierta en fuente de legitimidad de la nueva “gobernabilidad social”, estrechamente articulada con la eficiencia de la gobernabilidad estructural promovida por la gestión estatal (Creamer, 1999).

Es necesario, por tanto, transitar hacia una nueva cultura que valore la comunicación y la toma cooperativa de decisiones tendiente al establecimiento de consensos.

Finalmente, es preciso tener en cuenta que los marcos institucionales gubernamentales están estructurados de manera que diferentes aspectos del mismo problema son manejados a veces por diferentes niveles de las instancias públicas, por lo que existe el riesgo de que las políticas sean confusas y aun contradictorias. Las características jurídico-institucionales prevalecientes se traducen en una gran dispersión de las responsabilidades de gestión ambiental, colisión y conflictos de competencia e interés, autonomía limitada de las autoridades ambientales y canales todavía limitados de participación de los actores (Acquatella, 2001). En estos casos, la eficacia en la implementación de medidas depende de la disponibilidad de cooperación conjunta, de la identificación de mecanismos efectivos de participación de las distintas instancias sociales y de la elaboración de políticas intersectoriales apropiadas.

En una dirección paralela, las medidas de política deben ser insertadas en los distintos niveles de manejo de la biodiversidad (local, regional, nacional e internacional) y relacionadas con otras áreas relevantes en términos de política, como el uso de la tierra, para evitar conflictos.

Organizaciones no gubernamentales¹³

Las instituciones gubernamentales son responsables del manejo de la biodiversidad y de los ecosistemas forestales; pero las ONGs o determinados individuos pueden desempeñar un rol importante en identificar las preocupaciones y prioridades de los actores afectados y hacer “lobby” ante las instituciones implicadas. También tienden a sentirse más responsables de las necesidades y opiniones de la gente, y pueden responder en forma más rápida y flexible a las necesidades de nueva información y a nuevas presiones sobre los bosques.

Por consiguiente, en muchas circunstancias, las instituciones no gubernamentales están en mejor capacidad de obtener apoyo local y comprometer la participación de los actores que las instituciones gubernamentales, por falta de confianza en la eficiencia y efectividad de algunas actividades del sector público; por eso es importante la colaboración entre ambas instancias, gubernamentales y no gubernamentales.

Adicionalmente, suelen estar mejor preparadas para lidiar con situaciones conflictivas, que caracterizan frecuentemente el relacionamiento de los actores locales con el Estado y las empresas; de hecho, en el proceso de definición y aplicación de incentivos conviene tener en cuenta la conveniencia de involucrar a los distintos tipos de actores que se benefician de los bosques y que pueden tener opiniones contrapuestas, lo que puede exigir el recurso a formas de mediación y resolución de potenciales conflictos. La nueva perspectiva de manejo del conflicto implica la creación de una cultura de la mediación que sepa delegar atribuciones a las instituciones de la sociedad civil, descentralizando la gestión del conflicto (ver más arriba).

Sin embargo, algunas ONGs incurren también en errores estratégicos, como crear dependencia de las organizaciones locales o instaurar competencias desleales valiéndose de su papel mediador.

¹³Para las relaciones entre las ONGs, el Estado y al desarrollo, ver, entre otros, el análisis de Farrington y Bebbington, 1993.

La cultura empresarial

La tendencia estructural de las empresas y compañías es hacia la maximización de las ganancias y la minimización de los costos en el menor tiempo posible, sin considerar los daños ambientales de los bienes colectivos. La existencia de empresas que se han vuelto ambientalmente conscientes dista mucho de ser abrumadora, sea que lo hayan hecho de manera voluntaria (cambios en los valores corporativos) o por efecto de la presión de los ambientalistas o de las regulaciones estatales.

Las preocupaciones ambientales están siendo incorporadas de distintas maneras dentro de la lógica productiva empresarial, y pueden existir, sin duda, buenas intenciones en muchas empresas más. Pero no hace falta que las empresas sean malintencionadas para que actúen de manera nociva: basta que respondan de manera racional a señales económicas; basta que exista el mercado (incluyendo sus distorsiones con relación a bienes y servicios forestales) y una sociedad de consumo como la contemporánea (Jacobs, 1995).

El cambio de comportamiento por parte de las empresas con relación al medio ambiente está estrechamente ligado a la existencia de un mercado competitivo. En este tipo de mercado, las acciones voluntarias, aunque deseables, son arriesgadas, porque pueden poner a la empresa en desventaja. De ahí la necesidad de que sean establecidas regulaciones compartidas, ya que la protección ambiental es costosa y, desde el punto de vista de la mayoría de las empresas, la mejor situación es aquella en la que no se impone ningún costo en absoluto.

El incremento de costos es mal visto mientras no existan evidencias de que pueda ser compartido por los consumidores, o que se planifiquen compensaciones de otra naturaleza. No obstante en muchas ocasiones son necesarios correctivos individuales, como en el caso de empresas cuya insostenibilidad ambiental afecta gravemente a otros sectores del desarrollo de las poblaciones locales y del país mismo.

Sin embargo, la existencia o inexistencia de un “capitalismo verde” no es el único problema. Sin duda, la sustitución de tecnologías contaminantes y depredadoras por tecnologías limpias y la compensación por los daños ambientales causados (sobre todo por compañías petroleras, mineras, agroindustrias y madereras) constituye todavía una prioridad ambiental en las circunstancias actuales del continente. Pero, aun cuando el horizonte del cambio tecnológico (por ejemplo, con relación a las compañías petroleras o mineras) permita suponer que dentro de algunos años el problema de las tecnologías limpias haya sido solucionado, permanecerá todavía sin solución uno de los problemas de fondo del desarrollo sostenible con relación a la intervención empresarial y, también, a la del Estado: el de la (re)distribución de los beneficios y de la equidad social como condiciones de la sostenibilidad del desarrollo, tanto en términos sociales como ambientales.

En esta dirección, es necesario ampliar el rango de interlocución actual, estableciendo alianzas estratégicas con distintos sectores. Además de redefinir el rol redistributivo del Estado y de consolidar la sensibilidad social de las compañías petroleras, se requiere una nueva cultura empresarial, que sepa valorar los activos de los actores locales, su cultura y los recursos naturales a los que acceden, en particular de los pueblos indígenas, y que plantee como uno de los ejes estructurales del desarrollo la creación de empresas asociativas con las poblaciones locales.

Es evidente que una asociación de esta naturaleza tiene sus ventajas, ya que permite conjugar la valoración de los conocimientos y recursos nativos con las exigencias de continuidad y calidad de los mercados, siempre que los inversionistas externos no intenten manipular la asociación como una estrategia para asegurar y legitimar el acceso a los recursos naturales al más bajo costo posible; pero exige apropiadas mediaciones que sepan conocer y manejar tanto los códigos culturales de las comunidades cuanto los de los inversionistas privados.

Por otra parte, en las circunstancias de muchos de los bosques del continente (por ejemplo, fragilidad ecológica de la Cuenca Amazónica o de los bosques de laderas), sería necesario orientar las operaciones conjuntas hacia la agregación del máximo de valor sobre la mínima cantidad de recursos, definiendo estrategias que tengan en cuenta la conservación “ex situ” (semidomesticación, cultivo y procesamiento de especies nativas no maderables), la valorización de los servicios ambientales y la capacitación / educación ambiental de las poblaciones locales. Adicionalmente, este tipo de actividades requerirá un seguimiento apropiado para que los excedentes monetarizados sean invertidos en calidad de vida.

Esta nueva cultura empresarial tiene también como contraparte la consolidación del sentido de responsabilidad por parte de los actores locales tradicionales hacia su propio futuro y hacia el uso sostenible de recursos que son también patrimonio colectivo y de las futuras generaciones, aunque sin descuidar la producción de un beneficio inmediato para las generaciones actuales.

3.2. Costos de transacción

Como hemos visto, ninguna medida de incentivos es instrumentada en el vacío. El contexto político, la forma y funcionamiento de las instituciones, el grado de información disponible y los actores involucrados influye en la efectividad de los incentivos para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad. Este conjunto de factores relevantes (información, creación de capacidades, aspectos institucionales) se relacionan globalmente con los denominados “costos de transacción” (negociación, acuerdos, información, monitoreo), que acompañan la definición e implementación de incentivos apropiados y que impiden a menudo que la cooperación se concrete (Prakash, 1997; Holden y Binswanger, 2000). La misma existencia de externalidades puede ser relacionada con estas transacciones, cuyos costos pueden desestimular la efectiva aplicación de una medida.

La función de los gobiernos y de las instituciones de ayuda al desarrollo es precisamente reducir estos costos, proporcionando información, fortalecimiento institucional y capacitación. Sin embargo, este involucramiento debe disminuir o transferirse a otros campos de apoyo a medida que se generan capacidades en los actores locales y sus instituciones representativas.

En este sentido, su función primordial es el desarrollo de “capital social” (creación de capacidades, confianza, normas y redes que pueden mejorar la eficiencia de la sociedad facilitando acciones coordinadas), estimulando el crecimiento de las instituciones locales. En general, es importante tener en cuenta que tanto la ausencia de ayuda apropiada como la existencia de costos demasiado elevados en su puesta en práctica pueden atentar contra la conservación.

Aunque el proceso de participación puede ser complejo y costoso, el apropiado involucramiento y participación de las partes interesadas puede minimizar considerablemente los costos de transacción, así como los de monitoreo y cumplimiento de las medidas, e incrementar la eficiencia de su aplicación.

En general, una aproximación socioinstitucional enfoca tres componentes principales (UNEP/CBD/COP 1996):

- (i) referentes formales (instrumentos escritos que urgen al cumplimiento de determinadas normas);
- (ii) referentes sociales (reglas no escritas que regulan la vida cotidiana: normas, tradiciones, tabúes, creencias, etc.), que reducen la incertidumbre volviendo el comportamiento de la gente más predecible;
- (iii) grado de adhesión con el que los individuos y organizaciones se relacionan con el conjunto de referentes existentes.

3.3. El proceso de implementación

El conjunto de elementos señalados se combina de distintas maneras a lo largo de una secuencia cuyas fases principales se señalan a continuación (OCDE 1999b):

Fase 1: Identificación del problema

Los decisores de política deben establecer si se necesita recurrir o no a incentivos, recopilando información pertinente (ver más arriba), involucrando a los actores relevantes (con sus experiencias y expectativas) y diseminando la información, de modo tal de incrementar la conciencia del problema y sus posibles soluciones, construir coaliciones y asignar responsabilidades.

Al término de este proceso se debería poder identificar ya en términos generales la medida (o las medidas) a ser implementada. Además de si la medida es deseable, se debe indagar si es factible (costos globales, previsión del proceso de elaboración e implementación) y cuáles son los eventuales “costos de oportunidad” a considerar.

Fase 2: Diseño del incentivo

Estos son algunos de los rasgos que deberían caracterizar a un buen incentivo:

- posibilidad de predecir el impacto
- conformidad con el principio precautorio
- equidad
- aceptabilidad política
- adaptabilidad
- factibilidad administrativa.

Una parte importante de la aceptabilidad política es la variabilidad de contextos culturales en los que es aplicado un incentivo; en este sentido, distintas medidas provocarán diferentes respuestas dependiendo de las circunstancias, pudiendo ser en unos casos populares y en otros inaceptables (necesidad de consultas mutuas y consensos en unos casos, y de marcos legales en otros).

Considerando la naturaleza multidimensional de la biodiversidad forestal, así como la multiplicidad de presiones y de actores, y la improbabilidad de que un solo instrumento contemple todos los aspectos necesarios, es aconsejable una combinación de varios instrumentos que reflejen las particularidades de cada caso (ver más adelante). Por otra parte, al contrario de la fase uno (en la que se requería sobre todo el involucramiento de distintos grupos de actores), la fase dos debe involucrar sobre todo a expertos, aunque en diálogo fluido con los actores.

Fase 3: Creación de capacidades

La fase tercera tiene como objetivo aplicar las medidas en el terreno, considerando el marco legal e institucional existente. Corresponden a esta fase tareas como la asignación de derechos de propiedad, la publicación de regulaciones, la promulgación de leyes, la supresión de subsidios adversos, la promoción de pagos, la recolección eventual de tasas y la construcción de infraestructura para hacer posibles las actividades de uso sostenible.

Para hacer esto, se requieren dos elementos importantes: la provisión de una capacidad adecuada (física, humana e institucional) y el involucramiento de los actores locales. Para ello, es necesaria una apropiada política de comunicación, tanto de las amenazas como de las soluciones (incentivos).

Fase 4: Gestión, monitoreo y cumplimiento de las medidas

El monitoreo y el cumplimiento de las medidas son un complemento necesario de su diseño e implementación, con revisiones periódicas del proceso que retroalimenten y ajusten las medidas mismas.

3.4. Análisis de las distintas medidas de incentivos

Se analizará a continuación las principales medidas de incentivo existentes.

3.4.1. Incentivos económicos: haciendo trabajar al mercado a favor de los bosques

La idea de un incentivo económico está relacionada con el concepto de individuos racionales que tienden a maximizar su bienestar privado. Los Gobiernos están llamados a implementar incentivos económicos cuando los individuos no consideran los impactos de sus actividades sobre el bienestar de otros individuos o de la gente en general, lo que da lugar a “externalidades” que deben ser “internalizadas”.

Las externalidades revelan fallas en el mercado, y tienen lugar cuando una actividad emprendida por un individuo o grupo de individuos tiene efectos (positivos o negativos) sobre otro individuo o grupo, de manera que las personas afectadas no están en grado de compensar (si es una externalidad positiva) o ser compensadas (si es negativa) por los que han emprendido la actividad y generado el “efecto externo”.

Existen una serie de soluciones posibles para este problema: la imposición de precios sombra artificiales (tasas ambientales que reflejan el daño causado), una mejor definición de los derechos de propiedad o el apoyo a los comportamientos más adecuados. Uno de los medios más efectivos es la abolición de los subsidios de actividades y sectores económicos que ejercen presiones sobre la biodiversidad.

Sin embargo, mientras los daños a algunos bienes y servicios pueden ser internalizados, existen limitaciones en aplicar instrumentos económicos cuando el valor de la biodiversidad reside en su pura existencia o en posibles usos futuros. Aunque los instrumentos económicos no pierden completamente su efectividad, pueden requerir ser complementados con información adicional e intervenciones de carácter institucional (ver más adelante).

Cargas impositivas y tasas

En general, el uso de ingresos fiscales para el financiamiento de la gestión ambiental ha desempeñado un papel central en la historia de nuestros países (Acquatella, 2001).

El uso de instrumentos fiscales para la protección de la biodiversidad está basado en la idea de que los costos sociales de la pérdida de biodiversidad pueden ser reflejados en los precios de la actividad que causa esta pérdida, siempre que exista información apropiada y conciencia acerca de su valor.

A la inversa, las actividades deseables pueden beneficiarse de tasas más bajas. Existen dificultades para imponer tasas cuando el pago excede los beneficios provistos, o beneficia a terceros. En este sentido, el pago de tasas o derechos es más aceptable cuando una parte de los ingresos percibidos se invierte en la provisión de un servicio proporcional. Las tasas tienden a ser más aceptadas cuando (i) son canalizadas a través de los sistemas de recaudación existentes, y (ii) los fondos se canalizan hacia las autoridades ambientales locales (Acquatella, 2001).

Por otra parte, existe un grado de incertidumbre en la estimación de costos y beneficios, por lo que las tasas ambientales son usadas raramente para internalizar de manera precisa los costos ambientales. Por estas razones, los instrumentos económicos son diseñados frecuentemente para otros propósitos distintos de la internalización de costos externos; a ello se une frecuentemente la resistencia de los ministros de finanzas, con el argumento de los márgenes de incertidumbre existentes.

Cuadro II.4. Tasas ambientales

<p>Descripción Incentivos basados en precios, que tienden a internalizar los costos externos, a generar rentas por objetivos o acciones ambientales y a aplicar derechos por el uso de un recurso.</p> <p>Ventajas Maximizan la eficiencia económica; son fácilmente inteligibles.</p> <p>Desventajas Se basan en la mensurabilidad de cada componente y en el acuerdo acerca del valor de los costos externos; pueden requerir de un monitoreo extensivo.</p> <p>Aplicabilidad Situaciones en las que los impactos son fácilmente medibles y el origen del impacto fácilmente monitoreado.</p>

En el caso de la biodiversidad, el propósito de estos instrumentos económicos se relaciona más con la cobertura de los costos de transacción de la conservación (entradas a un Parque) o con la reducción de una diferencia de precio sesgada que no favorece alternativas ambientalmente amigables (subsidios para la rehabilitación del paisaje degradado). Muchos subsidios directos o indirectos tienen como objetivo favorecer con precios diferenciales actividades ambientalmente consonantes, o corregir los precios que favorecen actividades dañinas.

Existen también iniciativas como la redistribución interna de los impuestos a la circulación de bienes y servicios, de manera que se generen compensaciones fiscales por aplicar restricciones en el uso de la tierra, considerando su beneficio para la colectividad.

IMPUESTO A LA CIRCULACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS – ICMS: Paraná y Minas Gerais (Brasil)

El Estado de Paraná (Brasil) inició en 1992 un interesante experimento, consistente en la introducción de criterios ambientales en la distribución de fondos municipales, con la participación de entidades oficiales como el Instituto Ambiental de Paraná, municipios y agencias no gubernamentales.

Los Municipios reciben por ley un cuarto del ICMS (se lo conoce así por sus siglas en portugués). Pero existían algunos problemas de distribución:

- hasta 1991, el fuerte peso de actividades con “valor agregado” (industria y comercio) penalizaba a municipios con áreas protegidas, debido a oportunidades limitadas para estas actividades;
- a partir de 1992, se incorpora un criterio ecológico (unidades de conservación, provisión de agua), al que se asigna el 5%, restándolo de la categoría Valor Agregado, que antes recibía el 80 %;
- esta redistribución interna de la tasa de circulación, y las consiguientes compensaciones e incentivos para la conservación, se tradujeron inicialmente en el incremento global de las áreas protegidas (ver más abajo).

Posteriormente se realizaron algunos cambios. En conjunto, desde 1992, el estado de Paraná ha distribuido hasta el 2,5% de las tasas al valor agregado que recolecta, entre los gobiernos municipales, sobre la base de cuánta área de conservación tienen y cuán bien protegida está. Minas Gerais ha realizado pagos similares desde 1996, aunque sólo el 0,5% de las tasas se asigna a este propósito y el estado asigna los fondos basado solamente en la cantidad de tierra conservada, o en la calidad de la conservación. En el momento presente, la mitad de los municipios de Paraná y un tercio de los de Minas Gerais reciben este tipo de pagos. En consecuencia, muchos gobiernos locales desean ampliar el área dedicada a conservación. Desde que estos programas iniciaron, el área de conservación se ha incrementado un 165% en Paraná y un 62% en Minas Gerais.

Este instrumento tiene la ventaja de ser aplicable a distintos tipos de ecosistemas, ya que está basado en los bienes y servicios genéricos que proporcionan. Sin embargo, su aplicación requiere un marco legal apropiado y una situación política caracterizada por la existencia de fuertes procesos de descentralización y una cultura fiscal avanzada, con alta participación de las instituciones locales.

Fuentes: Lorim y Loureiro (1991); May et al. (2001).

Creación de mercados y asignación de derechos de propiedad

La falta de derechos de propiedad es una de las causas principales de pérdida de biodiversidad. La inestabilidad en el acceso a la tierra favorece un manejo extensivo del bosque y ocasiona presiones sobre ellos, debido a la ausencia de incentivos para un uso intensivo de las tierras deforestadas. Pero la seguridad en la tenencia de la tierra debe ir acompañada por otros factores (tecnologías apropiadas, precios, mercados, etc.) para incidir eficazmente sobre la modificación del patrón de uso del suelo (Bedoya, 1991). Con relación a la propiedad comunal, más allá del tipo de tenencia, lo verdaderamente importante es que existan regulaciones internas sobre el acceso y uso de los recursos compartidos, así como capacidad institucional para hacerlos cumplir.

La creación de mercados mediante la remoción de barreras al comercio y la asignación de derechos de propiedad bien definidos y estables, se basa sobre la premisa de que los portadores de estos derechos tenderán a maximizar el valor de sus recursos a lo largo del tiempo. Sin embargo, con relación a productos tradicionales (por ejemplo, productos no maderables) existe un generalizado déficit de voluntad política para crear las condiciones apropiadas que incentiven su introducción y para suprimir barreras artificiales que subsidian determinados productos en detrimento de los nuevos.

MERCADOS Y CULTURA EXTRACTIVA REGULADA

La sostenibilidad del extractivismo como alternativa a las otras opciones de uso es actualmente viable solamente en determinadas situaciones:

- Se han propuesto varios métodos para agregar valor monetario a los PFM (precios sombra), como el valor monetario del producto intercambiado, el valor de sustitución, el costo aproximado de la mano de obra utilizada para la recolección del producto, etc. Sin embargo, la asignación de precios individuales no funciona en términos mercantiles, ya que generalmente el propio mercado se encuentra distorsionado debido a factores como el monopolio por parte de los comerciantes e intermediarios, la falta de información, la subvaloración de la mano de obra o la competencia desleal con productos subsidiados (Bert - Ottens, 2000).
- Por otro lado, si bien es cierto que la activación de varios productos no maderables permitiría diversificar los riesgos con relación a la dependencia de un solo producto, la cultura extractiva suele ser limitada en cuanto a su capacidad de organizar la oferta (compaginación de distintos ciclos de cosecha; disponibilidad de mano de obra con relación a la recolección cíclica de distintos productos; costos de oportunidad de la agricultura, la ganadería, la extracción insostenible de madera y la venta estacional de mano de obra; incentivos positivos para las nuevas actividades; ver más abajo). En otras palabras, para que los mayores ingresos potenciales que podría procurar el bosque se conviertan en una alternativa factible, deben ser fortalecidas las capacidades de recolección, manejo, mercadeo y procesamiento de los productos no maderables, a fin de que los retornos actuales no caigan por debajo de los calculados.

En general, el extractivismo es más factible en contextos con abundancia comprobada de recursos, mercados claramente establecidos e interacciones relativamente reguladas, incluyendo la participación de las poblaciones locales en la toma de decisiones, como en el caso de las “reservas extractivistas” .

Fuentes: Nepstad y Schwartzman (1992); Ruiz Murrieta y Pinzón Rueda (1995); Ruiz Pérez (1997).

Sin embargo, la principal limitación de la asignación de estos derechos reside en el hecho de que el incentivo afecta solamente a los elementos “apropiables” de la biodiversidad. En cambio, los valores de existencia de las especies que no son comercialmente valiosas y del ecosistema circundante, tenderán a no ser considerados si no se aplican medidas adicionales.

Cuando los incentivos no han sido aplicados, o son insuficientes para el uso sostenible de los bosques, se puede considerar la transferencia de la propiedad, o de los derechos privados de uso, al dominio público (transformación de áreas ricas en biodiversidad en Parques o Reservas). Con todo, la propiedad pública de los bosques no garantiza su uso sostenible, aunque puede facilitar la integración de objetivos públicos, mientras que la propiedad privada tiende a concentrarse coeteris paribus en la explotación eficiente de valores de uso directo. La asignación de derechos de propiedad puede ser complementada por la asignación de derechos de uso, que pueden inducir más fácilmente al manejo sostenible. Así, ciertos derechos de uso pueden ser transferidos a las comunidades o a emprendedores privados en condiciones de estimular un uso apropiado, inasequible para los fondos públicos.

**TRANSFERENCIA DE DERECHOS DE USO E INCENTIVOS NEGATIVOS Y POSITIVOS:
EJEMPLO DE LACAZA**

En México, ha sido implementado un enfoque bien diseñado y altamente innovador para el manejo sostenible del carnero de cuernos grandes (*Ovis canadensis*), a través de permisos comerciales para el derecho a cazarlo. Los componentes principales son los siguientes:

- el gobierno establece un nivel sostenible de caza sobre parámetros relacionados con la tasa de reproducción del carnero,
- asigna permisos comerciales a las comunidades locales hasta el límite establecido,
- dada la alta demanda internacional de esta especie, se espera que los permisos fácilmente dupliquen o tripliquen su valor en el mercado internacional, proporcionando una importante fuente de ingresos a las poblaciones locales.

Este esquema proporciona incentivos efectivos para el uso sostenible del carnero. Algunas de sus ventajas son :

- asegura el respeto de la componente ambiental (sólo se puede cazar un determinado número de animales),
- estimula los más eficientes métodos económicos, con la cooperación de la gente local, ya que los permisos de caza pueden ser comercializados y asignados a quienes pagan el más alto precio.

Los métodos anteriores estaban basados en regulaciones que restringían esta actividad, pero:

- no estimulaban el involucramiento de la población local,
- tenían altos costos de implementación, por lo que resultaban en gran medida ineficaces para controlar la caza del carnero.

El éxito del caso se basa en la combinación de asignación de derechos e incentivos económicos positivos (costo-beneficio, comparación entre ofertas mercantiles), en el marco del fortalecimiento y la capacitación de los actores locales. Adicionalmente, permite visualizar los efectos de la transición de un incentivo negativo a otro positivo.

Fuente: Izco, X., sobre la base de información obrante en Ministerio del Ambiente de México, 1999.

Este tipo de medidas se están comenzando a aplicar, también, a los acuerdos sobre el uso de recursos genéticos (ver Capítulo III). Los recursos genéticos de las plantas poseen una importancia considerable en el desarrollo de nuevos productos farmacéuticos. Recientemente, se han desarrollado mecanismos de compensación por el uso de estos recursos, basados en la idea de realizar pagos por los derechos de prospección. La idea de un acuerdo de prospección de la biodiversidad es llegar a un arreglo exclusivo por el análisis de plantas de una determinada área, sobre la base de términos acordados por dos o más partes.

Si bien este tipo de arreglos permite comenzar a reconocer en términos económicos el valor de la biodiversidad, persisten problemas como la cuantía de las compensaciones, el destino de las mismas (de manera que aseguren efectivamente la conservación del lugar de referencia con la participación de las poblaciones locales), o la exclusividad de los derechos (sobre todo con relación a conocimientos tradicionales distribuidos en otras muchas regiones geográficas).

La certificación constituye otro mecanismo para constatar el cumplimiento de criterios definidos de sostenibilidad ambiental y social. A través de sus dos modalidades básicas: de sistema –ISO 14001– o de desempeño –FSC–, la certificación forestal define una serie de criterios, indicadores, verificadores y valores, activados en el marco de una “cadena de custodia”, para que los consumidores puedan identificar en el mercado si el producto proviene de un buen manejo. La certificación es voluntaria y son los consumidores quienes hacen su elección en el momento de realizar sus compras (Hauselmann y Vallejo, 2000).

3.4.2. Reforma o remoción de incentivos perversos

La reforma o remoción de los subsidios a actividades que ejercen presión sobre la biodiversidad forestal es esencial para que su conservación y uso sostenible sean más factibles. La remoción de estos incentivos perversos, no solo alivia las presiones sobre la biodiversidad, sino que incrementa la eficiencia económica y reduce los déficit financieros gubernamentales.

El subsidio adopta formas distintas, desde pagos directos y apoyo a los precios mercantiles, hasta garantías crediticias, asistencia técnica y provisión de infraestructura para acceder más fácilmente a áreas forestales.

Se puede nombrar un gran número de estos incentivos perversos:

- apoyo a la conversión de bosques en tierra agrícola;
- drenaje de humedales para implementar cultivos agrícolas;
- estímulo a la deforestación porque el bosque era considerado improductivo;
- subsidios para la exportación de madera.

Cuadro II. 5. Reforma o remoción de incentivos perversos

<p>Descripción</p> <ul style="list-style-type: none"> • Los subsidios pueden estimular actividades que tienen un efecto negativo sobre el ambiente y la biodiversidad forestal.
<p>Ventajas</p> <ul style="list-style-type: none"> • La reforma o remoción de estos incentivos puede llevar a una disminución de las presiones, a un mejoramiento de la eficiencia y una reducción de los gastos fiscales.
<p>Desventajas</p> <ul style="list-style-type: none"> • Puede ser difícil identificar los subsidios adversos (falta de transparencia) y también políticamente problemático reformarlos debido a la fuerte oposición de los receptores del subsidio.
<p>Aplicabilidad</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cuando pueden ser identificados beneficios claros en términos de presupuestos, eficiencia económica y/o metas ambientales, y existen potenciales medidas compensatorias para facilitar el proceso de remoción.

Este tipo de “subsidios perversos” tiende a favorecer sobre todo a los grupos de poder (McNeely, 1988). En este sentido, no deben ser subestimadas las dificultades de la remoción de estos subsidios, sobre todo la oposición de los receptores, frecuentemente bien organizados en términos políticos.

3.5. Regulaciones y fondos. Los gobiernos como garantes de la biodiversidad

Los gobiernos pueden usar métodos regulatorios directos para hacer cumplir o restringir ciertas actividades que impactan la biodiversidad. En forma similar, pueden recurrir a medidas de apoyo, tales como los fondos ambientales, para estimular activamente actividades que promueven la biodiversidad.

3.5.1. Estándares, regulaciones y restricciones de acceso

Las regulaciones que hacen cumplir o prohíben cierto tipo de comportamientos y establecen restricciones de acceso, son métodos conocidos para proteger la biodiversidad amenazada. Considerando que muchos de los beneficios de la biodiversidad no son apropiables en forma privada y que constituyen bienes públicos, las regulaciones son una importante herramienta para asegurar la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales, pero presentan también algunos inconvenientes.

Cuadro II. 6. Ventajas y desventajas de las regulaciones y restricciones de acceso

<p>Este tipo de medidas presenta una serie de ventajas:</p> <ul style="list-style-type: none"> • son conceptualmente fáciles de entender y sus metas pueden ser alcanzadas fácilmente, si se dispone de medidas apropiadas de monitoreo y cumplimiento; • son relativamente fáciles de ser diseñadas e implementadas; • pueden ser usadas como medidas temporales de emergencia para asegurar la protección de aspectos singulares de la biodiversidad, hasta que se identifiquen otros instrumentos o la amenaza sea superada. <p>Sin embargo, tienen también desventajas, relacionadas con los siguientes factores:</p> <ul style="list-style-type: none"> • altos costos asociados, que los puede convertir en instrumentos económicamente ineficientes para alcanzar las metas que se proponen; • inflexibilidad resultante de su necesidad de identificar actividades. <p>Se trata a veces de métodos demasiado específicos, por lo tanto difíciles de monitorear y de hacer cumplir.</p> <ul style="list-style-type: none"> • adicionalmente, su naturaleza restrictiva los convierte en instrumentos orientados generalmente hacia la conservación en sentido estricto (protección), no tanto al uso sostenible; de hecho, aunque la mayoría de las situaciones incluyen algunos elementos regulatorios o alguna restricción de acceso, tienden a ser más frecuentes en las áreas protegidas; • por otra parte, este tipo de medidas puede proteger aspectos puntuales de la biodiversidad (especies amenazadas, por ejemplo), pero puede ignorar los ecosistemas de los alrededores (zonas de amortiguamiento), que son esenciales para la sobrevivencia de estas especies.
--

Por eso, las regulaciones y las restricciones de acceso son utilizadas frecuentemente o bien con relación a áreas protegidas, o como medidas complementarias de otros incentivos; por ejemplo, pueden resultar eficientes si se combinan en forma apropiada con la asignación de derechos de propiedad y con la creación de mercados.

3.5.2. Fondos ambientales y financiamiento público

A causa tanto de las dificultades en el diseño de instrumentos económicos para internalizar los costos de la pérdida de biodiversidad, como de los costos para hacer cumplir y monitorear las regulaciones y las restricciones de acceso, muchos gobiernos pueden preferir utilizar “incentivos positivos” para estimular el uso sostenible y la conservación (ejemplo de Tasa indirecta sobre circulación de bienes y servicios - ICMS: Paraná y Minas Gerais, Brasil). Estas medidas trabajan a través de la provisión de pagos monetarios, reducción de tasas u otros incentivos financieros con fines de apoyar la conservación, la restauración o la transferencia de un uso insostenible a otro más sostenible.

Los fondos ambientales en particular –bien sean públicos, privados o de estructura mixta– pueden estar constituidos de distintas maneras (venta de algún bien público, tasas específicas, donaciones, derivaciones de cargas impositivas, etc.). Pueden ser útiles y eficientes en rubros como el financiamiento de los costos incrementales entre el desarrollo insostenible y el sostenible, si se aseguran medidas estrictas y transparentes en la asignación y desembolso de los fondos. Sin embargo, cabe señalar que su constitución no siempre es fácil en la situación de nuestros países.

Con relación a esta temática, el Capítulo III incorpora distintas sugerencias para la movilización de financiamiento interno y el acceso a financiamiento externo de distinta naturaleza.

4. Manejando la complejidad. Combinaciones de métodos de valoración y de medidas de incentivo para lograr el uso sostenible

Existen una serie de razones que aconsejan recurrir a una combinación tanto de métodos de valoración como de medidas de incentivo (instrumentos y mecanismos), para hacer frente a las presiones que conducen a la degradación o desaparición de los ecosistemas forestales (Young, 1996; OCDE, 1999b). De hecho, casi todos los beneficios asociados a la biodiversidad incorporan aspectos públicos y privados, por lo que una buena política de conservación y uso sostenible de la biodiversidad deberá recurrir a instrumentos que tengan simultáneamente en cuenta los valores de uso directo, más asociados a la propiedad privada, y los valores públicos asociados a la existencia de la biodiversidad forestal, recurriendo a instrumentos adicionales, como incentivos positivos o regulaciones.

El uso de distintas medidas de incentivo se justifica sobre la base de los siguientes argumentos y puede adoptar distintas modalidades:

- en primer lugar, esta combinación de instrumentos puede ser requerida para dar cuenta tanto de los beneficios públicos como privados resultantes de la producción y uso sostenible de la biodiversidad;
- en segundo lugar, esta combinación puede constituir una suerte de “válvula de escape” cuando uno solo de los instrumentos es insuficiente para lograr el efecto ambiental deseable, es demasiado costoso o difícilmente aplicable. Por ejemplo, cuando los precios de las entradas a un parque son insuficientes para limitar el número de visitantes a un nivel óptimo, se puede recurrir a restringir el número total de visitas para controlar los efectos de los visitantes sobre el ecosistema (restricciones de uso); teóricamente, para no hacer depender solamente la conservación del Parque de los ingresos percibidos en concepto de visitas o para compensar su déficit en caso de tener que restringir el número total de visitantes, se podría recurrir paralelamente a otras formas de valoración económica (pago por servicios ambientales, fijación de CO₂, etc.), aunque no siempre son modalidades movilizables en el corto plazo;
- esta combinación puede ser particularmente útil cuando las causas de la pérdida de biodiversidad no pueden ser bien entendidas o no existe un solo instrumento que pueda enfocar directamente todas las causas. Esta consideración es relevante para enfocar el ecosistema como un todo y sus interacciones, sobre todo las relaciones entre áreas protegidas y zonas de amortiguamiento. Donde hay particulares “hot spots” de biodiversidad o amenazas contra ellos, puede ser útil diseñar instrumentos específicos para hacerles frente (regulaciones, tasas, restricción de acceso, etc.), mientras que pueden ser utilizados otros instrumentos para abarcar las áreas de amortiguamiento (“manejo de presiones”) y enfocar el ecosistema como un todo;
- las distintas categorías de usuarios de los bosques, de sus bienes y servicios y de su biodiversidad responden en forma también diferenciada a cada tipo de instrumento. De esta manera, la utilización de un cierto rango de instrumentos puede ayudar a asegurar que todas las categorías de usuarios hayan sido efectivamente tenidas en cuenta (incentivos negativos vs. positivos, etc.). Por otra parte, puede existir una suerte de “razones distributivas” que llevan a permitir que determinados grupos de usuarios (pueblos indígenas, por ejemplo) tengan un acceso diferencial a los recursos;

- en el caso de los actores privados, los incentivos económicos deben incluir una condición que asegure una contribución al bien público de la conservación de la biodiversidad: que el uso que es provechoso en términos privados contribuya al mismo tiempo a la conservación de la diversidad biológica. Esta asignación de derechos de propiedad con ciertas condiciones de uso (instrumentos mixtos) puede revestir distintas formas: derechos de propiedad bien definidos, derechos de uso, incentivos económicos tales como cargas impositivas ambientales donde sea posible, combinados con regulaciones, restricciones de acceso y subsidios a ciertos usos sostenibles donde sea necesario. Adicionalmente, es importante complementar ambas categorías de instrumentos con el involucramiento de los actores, la creación de capacidades, el fortalecimiento institucional, y el suministro de información.

El siguiente ejemplo permite visualizar la combinación de un conjunto de medidas de incentivo en el caso de la conservación de un Parque o Reserva:

COMBINACIÓN DE INCENTIVOS: EL CASO DEL PARQUE CUYABENO-ECUADOR Y SU ÁREA DE AMORTIGUAMIENTO

La conservación del Parque Cuyabeno (Sucumbíos, Amazonía ecuatoriana) se basa en la combinación de una serie de incentivos:

- definición de derechos de propiedad y de uso dentro y fuera del Parque,
- restricciones regulatorias para ciertas áreas (lagunas, caza y pesca),
- enfoques mercantiles (recolectar y agregar valor a ciertos bienes no maderables; estimular la creación de mercados regionales, nacionales e internacionales),
- educación ambiental (distintos niveles dentro, fuera y en los ámbitos regional y nacional) y capacitación focalizada en las destrezas a ser incorporadas por las poblaciones locales,
- creación de fondos especiales:
 - para los pueblos indígenas situados dentro del Parque (caza, recolección, ecoturismo y producción sostenible),
 - para los colonos del área de amortiguamiento (estímulos económicos directamente productivos tendientes a sustituir los usos más depredadores, intensificando los usos más apropiados y restaurando las áreas degradadas);
- en el pasado, también se ha recurrido a la remoción de incentivos perversos (la tala del bosque en el área de amortiguamiento, estimulada por una política parcelaria),
- se está pensando también incentivar en el futuro actividades de empresas privadas que establezcan alianzas estratégicas con los actores locales para agregar más valor y acceder a mercados complejos.

Este conjunto de medidas, apropiadamente combinadas, dará como resultado agregado la conservación del Parque. Con todo, es preciso tener en cuenta los siguientes factores metodológicos:

- esta combinación de instrumentos es funcional a una visión ecosistémica e interactiva del conjunto de componentes del Parque,
- los distintos instrumentos están dirigidos a distintos tipos de usuarios,
- se trata de incentivos a ser activados en distintos momentos del tiempo y en distintas partes del espacio del bosque.

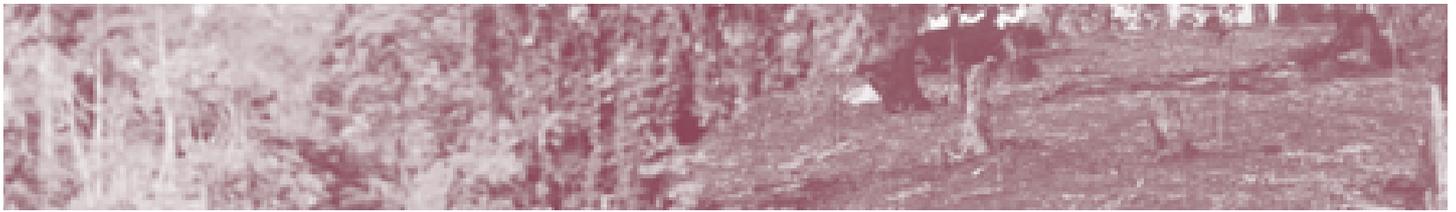
Fuente: Izko, X. (s/f) (trabajo de campo del autor).

Sin embargo, el uso de más de un instrumento de política puede ser perjudicial cuando los instrumentos están relacionados con un mismo recurso o persiguen el mismo objetivo, por lo que se corre el riesgo de superposición y neutralización de un instrumento por el otro, en lugar de su complementación. En este sentido la combinación de instrumentos puede requerir rediseñar parcialmente cada instrumento en particular para hacerlo compatible con los demás.

CAPITULO III

Financiamiento para el desarrollo sostenible de los bosques

Diego Burneo



1. Introducción

La diversidad biológica juega un papel crítico en la manutención de los procesos ecológicos, de los que dependen las personas, los ecosistemas y las economías. La región de América Latina y el Caribe es ampliamente conocida por el nivel de biodiversidad que posee, ya que alberga más del 40% de las especies de plantas y animales de la Tierra y la mayor riqueza florística del planeta (Castro y Locker, 2000).

Como afirma Wilson (1992), “cada país tiene tres formas de riqueza: material, cultural y biológica. Las primeras dos las entendemos bien, porque son la sustancia de nuestras vidas diarias. La esencia del problema de la biodiversidad es que la riqueza biológica es tomada menos en serio. Este es el mayor error estratégico, que se irá incrementando negativamente según el tiempo transcurra. Diversidad es una fuente potencial para una inmensa no descubierta riqueza material en la forma de comida, medicina, y amenidades”.

Castro y Locker (2000) señalan que de los 25 centros de alta diversidad biológica (“hot spots”) propuestos por Conservation International, 7 se encuentran en la región Latinoamericana. Asimismo de los 17 países “megadiversos” en el mundo, 6 países son latinos. Por otro lado, mencionan que, a pesar de que América del Sur todavía conserva vastas áreas de bosques tropicales y templados, la biodiversidad de la región continúa enfrentando crecientes y significativas amenazas, incluyendo mayores tasas de deforestación.

Es importante señalar que de los 11 países con las mayores tasas de deforestación entre 1990 y 1995, 6 se encontraban en la región de Latinoamérica y el Caribe (World Bank, 1999). Entre 1980 y 1990, la región perdió 61 millones de hectáreas (un 6%) de su cubierta forestal debido a la reubicación poblacional a gran escala y a proyectos agrícolas y de desarrollo de recursos (Naciones Unidas, 1999).

Si bien “la economía no puede mantenerse saludable con un medio ambiente enfermo”, como sostiene el Banco Mundial (World Development Indicators, 2001), la conservación de la biodiversidad no es un proceso gratuito. Además de los gastos directos para llevar a cabo los proyectos y programas económicos tradicionales, la conservación de la biodiversidad impone costos adicionales (directos y de oportunidad), especialmente al interferir con ciertas actividades productivas. Estos costos deberán ser adicionados a los gastos realizados por los sectores de gobierno, el sector productivo privado, los hogares y las comunidades locales. Para equiparar y compensar estos costos adicionales se requiere identificar recursos financieros frescos. En realidad, no sólo se necesita obtener este tipo de fondos, sino también establecer mecanismos que aseguren que los recursos vayan a los individuos o grupos que soportan los costos de la conservación de la biodiversidad (Emerton, 1998).

Una vez identificadas las necesidades de fondos hay que evaluar el monto de recursos financieros que está disponible para cubrir cada una de ellas. Esto significa investigar fuentes provenientes de fondos del gobierno, de fondos de riesgo, de gobiernos amigos, de donantes institucionales, de ONGs, y de otras entidades privadas en condiciones de asignar fondos para financiar actividades para el manejo sostenible de bosques.

Aunque no cabe duda de que la conservación de la biodiversidad ha avanzado a grandes distancias durante las últimas décadas, estos avances han demostrado ser insuficientes al constatar un incremento de las amenazas contra la biodiversidad (Castro y Locker, 2000). Por lo tanto, es evidente, la necesidad de plantear estrategias de financiamiento nacionales coherentes y, de ser posible, coordinadas a escala regional, que saquen ventaja de los potenciales ingresos que se podrían derivar de ciertas iniciativas de financiamiento o del fortalecimiento de las iniciativas existentes en la actualidad.

Latinoamérica, sobre la base de su biodiversidad, tiene la oportunidad de acceder a importantes recursos financieros que no han sido utilizados en su real potencial, pese a que su actual volumen es ya bastante considerable. En este capítulo se hará una revisión rápida de las diferentes fuentes de financiamiento, actuales y potenciales, a las que se puede acudir dentro de una estrategia de financiamiento bien estructurada, tanto para los procesos de manejo sostenible de bosques, como para los procesos de valoración económica que deben acompañar tales esfuerzos.

Es importante tener en cuenta que existen ciertos requisitos previos antes de aplicar una estrategia de financiamiento. De hecho, la planificación es un elemento fundamental para el logro de los objetivos de protección de la biodiversidad y sin ella es bastante difícil desarrollar una estrategia de financiamiento coherente. Dentro de la ejecución de un proyecto para proteger un área se encuentran tres fases: 1. La planificación de preinversión contempla un estudio preliminar para estimar la importancia ecológica y económica de los recursos naturales de un área específica y encontrar el apoyo político para asegurar la protección del área; 2. La implementación del proyecto, también conocida como la fase de inversiones iniciales, comienza con la instalación física de los servicios, la preparación y contratación del personal y la infraestructura necesaria para proteger y administrar el área; 3. El manejo a largo plazo del área, que requiere la continuación de programas iniciados durante la fase de instrumentación o inversión, incluyendo el apoyo operacional y la administración de programas de protección de recursos naturales, manejo y monitoreo, usos humanos compatibles y extensión comunitaria, así como operaciones y mantenimiento, que deben extenderse considerablemente hacia el futuro con el objeto de alcanzar el establecimiento exitoso del área. En esta fase es fundamental contar ya con un financiamiento sostenido y autónomo, generalmente destinado a cubrir los costos recurrentes del área y que podría estar soportado por la acción y financiamiento de un fondo fiduciario (patrimonial) de respaldo. Es justamente en esta fase en donde es necesario contar con una estrategia, para generar recursos adicionales y poder solventar los requerimientos de financiamiento (TNC, 2000).

La planificación para la conservación y manejo de áreas protegidas, así como para otros proyectos de protección de ecosistemas, es un proceso continuo que debe empezar en forma previa a la ejecución de cualquier estrategia de financiamiento¹. De hecho, este proceso requerirá de equipos especializados y de un compromiso a mediano y largo plazo por parte de los gobiernos, organismos no gubernamentales y empresas privadas o mixtas involucradas en la temática.

Las estrategias de financiamiento deben explorar nuevos mecanismos y opciones para la captación de fondos y ajustarse a un perfil de financiamiento diferente, que complemente las grandes transacciones (generalmente de cooperación internacional) que han dominado hasta ahora las carteras de los distintos Ministerios de Ambiente y algunas ONGs, incorporando un número importante de pequeñas donaciones y transacciones más diversas y complejas. Una estrategia de financiamiento sostenible debe proporcionar financiamiento en los montos apropiados, debe ser diversificada y debe asegurar que los fondos estén disponibles cuando sea necesario (Burneo, 2002).

A continuación, se revisan las principales fuentes de financiamiento que podrían incluirse en las estrategias de financiamiento.

¹Si bien la conservación es el objetivo final al crear los parques y áreas protegidas, este fin no puede alcanzarse y mantenerse sin una comprensión fundamental de las implicaciones sociales y financieras del nivel de manejo y protección que se busca. Al mismo tiempo, la satisfacción de las necesidades sociales no debe buscarse a expensas del medio ambiente (Burneo, 2002).

2. Recursos provenientes de la cooperación y fondos internacionales

La cooperación internacional ha ofrecido importantes recursos, que han sido otorgados a través de organismos internacionales, gobiernos amigos, organizaciones no gubernamentales y empresas (canalizados a través de convenios de cooperación bilateral y multilateral). De hecho, éste ha sido uno de los tipos de financiamiento que más ha apalancado las estrategias nacionales de financiamiento y otras actividades tendientes a la conservación y al manejo sostenible de bosques en Latinoamérica.

Dentro de América Latina, los países que más se han beneficiado de la cooperación internacional son Brasil y México. La mayoría de las economías de menor desarrollo económico, con mayores necesidades y que enfrentan serios problemas de endeudamiento e insuficiencia de recursos financieros, son las que menos han aprovechado estas alternativas y oportunidades de financiamiento no reembolsable o de bajo costo, que caracterizan a la cooperación internacional (Burneo, 2001).

Las principales fuentes institucionales de canalización de donaciones y préstamos blandos a la región son, entre otros: la ayuda multilateral (Banco Mundial, Banco Interamericano de Desarrollo, Unión Europea); las organizaciones internacionales, entre ellas la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), Conservation International (CI), The Nature Conservancy (TNC), el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en inglés), y algunos fondos creados con el fin de financiar la conservación de la biodiversidad, como el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés). De la misma forma, existe financiamiento proveniente de los gobiernos de países desarrollados (denominado cooperación bilateral), tales como Países Bajos, Alemania, Japón, Canadá, Estados Unidos, Inglaterra, Suiza, Finlandia, España, entre los principales. Algunas agencias especializadas del sistema de las Naciones Unidas, como el Programa para el Desarrollo (PNUD), la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) o el Fondo para la Educación y la Cultura (UNESCO), también proveen de recursos importantes (Burneo, 2000).

Entre los años 1990 y 1997, 3.489 proyectos de conservación fueron financiados por las principales fuentes de financiamiento de cooperación internacional, siendo el total de la inversión para la conservación de la biodiversidad en Latinoamérica del orden de USD 3.26 billones de dólares. De esta cifra total, un 54,7% fue invertido en América del Sur, un 34,8% en Centroamérica y México, un 5,5% en el Caribe y un 5,1% en proyectos generales para toda la región latinoamericana. México y Brasil en conjunto obtuvieron un 45,5% de los fondos. Luego sigue un grupo de países que incluye a Venezuela, la mayoría de los países centroamericanos, Bolivia, Colombia, Ecuador, Argentina y Perú, con el 44,8% adicional. Los países del Caribe recibieron sólo un 4,5% en su conjunto (Castro y Locker, 2000)².

Pese a las cifras tan importantes y prometedoras mencionadas, existen grandes limitaciones en cuanto al alcance y eficiencia para el uso de estas fuentes de dinero. En realidad, no hay mucho potencial para incrementar la cantidad total de financiamiento disponible en términos globales, o para reasignar a la biodiversidad fondos de otras actividades. Los proyectos y programas de biodiversidad pueden encontrar dificultades para competir con otros sectores de la economía que parecen generar amplios beneficios de desarrollo o pueden demostrar retornos más altos e inmediatos. Por otro lado, estas fuentes convencionales de dinero son a menudo insostenibles. Los donantes de fondos son limitados y los presupuestos gubernamentales están decreciendo en términos reales (Emerton, 1998).

²Sin embargo, cuando el análisis es cruzado por el tamaño del país (USD/km²), los resultados cambian. Los países con mayor inversión son Venezuela, los países de Centroamérica y Ecuador, mientras que los que menos reciben son los países del Cono Sur (Uruguay, Argentina y Chile), Cuba y Guayana Francesa; es sorprendente que Colombia y Perú se encuentren inmediatamente después de estos países (Castro y Locker, 2000).

De la misma forma que existen procedimientos especiales para acceder a fondos de gobiernos y entidades multilaterales, hay que tener presente algunas recomendaciones generales cuando se lleven adelante iniciativas para la captación de fondos provenientes de corporaciones y fundaciones privadas (Burneo, 2000):

- En muchos casos, nuestras instituciones, aun las públicas, no calificarán para una donación en países como los Estados Unidos, a no ser que la institución cuente con un asociado con base en los Estados Unidos que esté exento de impuestos y que tenga status 501(c)(3). En este sentido, será importante para el éxito del plan encontrar un socio apropiado que mantenga esta condición.
- Se deberá mantener un contacto directo y viajar tan frecuentemente como sea posible para dar seguimiento a los planes establecidos. No se puede depender solamente de cartas, llamadas telefónicas o propuestas para lograr el éxito que se espera alcanzar.
- Por lo general, las corporaciones privadas y multinacionales intentan generar un impacto positivo en los países donde realizan operaciones y mejorar su imagen pública. Las distintas formas en que la obtención de rentabilidad se relaciona con la conservación o alteración de la naturaleza permite que esto sea utilizado para presionar a las corporaciones a fin de que realicen donaciones e inversiones específicas.
- Como las fundaciones cambian su foco de interés cada tres a cinco años, es importante que la estrategia de financiamiento considere este aspecto y establezca contacto con donantes afines tan pronto como sea posible, para asegurar su apoyo antes de que suceda otro cambio.
- Asegurar que se respeten fechas toques y pautas para no malgastar esfuerzos al solicitar apoyo de las corporaciones y fundaciones privadas. En general, las fundaciones son muy estrictas al requerir que todos los documentos estén en inglés (o en el idioma de país de destino), que se presente información financiera completa y que se sigan los pasos apropiados al presentar una propuesta.
- Mantener a las instituciones cooperantes informadas constantemente sobre las actividades de la institución y enviar siempre informes precisos, con amplia y detallada información. Al presentar un informe incompleto, la institución será eliminada de la posibilidad de ser considerada para otra donación.
- Finalmente, al enviar el informe final, es conveniente solicitar siempre otra donación aun si el programa no hubiera alcanzado los resultados deseados.

3. Conversión de deuda externa

La conversión o canje de deuda es otro mecanismo interesante que ha mantenido una importancia relativa. Ha sido utilizado para constituir fondos fiduciarios, generalmente reflejados en los fondos ambientales nacionales, pero también se los ha utilizado entre otras cosas para financiar servicios forestales e investigaciones.

Uno de los impedimentos más importantes para el desarrollo económico de los países latinoamericanos, ha sido el compromiso de atender el pago de su deuda externa, el cual ha forzado a nuestros países a convertirse en exportadores netos de capitales.

En la década de los años '70, el reciclaje de los excedentes de dólares constituyó una atractiva fuente de financiamiento, por cuanto las tasas de interés eran relativamente bajas en términos reales (entre el 2% y el 6%) y en algunos casos hasta negativas. De todas formas, mantenían correlación con la PRIME y la LIBOR. Esta situación concluyó abruptamente cuando se originó la crisis de la deuda externa de los años '80, motivada, entre otros factores, por el continuo aumento de los precios internacionales del petróleo, la caída de los precios de las materias primas de exportación, así como el importante proceso inflacionario del mundo industrializado. Todo esto ocasionó el encarecimiento del dinero, dándose en consecuencia una importante subida de las tasas de interés. Este proceso se exacerbó cuando México, en agosto de 1982, anunció el no pago de la deuda (Umaña y Pérez, 1996).

EXPERIENCIAS DE CONVERSIÓN DE DEUDA POR NATURALEZA

La primera experiencia de conversión de deuda por naturaleza fue la de Bolivia en 1987, la cual se llevó a cabo a través de la organización Conservation International (CI), en virtud de lo cual CI adquirió deuda exterior boliviana por valor de 650 000 dólares a un precio de 100 000 dólares. A cambio, el Gobierno de Bolivia se comprometió a entregar a la reserva de la biosfera de Beni la máxima protección jurídica y a crear tres nuevos espacios protegidos en la zona adyacente. Se comprometió también a aportar 250.000 dólares en moneda nacional para actividades de ordenación en la reserva de Beni. Desde entonces, más de 30 países se han beneficiado de esta herramienta y más de USD 1 billón ha sido invertido en el ambiente (FAO 1993), (Conservation International 1989).

Hasta el momento, nueve países de América Latina y el Caribe (Bolivia, Costa Rica, Ecuador, República Dominicana, México, Jamaica, Guatemala, Brasil y Panamá), cuatro en África (Madagascar, Zambia, Ghana y Nigeria), uno en Asia (Filipinas) y uno en Europa oriental (Polonia) han concretado conversiones de deuda. En dichos países se ha reconocido, en promedio, el 73% (67% en América Latina) de la deuda para fines de conservación del ambiente, lo cual representa aproximadamente USD 128 millones (USD 91 millones en América Latina) (CIUP, 2001)

Fuente: Centro de Investigación de la Universidad del Pacífico – CIUP(2001).

Desde principios de los años ochenta, surgió un mercado secundario donde se empezó a cotizar la deuda de los países en desarrollo por debajo del valor nominal. Fue precisamente el descuento de la deuda lo que dio origen a los mecanismos de conversión de la misma, ya que los prestatarios vieron una forma de capturar al menos parte de sus acreencias y, al mismo tiempo, impulsar ciertas actividades económicas de especial interés para ellos, como el manejo de divisas y la privatización de algunas entidades públicas (Fierro-Renoy, 1994).

CANJES DE DEUDA POR NATURALEZA EN ECUADOR

En Ecuador, los dos canjes de deuda realizados en 1987 y 1989 por la Fundación Natura (ONG ecuatoriana), WWF y The Nature Conservancy permitieron financiar un programa cuyo costo fue de 10 millones de dólares. El compromiso estipulaba que el Banco Central del Ecuador debía reembolsar el monto del canje a Fundación Natura en un plazo de nueve años, colocando cada año un porcentaje en un fondo de dotación de capital que se mantendría a perpetuidad. A su vez, Fundación Natura colaboraría con el Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador (que era responsable de los parques nacionales, actualmente bajo el Ministerio del Ambiente) y con numerosas ONGs nacionales en la ejecución de diversos programas de conservación. Este programa de canje de deuda, por un monto de 10 millones de dólares, generó en el Ecuador más de 10 millones de dólares en moneda nacional para actividades de conservación.

Fuente: Gibson y Curtís (1990) y Fierro-Renoy (1994).

El mecanismo de canje de deuda está basado en la convicción de que los problemas ambientales y sociales están íntimamente relacionados con la deuda de los países en vías de desarrollo y que la disminución del peso de la deuda es una condición necesaria para que estos países puedan emprender políticas sociales y ambientales de importancia.

EL FUNCIONAMIENTO DEL CANJE DE DEUDA POR NATURALEZA

El canje de deuda por naturaleza, y en general la mayoría de los canjes de deuda, suponen comprar un tramo de la deuda externa, convertirla en moneda nacional y utilizar el producto de esta negociación para financiar actividades de conservación (deuda comercial) o lograr la condonación de un tramo de la deuda por parte de los gobiernos acreedores con fines de inversión y protección ambiental en los países deudores (deuda bilateral). La razón por la que los bancos comerciales (o los gobiernos) están dispuestos a vender la deuda a un precio inferior al valor total del préstamo inicial, o a condonar parte de la deuda bilateral, se debe a que la realidad económica de muchos países en desarrollo no les permite hacer frente a toda la deuda que han acumulado; de ahí que los bancos comerciales prefieran vender la deuda a un precio descontado, en lugar de esperar un reembolso incierto en el futuro y los gobiernos acreedores encuentren viable el condonar sus deudas.

En términos generales, el proceso para el canje de deuda puede ser descrito así:

- El país interesado debe establecer directrices generales para su programa de “canje de deuda por naturaleza” e invita a participar en él a organizaciones ecologistas.
- La práctica común es que una organización ecologista internacional, en colaboración con diversas organizaciones nacionales públicas y privadas, suscriban un acuerdo sobre un programa de conservación.
- Las organizaciones ecologistas participantes deben comprobar que disponen de los fondos suficientes para efectuar la recompra de la deuda o que los gobiernos pueden hacerse acreedores a una condonación parcial de la deuda por parte de un gobierno acreedor.
- Los asociados acuden al Banco Central y al Ministerio de Economía; además, deben contar con el apoyo de las autoridades que tienen jurisdicción sobre el sector al que se destinarán los fondos conseguidos, a fin de obtener una autorización para la negociación.
- Se acuerdan las condiciones del canje, tales como el tipo de cambio al convertir la moneda extranjera en moneda nacional, la tasa de rescate y el mecanismo de inversión nacional.
- Se compra la deuda, o se concreta la condonación y se acuerda con el banco central del país endeudado, el mismo que cancela la deuda y suministra fondos en moneda nacional al proyecto, ya sea en efectivo o en nuevos bonos y de esta forma se financian y ejecutan los programas de conservación a lo largo del periodo que abarca el programa acordado, con su respectiva auditoría.

Fuente: Adaptado de Umaña y Pérez (1996) y Resor (1997).

El canje de deuda por naturaleza³ (CDN) es un mecanismo de financiamiento de proyectos ambientales, que fue acogido con mucho entusiasmo en los medios conservacionistas cuando surgieron las primeras experiencias aplicadas. Puede aplicarse tanto a deudas comerciales como a deudas bilaterales (entre un país y los gobiernos amigos). La condición impuesta estipula que el Gobierno, en lugar de pagar a la ONG acreedora del tramo de deuda, paga a otra entidad nacional (otra ONG o entidad estatal relacionada al medio ambiente), para financiar algún proyecto específico de conservación.

Este tipo de operaciones de conversión permite incrementar el capital original de la donación, por lo cual el plan de inversiones del proyecto también se beneficia. Este hecho hace que los cooperantes internacionales prefieran asignar recursos financieros a los países que promuevan este tipo de programas, pues se logra un mayor efecto de sus donaciones. Generalmente, el recurso proveniente de la operación de canje queda depositado en forma de fondo de fideicomiso en dinero o en nuevos bonos (Burneo, 2001).

En Perú, por ejemplo, se han realizado en la última década algunos canjes, como el realizado con el gobierno de Alemania en el año 1994, que canjeó el 70% de la deuda con el Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) de Alemania por 27 millones de marcos alemanes. El 30% de esta cantidad (USD 6.08 millones) fue entregada al PROFONANPE (Pro Fondo Nacional para Áreas Naturales Protegidas del Perú) para cubrir costos recurrentes de 9 áreas protegidas durante 10 años. En el mismo año se realizó un canje con la Agencia Canadiense para el Desarrollo Internacional por un contravalor de 24 millones de dólares canadienses, de los cuales un equivalente a USD 354.600 fue entregado al PROFONANPE para proyectos en el Parque Nacional del Río Abiseo. Este canje implicó la conversión al 67% del valor nominal de la deuda. Por otra parte, en el año 1995 se realizó un canje con Finlandia, en el que se condonó el 75% de la deuda peruana con el gobierno de Finlandia, generándose un contravalor de USD 24.6 millones, de los cuales el 25% (USD 6.15 millones) fue entregado al PROFONANPE para el manejo integral del Santuario Histórico Machu Picchu.

³En 1984, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) puso en marcha el sistema de canje de la deuda por actividades de protección de la naturaleza como un mecanismo para fomentar las iniciativas conservacionistas en los países en desarrollo. La idea surgió de la observación de que una gran parte de la diversidad biológica del mundo se encuentra en los mismos países que sufren una mayor presión financiera derivada del peso de la deuda externa.

El último fue llevado a cabo en el año 1998 con la condonación del 40% de un tramo de la deuda con Alemania, obteniéndose un contravalor de 50 millones de marcos. Con estos fondos se concretaron dos canjes con PROFONANPE por un valor equivalente a USD 4.8 millones, destinados a los programas de “Conservación del Bosque de protección Alto Mayo” y “Apoyo a la Estrategia Nacional para la Conservación de Áreas Protegidas” (Paniagua, 2000).

De forma parecida, en el otoño del 2001, The Nature Conservancy (TNC), el Gobierno de los Estados Unidos y el Gobierno de Belice acordaron entrar en una nueva negociación de canje por naturaleza. El objetivo de este canje de deuda es preservar aproximadamente 23.000 acres de bosque húmedo tropical. El proyecto provee una reducción de deuda con un valor nominal de USD 9.7 millones a favor de Belice, a cambio de pagos directos hacia organizaciones conservacionistas locales. TNC, al invertir aproximadamente un millón de dólares, se convirtió en la primera ONG que actúa como apoyo en un canje de deuda por naturaleza de tipo bilateral (Ens-news, 2001).

Los mecanismos de canje de la deuda por naturaleza señalaron el comienzo de un nuevo modo de pensar sobre la conservación del medio ambiente y ofrecieron la oportunidad de involucrar a instituciones que hasta entonces no habían participado en las iniciativas de conservación. Los promotores de este sistema han sabido encontrar nuevas oportunidades y adaptarlo a las condiciones concretas de cada país. Ahora se están utilizando nuevos mecanismos que implican una creatividad similar y fórmulas de cooperación apropiadas para conseguir aumentar la inversión privada conjugando la obtención de beneficios económicos y el logro de los objetivos de conservación a largo plazo (Cases, 1999).

Ante el éxito del mecanismo de canje de la deuda (tanto de la deuda comercial como de la deuda bilateral), Resor (1999) menciona que se ha considerado la posibilidad de ampliarlo con bancos de desarrollo multilaterales. Este mecanismo podría ser particularmente efectivo en la mayor parte de los países que mantienen un elevado nivel de endeudamiento, para los cuales las corrientes relacionadas con el capital y el servicio de la deuda suponen un monto importante en el conjunto de su deuda externa. Sin embargo, se debería analizar de forma más concreta la verdadera disponibilidad por parte de los organismos multilaterales para realizar este tipo de negociaciones.

4. Fondos fiduciarios para el desarrollo y fondos privados de capital de riesgo

4.1. Fondos fiduciarios

En los países de América Latina, los fondos fiduciarios representan una fuente interesante de financiamiento para actividades relacionadas con el medio ambiente. Generalmente nacen sobre la base de donaciones nacionales o internacionales. Por ejemplo, Ecuador ha establecido el Fondo Ambiental Nacional (FAN). En Honduras, durante los últimos años aproximadamente el 75% del presupuesto dedicado a las áreas protegidas procede del Fondo Hondureño para la Protección del Medio Ambiente. Bolivia estableció un Fondo Fiduciario para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas en 1993, con un capital inicial de un millón de dólares de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación. En Belice, y también en Jamaica se han instalado fondos fiduciarios para sostener sus sistemas de unidades de conservación, entre muchos otros fondos en la región (Burneo, 2001).

La mayoría de los fondos fiduciarios⁴ se han constituido por medio de una donación internacional o por un canje de deuda y los recursos que se invierten provienen de los intereses que genera la donación inicial. La ventaja de este tipo de financiamiento es su administración participativa y el hecho de que, una vez creados, pueden ser atractivos para incorporar otras donaciones al capital inicial, permitiendo la sostenibilidad de los proyectos. Dada la versatilidad de sus modos de constitución, se pueden ajustar a las necesidades y limitaciones legales de cada país (Sorensen et al., 1998).

Pese a su aplicación, los canjes de deuda y los fondos para la conservación no han dejado de presentar limitaciones, puesto que dependen en buena medida de las entregas que hagan los donantes y de otros factores que no son controlables por el modelo. Por ejemplo, países como Filipinas y México pusieron en práctica programas de ajuste estructural que incluían la reestructuración de la deuda externa. Por consiguiente, la prima asociada a las conversiones de la deuda disminuyó notablemente al mejorar la situación de la deuda.

También se han presentado dificultades en los canjes de la deuda entre Estados (que a comienzos del decenio de los noventa conocieron un auge importante), debido a que dependen de asignaciones presupuestarias de asistencia externa de los países desarrollados, actualmente en fase de contracción (Resor, 1999). A continuación se muestran los ejemplos de Colombia con el Ecofondo y el de Belice con el Protected Areas Conservation Trust.

EL CASO COLOMBIA-ECOFONDO Y EL CASO BELIZE-PROTECTED AREAS CONSERVATION TRUST		
Rubros	Colombia-Ecofondo	Belize-Protected Areas Conservation Trust
Cuántía del fondo.	USD 18.000.000	USD 500.000 anuales
Fuentes principales de financiación.	Canjes de deuda efectuados por la USAID y el Organismo Canadiense de Desarrollo Internacional (CIDA). Donaciones de ONGs nacionales e internacionales, y del Gobierno de Colombia, para su constitución.	Tasa de 3,75 USD por cada turista extranjero y otras "tasas de usuario".
Fuentes principales de asistencia técnica para el diseño del fondo.	Gobierno de Colombia, ONGs locales, TNC, WWF.	WWF, USAID, Universidad estatal de Colorado.
Representantes en el consejo de administración del fondo.	7 miembros con derecho a voto: 5 de ONGs colombianas y 2 del Gobierno de Colombia. La USAID y el CIDA tienen cuentas separadas sobre las que poseen una cierta autoridad.	7 miembros con derecho a voto: 3 del Gobierno de Belice; 3 de ONGs, del sector turístico y de los consejos rurales; 1 general, y 2 miembros sin derecho a voto.
Mecanismo institucional para fomentar la participación de las comunidades de base en la dirección del fondo.	La Asamblea General, integrada por 297 ONGs y 27 organizaciones gubernamentales, se reúne una vez al año para aprobar el presupuesto anual y decidir la política general. Existen también 12 comités regionales.	Representación de ONGs y del Consejo Rural.
Estructura jurídica.	Empresa privada sin ánimo de lucro establecida al amparo de la legislación colombiana.	Fondo establecido por una ley aprobada por el Parlamento.
Política de inversiones.	El capital del fondo lo invierten en el país firmas de inversión colombianas.	El capital del fondo se invertirá en depósitos bancarios en moneda nacional y cualquier moneda extranjera se puede invertir en la esfera internacional.
Beneficiarios principales de la donación.	ONGs ecologistas o dedicadas al desarrollo.	Organizaciones ecologistas dedicadas al desarrollo, comunidades locales y organismos oficiales.

Fuente: Spergel (1996); Resor (1997).

⁴Un fondo fiduciario es un depósito de activos o una cantidad de dinero para el financiamiento de un objetivo específico, constituyéndose en un patrimonio independiente. Es administrado por una institución o consejo, que es su responsable legal, para el beneficio de un segundo grupo. A partir de aquí, son múltiples las opciones que se pueden desarrollar. El consejo de administración del fondo puede decidir tanto sobre los proyectos que van a ser ejecutados, como sobre las opciones de inversión del mercado financiero donde el capital se va a cotizar. A menudo es importante contratar a un profesional o empresa especializados en la gestión financiera de fondos.

4.2. Fondos privados

Existe un gran potencial para incentivar la inversión del sector privado en la biodiversidad. Este mecanismo no sólo permitiría generar fondos, sino también incrementar la participación pública en la conservación de la biodiversidad y, por lo tanto, transferir algunos de los costos gravados hacia sectores diferentes del sector gubernamental. De hecho, esto permite potenciar la diversificación y oferta de productos no maderables de un bosque, desarrollar nuevos mercados y potenciar el procesamiento in situ de algunos productos con opción de ser comercializados local e internacionalmente.

Los flujos privados de capital, a diferencia de los de cooperación internacional, se han venido incrementando en forma significativa y continua en la última década a escala mundial, y no existe aparentemente ninguna razón para que éstos no puedan ser atraídos a actividades forestales de tipo sostenible.

Si bien es bastante complicado medir la cuantía de estos fondos, un indicador que nos permite visualizar en alguna medida la magnitud de estos flujos de capitales es el valor de las transacciones de divisas que se hacen a escala mundial. Según cifras reportadas por el Banco de Pagos Internacionales de Basilea⁵, el promedio diario de esas transacciones era de 188 miles de millones de dólares en el año 1986. En el año 1998, doce años más tarde, esa cifra había crecido un 800%, llegando a 1.5 millones de millones (trillones) de dólares diarios. Aun cuando la consolidación de varias monedas europeas alrededor del Euro ha afectado a estas transacciones, la cifra en el año 2000 fue de 1.1 miles de millones de dólares diarios, casi seis veces mayor que la que se observaba hacia mediados de la década de los ochenta (Villar Gómez, 2001).

Año	Miles de millones de dólares diarios
1986	188
1989	590
1995	1.190
1998	1.500
2000 e	1.100

Fuente: Villar Gómez (2001); Bank for International Settlements (2001).

Una manera de formalizar la idea de que los ahorristas internacionales tienen ahora mayores facilidades para reasignar sus portafolios de inversión hacia los países y monedas en los cuales obtengan mayor rentabilidad es a través de la condición de paridad descubierta de las tasas de interés (Elton y Gruber, 1987).

⁵El Banco de Pagos Internacionales (BPI) es una organización internacional que fomenta la cooperación monetaria y financiera a escala internacional y desempeña la función de banco para los bancos centrales.

Una versión simplificada de esta condición de paridad descubierta de las tasas de interés puede ser representada así:

$$\dot{i}_d = \dot{i}_i + d + \frac{e}{d} \pm \emptyset_d$$

donde:

\dot{i}_d = Tasa de interés doméstica

\dot{i}_i = Tasa de interés internacional

d = Margen por riesgo país (Spread)

$\frac{e}{d}$ = Tasa de devaluación doméstica esperada

\emptyset_d = Margen de autonomía para la Política Monetaria

Esa condición expresa que el nivel de las tasas de interés domésticas se debe acercar al nivel de las tasas de interés internacionales, ajustadas por el riesgo país y por el efecto de la devaluación de la moneda local frente a las monedas extranjeras. Los flujos de capital se encargan de garantizar que las tasas de interés domésticas se encuentren dentro del margen dado por la ecuación. Si ellas se ubican por encima, estimulan ingresos de capitales que ayudan a bajar las tasas de interés hacia sus niveles de equilibrio. Simétricamente, si se ubican por debajo, se inducen salidas de capitales que tienden a elevar dichas tasas.

Para que el sector privado se comprometa en este esfuerzo, la biodiversidad debe ser transformada en una oportunidad de inversión atractiva y accesible. Se deben crear oportunidades en términos de propiedad y control de recursos biológicos, y áreas de biodiversidad para atraer el interés del sector privado para apoyar empresas sostenibles basadas en la biodiversidad, tales como la extracción y el procesamiento de recursos biológicos, el manejo sostenible de bosques o el turismo centrado en la naturaleza (Emerton, 1998).

Adicionalmente, los esfuerzos podrían encaminarse a obtener contribuciones benéficas y donaciones desde las empresas y corporaciones. Tales contribuciones pueden hacerse más atractivas para el sector privado proveyendo incentivos fiscales como el alivio de impuestos. Los instrumentos económicos también pueden ser usados como medios para obtener rentas públicas desde el sector privado y asignarlas a varios tipos de fondos de biodiversidad.

En la conferencia internacional “Construyendo la Economía Sostenible: éxitos y direcciones para el futuro”, realizada en mayo de 1998 en La Habana, Cuba, la discusión del tema de “Ética y Cultura del Desarrollo” permitió llegar a conclusiones muy pertinentes sobre la relación entre el desarrollo sostenible y el papel de las empresas y los mercados. Se mencionó, por ejemplo, que al analizar el índice social Domini⁶ quedaba demostrado que las empresas que ya han redefinido la rentabilidad y persiguen los tres tipos de resultados finales (rentabilidad financiera, social y ambiental) pueden superar en términos financieros y hacer mejores inversiones que aquellas que logran éxito en solamente uno o dos de los resultados finales.

⁶El Índice Domini fue creado en paralelo al Índice S&P 500, el índice de la Bolsa de Valores de más amplia utilización, por medio de la aplicación de un conjunto de criterios sociales, ambientales y económicos a las 500 empresas cuyas acciones aparecen en el S&P 500. Aproximadamente la mitad de las compañías del S&P 500 cumplen con los criterios sociales y ambientales Domini. A estas 250 compañías fueron agregadas 150 compañías más cuyas características de capitalización y sector industrial se aproximaban a las S&P 500 y cuyo comportamiento social y ambiental fue positivo. El rendimiento financiero de las Domini 400 desde su inicio en 1990, ha superado el de las S&P 500. Para el 31 de marzo de 1998, el rendimiento total del Índice Domini, desde el inicio, ha sido un 360,83%, mientras que el rendimiento total para las S&P500 ha sido del 312,11%.

Es factible identificar algunos fondos privados nacionales e internacionales dedicados al desarrollo de proyectos que guardan relación con la protección y el manejo eficiente del ambiente, que han sido creados con el objetivo de facilitar el financiamiento de iniciativas sostenibles innovadoras. Este tipo de recursos son conocidos como Fondos de Capital de Riesgo –Venture Capital Funds– y tienen como objetivo potenciar ideas y empresas de gran futuro, especialmente de tipo privada o mixta. La ventaja de estos fondos radica en que, por un lado, ofrecen préstamos especiales con la posibilidad de participar en el capital de riesgo de los proyectos y, por otro, tienen consideraciones especiales en el tema de garantías, dependiendo de los proyectos (Burneo y Albán, 2001).

Algunos ejemplos de estos fondos:

- EcoEnterprises Fund, creado recientemente con un aporte de The Nature Conservancy (TNC), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y la Corporación Andina de Fomento (CAF) con un capital de 10 millones de dólares, para proyectos a ser financiados en América Latina.
- Environmental R&D Capital Corporation, o ER&D, es un “venture capital” establecido en el año 1994 con el objeto de invertir en nuevas oportunidades relacionadas con la industria ambiental. Sus inversiones oscilan entre USD 500.000 y USD 3.000.000, aunque pueden considerar inversiones especiales de montos fuera de este rango.
- Environmental Priority Business Advisory Services, Inc (EPBAS, Inc.), que fue fundado en 1997 como una firma consultora internacional que maneja “venture capital” para proyectos ambientales en diferentes países incluyendo Latinoamérica y el Caribe. Se especializa en manejar capitales de riesgo para medianas y grandes empresas que utilizan sistemas de producción amigable con el ambiente, tanto en la zona urbana como rural.
- Environmental Enterprises Assistance Fund (EEAF) es una organización sin fines de lucro que opera como un fondo de capital de riesgo (“venture capital fund”). Provee capital de riesgo de largo plazo para negocios ambientales en países en desarrollo. En México, invirtió en acciones en una “joint venture” mexicana-francesa que trabaja en la zona de amortiguamiento de la reserva de biosfera en la costa oeste de Baja California, para vender ostras a México, Canadá, Estados Unidos y Asia. En Costa Rica, proveyó un crédito para la adquisición de tierras adicionales para una compañía maderera que utiliza métodos sostenibles y que fabrica puertas con certificación verde. EEAF invierte en negocios relacionados con la agricultura, forestación, acuicultura, turismo, energía renovable, eliminación de contaminación y reciclaje. Financia entre USD 200.000 hasta USD 1 millón, que puede ser crédito o acciones.
- BHP Capital es otro “venture capital” dedicado a la promoción de inversiones empresariales y ambientales, especialmente para presentación de planes de negocios y financiamiento para proyectos en etapas críticas de crecimiento.

Actualmente, es posible encontrar una gran variedad de estos fondos en Internet.

5. Financiamiento estatal

La actual situación económica de la mayoría de los países latinoamericanos está lejos de generar procesos serios que permitan promocionar nacional e internacionalmente bienes y servicios ambientales en forma eficiente y creíble. Es muy difícil derivar suficientes recursos presupuestarios para financiar las más elementales actividades relacionadas con la protección y el manejo sostenible del ambiente, limitando la credibilidad internacional en lo referente a la información y al desarrollo de proyectos en la región (Burneo, 2001).

Las fuentes de financiamiento disponibles actualmente son limitadas. Los presupuestos del gobierno y fondos de donantes son bajos y están sometidos a fuertes presiones desde otros sectores de la economía considerados prioritarios, tales como defensa, salud y educación, lo que se traduce en una participación altamente preferencial en el financiamiento público a diferencia de lo que ocurre con la conservación de la biodiversidad. Las fuentes de fondos de inversión privada y comercial también son limitadas, y están compitiendo con actividades que pueden demostrar fácilmente que son oportunidades de inversión más rentables y seguras que la biodiversidad. Hay una clara necesidad de identificar mecanismos de financiamiento adicionales e innovadores para la conservación de la biodiversidad, que puedan suplementar y mejorar las fuentes de fondos existentes (Emerton, 1998). Sobre la base de estas limitaciones de tipo financiero, los gobiernos deberían prestar mayor atención a los mecanismos de financiamiento mencionados y desarrollar las capacidades necesarias para la negociación y colocación de los diferentes productos y servicios ambientales que nuestros países pueden ofrecer en el mercado interno y externo.

Sin embargo, existen alternativas parciales que pueden ser movilizadas dentro de los límites de los presupuestos disponibles. Así, países como Brasil han movilitado recursos internos mediante la reasignación de las partidas existentes, como está sucediendo con la transferencia parcial de un porcentaje de las tasas de circulación de bienes y servicios a la creación de un “impuesto ecológico” (ver Capítulo II).

6. Negociación de servicios ambientales como mecanismos de obtención de recursos

En los últimos años, la escasez de recursos naturales y la creciente demanda de servicios ambientales ha aumentado el interés de la sociedad, nacional e internacional, por identificar y valorar las funciones y los servicios de los ecosistemas, con el fin de fortalecer las decisiones de la política económica y ambiental de los países. Si bien la mayoría de estas fuentes de financiamiento son todavía potenciales, algunas de ellas ya han sido utilizadas y es pertinente no retardar más su análisis, a fin de estar preparados para cuando se generalice su negociación.

La valoración económica ambiental coadyuva a un mejor entendimiento de los procesos físicos, biológicos y económicos. Sin embargo, cuando se intenta proporcionar un valor económico a las funciones y servicios ambientales que prestan los ecosistemas, aparecen inmediatamente los inconvenientes, dado que estas funciones y servicios ambientales no pasan por un mercado convencional. Por lo tanto no existe información de precios, y tampoco hay muchos compradores y vendedores de un determinado bien (Falconi, 2001).

Con este objetivo se ha desarrollado toda una teoría de valoración económica, que si bien no es perfecta y no puede capturar todos los valores de la biodiversidad, lo cual de todas formas no es su objetivo principal, nos permite tener una idea aproximada del valor económico de la biodiversidad; por consiguiente, permite compararla con otras actividades económicas e incidir sobre la toma de decisiones (ver Capítulo I).

Existen algunas fuentes potenciales relacionadas con la biodiversidad para la obtención de recursos adicionales que permitan su conservación y uso sostenible; entre ellas se pueden señalar las siguientes:

6.1. Mecanismos de desarrollo limpio

La actividad humana dio origen a la emisión de más de 300.000 millones de toneladas de carbono durante el siglo pasado. Si la actividad económica continúa como hasta ahora, se estima que se emitirá un trillón (un millón de millones) adicional en los próximos cincuenta años. Esta tendencia permite prever grandes pérdidas económicas causadas por el cambio climático, si no se toman correctivos urgentes (Totten, 1999).

De acuerdo con el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), una duplicación de los gases de invernadero incrementaría la temperatura terrestre entre 1 y 3,5°C. Aunque no parezca mucho, es equivalente a volver a la última glaciación, pero en la dirección inversa. Por otro lado, el aumento de temperatura sería el más rápido en los últimos cien mil años, haciendo muy difícil que los ecosistemas del mundo se adapten.

Lamentablemente, los pasos que se han dado para aumentar la producción de alimentos y otros bienes básicos provenientes de los ecosistemas han tenido un impacto neto negativo en su capacidad para almacenar carbono. Tal fenómeno se da fundamentalmente como consecuencia de la conversión de bosques a tierras agrícolas, dado que en conjunto éstas mantienen menos vegetación y, por lo tanto, almacenan menos carbono (WRI, 2000).

De hecho, cambios en el uso del suelo, como la conversión agrícola, constituyen una fuente importante de emisiones de carbono, aportando más del 20% de su volumen total anual en el mundo. No obstante, los ecosistemas almacenan cantidades significativas de carbono. Del total acumulado en los ecosistemas terrestres, los bosques fijan entre el 38 y 39% (WRI, 2000).

MECANISMO DE DESARROLLO LIMPIO (MDL)

En la Conferencia de Marrakech mantenida en noviembre de 2001 (COP7) se intentó cerrar los flancos pendientes tras el acuerdo alcanzado en Bonn en julio de 2001. Los artículos 3.3 y 3.4 del Protocolo de Kioto regulan el papel de los sumideros, la forestación, reforestación y deforestación y los cambios del uso de la tierra. Estas actividades son tanto fuentes de emisión como de sumideros de los gases con efecto invernadero, y tienen un importante y complejo papel en el clima y en la equidad social.

Los sumideros absorberían de 30 a 200 millones de toneladas de carbono, lo que reduciría el esfuerzo de la OCDE de 500 a 330 millones. El concepto de sumideros se presta a todo tipo de interpretaciones, y algunas podrían afectar negativamente a la diversidad biológica. Se debe prohibir, por tanto, la sustitución de los bosques naturales, viejos y/o autóctonos por plantaciones que tengan como fin actuar de sumideros del carbono atmosférico, en el marco de proyectos de Implementación Conjunta, el MDL o el cumplimiento de las obligaciones de los países del Anexo B.

El llamado "mecanismo de desarrollo limpio" (conocido también como CDM por sus siglas en inglés) permitirá a los países industrializados disminuir sus esfuerzos domésticos de reducción de emisiones merced a las actividades realizadas en los países en desarrollo. El artículo 12 del Protocolo de Kioto define las características del mecanismo de desarrollo limpio, cuyo propósito declarado es "ayudar a las Partes no incluidas en el Anexo I a lograr un desarrollo sostenible y contribuir al objetivo último de la Convención, así como ayudar a las Partes incluidas en el Anexo I a dar cumplimiento a sus compromisos cuantificados de limitación y reducción de las emisiones".

El MDL se originó a partir de una propuesta de Brasil en la COP3, y en teoría podía beneficiar tanto a los países industrializados del Anexo I, que podrían cumplir sus compromisos con un coste menor, como a los países en desarrollo. El mercado potencial de emisiones en el marco del "mecanismo de desarrollo limpio" es enorme, y se calcula incluso en cientos de millones de toneladas anuales de carbono. Sin los sumideros se habla de unos 200 millones de toneladas anuales de carbono, lo que, junto con otros mecanismos, reduciría el esfuerzo doméstico de los países de la OCDE a poco más de 100 millones de toneladas anuales de carbono para el año 2010. Pero si se permite incluir los proyectos forestales en el MDL, los créditos disponibles podrían llegar a unos 700 millones de toneladas anuales de carbono, lo que haría innecesario cualquier esfuerzo doméstico de reducción de las emisiones de gases de invernadero en los países industrializados.

El MDL permite a los países industrializados del Anexo B disminuir sus compromisos de reducción de emisiones, pero no obliga a nada a los países en desarrollo o no pertenecientes al Anexo B, por lo que su impacto en las emisiones totales es bastante discutible, al no haber ninguna "adicionalidad" sobre lo que habría ocurrido sin el MDL.

Antes de que comience a funcionar, las Partes deberán establecer criterios claros y un organismo fuerte que regule todo el proceso, y se debe exigir la ratificación del Protocolo de Kioto como un prerrequisito básico para que un país pueda participar en el MDL, ya sea comprando o vendiendo Certificados de Reducción de Emisiones (CERs en inglés).

Fuentes: <http://www.ecoportal.net>; <http://www.canada.com/edmonton/edmontonjournal>;
<http://globalarchive.ft.com/globalarchive/article.html>

La manera en que se manejen esos ecosistemas, ya sea promoviendo la forestación y la reforestación o incrementando la tasa de conversión de los bosques, tendrá, sin duda, un efecto significativo en el aumento o disminución de las cantidades de dióxido de carbono atmosférico en el futuro.

Para establecer la valoración del servicio de sumidero de carbono se han utilizado varios precios de referencia. Por ejemplo, el Gobierno de Costa Rica, en una negociación con el Gobierno de Noruega, acordó un precio de USD 10 por tonelada de carbono para las opciones de carbono almacenado o retenido y por el secuestro de carbono para todas sus negociaciones de “implementación conjunta” (Ortiz et al., 1998).

Por otro lado, Baldoceña (2001) encuentra que el costo de captura de carbono en la Zona de Neshuya-Curimana (Pucallpa), en Perú, oscilaría entre los USD 8,3 y los USD 13,6 por tonelada de carbono. Haugen (1995), asumiendo supuestos bastante realistas sobre calendarios para la aplicación de proyectos forestales para diferentes países, señalaba que, entre los 20 países tropicales más significativos, Ecuador podría capturar, sobre la base de nuevas plantaciones y de proyectos de reducción de la deforestación, entre 320 y 640 millones de toneladas en 50 años. Esto quiere decir que se podrían generar entre USD 106 millones y USD 213 millones anuales utilizando un precio promedio de mercado de USD 20 por TM.

Abstrayendo el valor exacto que por concepto de captura de carbono se pueda obtener, son muy evidentes los potenciales beneficios económicos, así como los “costos evitados” que estarían asociados con este servicio ambiental, transformándose en una forma económica y eficiente de evitar futuros impuestos verdes, algo que con seguridad se generalizará a escala mundial en los próximos años. Como un simple ejemplo de la importancia relativa del tema, basta ver la cifra presentada en el reporte del GEF del período Julio 1999 - Junio 2000, sobre el desembolso total para proyectos relacionados con el cambio climático. Esta cifra sobrepasó los USD 1,424 millones, incluyendo USD 199 millones en financiamiento para investigación y USD 1,225 millones para apalancar cofinanciamiento de proyectos.

CERTIFICACIÓN

En ausencia de un estándar internacional definido y aceptado por el marco de la Convención marco sobre Cambio Climático de las Naciones Unidas (UNFCCC, por sus siglas en inglés), la verificadora Société Générale de Surveillance (SGS) (organización de verificación e inspección más grande del mundo) desarrolló una metodología de certificación y un grupo de criterios elegibles para los gases de efecto invernadero GHG. Estos criterios actúan como un modelo para los proyectos GHG que buscan la certificación, basándose en la documentación de las organizaciones internacionales en la fijación de carbono.

En febrero de 1999, la fundación FACE (Forest Absorbing Carbon Dioxide Emission) encargó a la SGS la certificación simultánea de sus proyectos. El Programa basado en forestaciones de la Fundación FACE (denominado PROFAFOR) en Ecuador es uno de los proyectos que ingres  en este proceso de certificación. En este sentido, SGS optó por certificar el manejo forestal y el carbón fijado en las plantaciones en el nivel de grupo, en donde PROFAFOR-FACE actúa como administrador.

La verificadora analizó las actividades de reforestación que se ejecutan en los proyectos de la región andina. Como resultado de este esfuerzo, los proyectos de PROFAFOR-FACE han sido reconocidos con dos certificados:

1. Diseño del proyecto
2. La programación de una “Proyección de Unidades de Reducción de Emisiones”

Las actividades proyectadas tienen la expectativa de capturar 2,49 millones de toneladas de carbono en las 23.102 hectáreas de plantaciones. Sin embargo, la “Proyección de Unidades de Reducción de Emisiones” ha estimado de una forma conservadora un total de 1,8 millón de toneladas de carbono libre de riesgos (Créditos por 1,8 millón de toneladas de GHG).

Fuente: PROFAFOR (2001).

6.2. Oferta y calidad del agua

El recurso agua constituye un factor muy importante ya que es el motor que permite casi todas las relaciones del medio con las diferentes actividades humanas. De hecho, éste es tal vez el recurso al que se le est  prestando mayor atención actualmente.

El agua puede verse afectada tanto en su calidad como en su cantidad, y su deterioro podría traer implicaciones muy graves, reflejadas en problemas de erosión, sedimentación (especialmente para las represas hidroeléctricas), variaciones en las escorrentías, inundaciones y sequías, que se reflejan en la alteración del clima local (Barrantes y Castro, 1999b).

El servicio de protección del agua tiene gran utilidad, dado que la dinámica de nuestras economías depende en buena medida de la producción de energía hidroeléctrica, que a su vez está en función de la tasa de sedimentación que sufran las represas. Por otro lado, al ser el agua un recurso vital, su calidad y disponibilidad resultan indispensables para el bienestar de la sociedad. Desde el punto de vista industrial, este servicio representa un insumo de la producción del cual depende el éxito de varias industrias, como la industria de bebidas, la agroindustria del café, la de la caña de azúcar, entre otras (Barrantes, 2001). En algunos de los países de la región se han iniciado mecanismos de pago por el servicio ambiental de protección y oferta de agua. Tal es el caso de la experiencia del FONAG y ETAPA en Ecuador o el de la experiencia costarricense de pago por el recurso agua en Heredia.

El programa FONAG de la Empresa Municipal de Agua Potable de Quito (EMMAP-Q) ha creado un fideicomiso encaminado a la protección de las cuencas y fuentes de agua. Desde el año 2000 existe una aportación del 1% de los ingresos del agua potable (no incluye alcantarillado), que implicará un incremento de aproximadamente USD 10.000 mensuales al fondo. También está planificada una ordenanza municipal, para una tarifa al consumo de agua potable y de uso industrial. Fuente: Dirección de Ambiente de la EMMAP-Q, del programa FONAG (Burneo 2000). La Dirección de Gestión Ambiental de la Empresa de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado (ETAPA), de la ciudad de Cuenca, mantiene desde hace algunos años una tasa implícita para protección de las fuentes de agua. Esta tasa (6,58% de los ingresos brutos de agua y alcantarillado) cubrió en el año 2000 un 80% de los costos de protección de áreas protegidas generadoras de agua (aproximadamente 4.000 millones de sucres o USD 1.600.000) (Burneo 2000).

En Costa Rica, sobre la base de una valoración económica del valor ambiental relacionado con la capacidad de los bosques para fijar agua (valor de captación), con el mantenimiento y la protección de cuencas (valor de protección), y con el valor del agua como insumo de producción (valor del agua), se estimó en tres estudios diferentes (de nivel nacional, de la cuenca Arenal y en Heredia - Empresa de Servicios Públicos de Heredia S.A.) el pago por este servicio ambiental y se aprobó un factor hídrico de 1,9 colones por metro cúbico (Barrantes, 2000).

Como ejemplo de algunos valores calculados para el recurso agua, Kumari (1995) sostiene que los efectos en la producción ocasionados por el servicio de regulación de agua generado por parte de los bosques tropicales en Malasia pueden ser valorados en USD 25 por ha / año.

Por su parte, Kishor y Constantino (1994) presentan valores para Costa Rica (suministro de agua para consumo urbano, productividad hidroeléctrica, protección de tierras agrícolas y control de inundaciones) que oscilan entre USD 16,50 y USD 35,60 por ha / año.

Asimismo, Barzev (2001), en el “Estudio de valoración económica de la oferta y demanda hídrica del bosque en que nace la fuente del Río Chiquito”, en Nicaragua, descubrió a través de una encuesta que el 66% de las familias pagaría un promedio de USD 0,26 al mes en efectivo y que el 69% pagaría 1,2 días laborales equivalentes a USD 3 al mes en trabajo comunitario, para contribuir al proyecto de conservación del bosque y su oferta hídrica. De igual forma, Hardner (1999), debido a que la gente no estaba acostumbrada al uso de la moneda (algunas poblaciones del Río Santiago en Ecuador), realizó un estudio sobre el número de días de trabajo por semana que el entrevistado estaba dispuesto a dar para la construcción de una planta purificadora de agua. La disponibilidad a pagar por agua potable (en días por semana) fue de 1,4 días-hombre. Este cálculo se basó en 312 días laborables por año en actividades relacionadas con la agricultura, cuyo costo diario equivalente fue de USD 3,86.

Estos valores permiten tener idea de la importancia económica implícita en este servicio ambiental y el alto costo de oportunidad que representa su utilización no sostenible para el desarrollo de los países de la región.

A pesar de que no existe, hasta el momento, casi ninguna retribución económica que recompense a aquellos actores sociales que mantienen y protegen la cobertura boscosa en áreas frágiles, esto cambiará sin duda en el corto y mediano plazo, y es importante promover esfuerzos en esta dirección.

6.3. Producción y protección de biodiversidad

Los recursos relacionados con la biodiversidad y su conservación tienen implicaciones importantes a escala local, nacional y global, ya que permiten el desarrollo de actividades científicas, productivas, farmacéuticas y recreativas. Estos recursos pueden transformarse en parte como propiedad privada y en parte como ingresos adicionales para el Estado.

Asignar un precio a la pérdida de la biodiversidad es bastante complejo y poco realista. De hecho, el objetivo de la valoración económica de la biodiversidad no es calcular el valor intrínseco de la biodiversidad o de su pérdida, sino aproximar los valores que pueden ser expresados económicamente para poder compararla con otras actividades humanas. En una evaluación llevada a cabo por Simpson, Sedjo y Reid (1996), aplicada a 18 sitios biodiversos y utilizando un modelo combinado con una medida de la diversidad en especies, se dio el mayor valor para el bosque occidental del Ecuador, con un valor de USD 20,54 por hectárea. También se presentan valores de USD 4,42 para los bosques de la costa atlántica del Brasil, de USD 0,72 para los bosques de la zona central de Chile y de USD 2,59 para los bosques de las zonas altas de la Amazonía occidental.

Existen plantas con características medicinales que son cosechadas en su hábitat natural. Aproximadamente la mitad de las prescripciones médicas actualmente en uso tienen como origen una planta natural, y entre 35.000 y 70.000 especies del total de plantas existentes son usadas directamente como medicinas. Las drogas y medicinas que proceden de plantas tienen en Estados Unidos un mercado anual valuado en USD 36 mil millones. En el mercado asiático, la cifra es de USD 70 mil millones anuales. Mediante una proyección, se estima que el valor en el mercado mundial es de más de USD 200 mil millones (Pimentel, 1997).

La prospección de biodiversidad y su uso comercial ha ganado especial atención en las últimas décadas. La experiencia más conocida es la desarrollada por el Instituto Nacional para la Biodiversidad de Costa Rica (INBIO) con la empresa farmacéutica Merck Ltd. En 1991 firmaron un acuerdo por el cual INBIO proveería a Merck Ltd. extractos químicos procedentes de plantas, insectos y microorganismos de los bosques costarricenses para sus programas de investigación sobre medicamentos. Como retorno, Merck Ltd. desembolsó un presupuesto de USD 1.135.000 y se comprometió a pagar “royalties” de los productos resultantes. INBIO también se responsabilizó a contribuir con 10% del presupuesto y 50% de los royalties que reciba para la conservación de los parques nacionales. La experiencia INBIO-Merck ha sido analizada por expertos de diversas áreas y ya se han desarrollado otras iniciativas intentando incorporar las sugerencias ofrecidas. Shaman Pharmaceuticals y Andes Pharmaceuticals son otras compañías con emprendimientos en marcha que ilustran otras opciones sobre bioprospección. Lo novedoso de estas experiencias es el trabajo con las comunidades indígenas y su compromiso para que los beneficios de la bioprospección recaigan sobre ellas (Cases, 1999). McNeely et al. (1995), por su parte, identificaron hasta 48 compañías e instituciones que están desarrollando actividades de bioprospección. No obstante, existen distintos problemas pendientes de solución (ver Capítulo II), por lo que no existen evidencias concluyentes acerca del impacto final positivo de este tipo de experiencias.

Uno de los problemas de la valoración económica de la biodiversidad es la falta de información, aun en lo referente a valores fáciles de obtener como son los relacionados con la comercialización (ECOLAP/USFQ Biosfera Ltda., 1999). En un estudio realizado por Borgtoft et al. (1994) sobre el manejo y uso de las fibras de la palma Mocoira (*Astrocaryum standleyanum*), se estimó un valor entre USD 82/ha y USD 165/ha en cuatro cuadrantes de agroforestería en la provincia de Manabí en Ecuador. Siguiendo con el patrón de valoración de los bienes y servicios ambientales (ver Capítulo I), el valor obtenido representaría el valor de uso directo, que es establecido por el mercado. El tema de los productos no maderables provenientes de la biodiversidad del bosque, tal vez uno de los temas más estudiados en la literatura, ha sido ya considerado en el Capítulo I. Pearce (1996), al analizar varios estudios, especialmente los de Lampietti y Dixon, indica que los valores promedio de extractivismo varían entre USD 86-101 por ha para América Central y del Sur, y entre USD 60-65 por ha para los países asiáticos. Un promedio de USD 50 por ha/año fue obtenido en un trabajo conjunto de Pearce y Moran (1994). Otras investigaciones han identificado valores más altos para el extractivismo. Por ejemplo, Adger et al. (1995) reportó un rango de valores desde USD 0.02 hasta USD 1.537 por ha para el manejo de arboledas y café, y alrededor de USD 6 por ha para productos farmacéuticos en México.

La biodiversidad cumple una gran variedad de funciones en el ecosistema. Puede, a la vez, producir innumerables beneficios por su riqueza como fuente de materia prima e ingredientes para la producción química, industrial y de medicamentos, lo cual atrae fuertes inversiones de empresas farmacéuticas (Azqueta, 2000).

La diversidad biológica no sólo provee bienes y servicios tangibles (mantenimiento de cuencas, ciclo del agua y efectos climáticos), sino también otros intangibles, como la información (valiosa para la industria biotecnológica y la de semillas) y la provisión de un cierto tipo de seguro (Swanson, 1997 y Perrings, 1995, fide Falconi, 2001) contra la vulnerabilidad en el abastecimiento alimentario que hasta el momento no está siendo recompensado a los países proveedores por los usufructuarios.

Sin embargo, persiste el problema de cómo transformar el “valor en sí” de la biodiversidad en un valor por el que alguien esté dispuesto a pagar. Rubros como los productos no maderables revisten gran interés potencial para establecer alianzas entre compañías internacionales e instituciones locales. No sólo la fitofarmacia, cuya complejidad y largos plazos afectan a su desarrollo, sino en relación con la producción de cosméticos y fitoalimentos, altamente demandados en el mercado internacional. Además del extractivismo, la producción mediante procedimientos de conservación “ex situ” y con cierta transformación local permitiría generar empleo y frenar presiones sobre los bosques. Con todo, está pendiente la identificación de parámetros apropiados de colaboración, en un marco legal-institucional que incentive y promueva estas experiencias.

6.4. Belleza escénica

El ecoturismo puede ser una gran fuente de ingresos para la conservación, introduciendo además un “perfil verde” en el negocio de atención al turista. Aun los esquemas de pago de pequeñas cantidades de dinero por la entrada a ciertos ecosistemas (del orden de USD 1 a 10) pueden suponer grandes ingresos para aquellos países que basan su turismo en su atractivo natural (Falconi, 2001).

Los servicios de belleza escénica no están representados sólo por el valor de las tarifas de entrada a los parques nacionales, sino que deberían extenderse hacia todas aquellas tarifas turísticas donde los visitantes, sean nacionales o extranjeros, se vean atraídos por este servicio ambiental (Barrantes y Castro, 1999a).

EL VALOR DE ECOTURISMO

DeShazo y Monestel (1998) plantean que las experiencias recreativas de los visitantes pueden fortalecer el manejo de los recursos de la biodiversidad. Por ejemplo, la empresa privada debería compensar a los parques nacionales mediante una retribución económica por el servicio ambiental que otorga la biodiversidad.

Tobias y Mendelsohn (1991) utilizaron el método del coste de viaje y consiguieron valores de USD 52 por ha, en el caso de la Reserva Biológica del Bosque Nublado Monteverde en Costa Rica. Los autores concluyen que los beneficios del ecoturismo en ese sitio excederían el precio pagado por parte de la reserva para adquirir nuevas tierras. Por lo tanto, esto proporciona una justificación para expandir una reserva que tiene 10.000 ha de terreno irregular, la mayoría de la cual es bosque lluvioso virgen.

Por su parte, el Parque Nacional do Iguazú (Brasil) generó en 1998 recursos por tres tipos de renta: a) con ingresos de admisión, totalizó R\$ 3.947.712 (USD 3.290.000 aproximadamente a la cotización de ese año); b) con concesiones, recaudó R\$ 384.511 y, c) con autorizaciones para grabaciones, consiguió R\$ 1.300. Los tres conceptos sumaron un total de R\$ 4.333.523, (USD 3.611.000 aproximadamente), frente a los R\$ 1.390.524 (USD 1.159.000) que gastó en el mismo año en inversión y manutención (sin contar los sueldos de los funcionarios). Cabe considerar que todo el sistema de concesiones de este parque está siendo revisado, porque sus cotizaciones han quedado desactualizadas

Fuente: Cases (1999).

El ecoturismo siempre ha sido considerado como una actividad que permite generar rentas, tanto para las áreas protegidas como para las comunidades que viven dentro o en su entorno. De hecho, el turismo ha aumentado considerablemente en las últimas décadas, y cada vez más las personas están interesadas en conocer las bellezas naturales de otras regiones del mundo (Barrantes, 2001).

Siempre se manejan cifras substanciosas con relación a esta actividad, que es considerada como una gran oportunidad para el financiamiento de las áreas protegidas, procurando que se convierta en “aliada” de la conservación. En una entrevista realizada en el año 1999 al profesor Álvaro Umaña, del INCAE, durante el seminario “Financiamiento del Desarrollo Sostenible” dictado en Alajuela, Costa Rica, éste estimaba que, para ese entonces, sólo el ecoturismo representaba para Costa Rica una entrada de divisas de entre 700 a 800 millones de dólares al año, con tendencia creciente. Con todo, existen una serie de aspectos que deben acompañar al ecoturismo, relacionados con la existencia de infraestructura básica, seguridad, normativas apropiadas y oferta de servicios de calidad, además de capacidad de estimular la demanda.

Adicionalmente, como ha sido analizado en el Capítulo II, una forma de reconciliar la protección del hábitat y el bienestar económico local es promover actividades económicas que sean a la vez lucrativas e inocuas para el medio ambiente. Un típico proyecto integrado de conservación y desarrollo puede fomentar el ecoturismo, la explotación sostenible de productos forestales o ambas cosas (Burneo, 2001).

En este sentido, es importante diferenciar entre áreas protegidas y turismo comunitario. Mientras que en algunas áreas protegidas el turismo puede representar el principal ingreso, en el caso del ecoturismo comunitario debe ser considerado como una alternativa complementaria a las demás actividades productivas sostenibles de la comunidad. No es claro cómo deben esas comunidades invertir los ingresos percibidos, de modo de garantizar la conservación y elevar su calidad de vida, evitando así que se conviertan en una suerte de “boomerang” contra los bosques (Izko, 1998).

6.5. La titularización de activos ambientales

Este mecanismo apareció hace algunos años y tiene como fundamento la emisión de títulos amparados por activos. Para esto, es indispensable identificar los activos que pueden ser titularizados y que, a su vez, sirvan como garantía en todo el proceso. Estos activos deben estar asociados a un flujo de ingresos futuros. Por lo tanto, en este tipo de operaciones debe existir un flujo de ingresos esperados que, posteriormente, será vinculado al flujo de pagos correspondiente a los inversores que están financiando la operación.

En este sentido, algunos ejemplos de activos que pueden ser sujetos a la titularización son los peajes de autopista, ingresos petroleros, ingresos forestales, ingresos fiscales por impuestos, facturas de empresas, contratos de alquiler, royalties, franquicias, etc. (Falconi, 2001).

Este mecanismo está relacionado con la recuperación del flujo de ingresos. Sobre la base de estos mecanismos se han iniciado algunos intentos para titularizar servicios y productos ambientales. Sin embargo, al no ser ingresos ciertos, sólo puede trabajarse con probabilidades. Una complicación adicional que presentan estas negociaciones es que no existen muchos actuarios especializados en la región, ni compañías de seguros dispuestas a tomar el riesgo o a reasegurar dichas transacciones (Falconi, 2001), (Burneo, 2000). De todas formas, se trata de un tema al que conviene poner mucha atención, ya que puede transformarse en una interesante fuente de recursos.

Estos mecanismos de financiamiento cuentan con algunas experiencias de aplicación nacional e internacional, y podrían ser aplicables a proyectos relacionados con servicios y con la producción y desarrollo de productos ambientales. Pueden ser utilizados para desarrollar proyectos de reingeniería financiera que se apoyen en la negociación de papeles financieros sobre la base de respaldo de títulos valores derivados de producción o incluso de negociación de servicios ambientales asociados a proyectos responsables con el ambiente.

7. Otras fuentes de financiamiento que pueden fortalecer la captación de fondos

Existen algunas fuentes potenciales adicionales para obtener financiamiento. Por ejemplo, se pueden emitir licencias a particulares para realizar ciertas actividades, como caza o pesca controladas, o a operadores de turismo, para desarrollar actividades específicas en una cierta área. Las licencias, además de generar renta, pueden ser un mecanismo para promover o desincentivar ciertas actividades peligrosas para el ambiente (Burneo, 2001).

Los sistemas de concesiones se están utilizando en muchos países para subsanar las propias deficiencias de la administración en la prestación de servicios en las áreas protegidas. El poder público delega la ejecución de un servicio por el cual él es responsable, según unos límites y condiciones legales o contractuales, a una persona jurídica, siempre sujeta a regulación y vigilancia, asumiendo esta última todos los riesgos (Cases, 1999). También las concesiones usadas como derechos de exploración pueden ser ofrecidas en áreas y especies de biodiversidad a compañías interesadas en los probables usos futuros –por ejemplo, aplicaciones agrícolas, industriales y farmacéuticas– de recursos de biodiversidad y genéticos (Emerton, 1998).

De igual modo, hay que tener presente los potenciales ingresos que se pueden generar por la venta de derechos de publicidad por uso de la imagen. De hecho, muchos países ya han desarrollado un sistema para beneficiarse del uso comercial de imágenes procedentes del interior de las áreas protegidas. En estos casos, cualquier filmación o toma fotográfica con fines comerciales en el interior de las áreas protegidas debe ser realizada previo pago de una cuota para obtener la autorización correspondiente (Burneo, 2001).

Entre las posibilidades adicionales para obtener financiamiento, otro aspecto a considerar es la posibilidad de recibir y ofrecer asistencia técnica. Las instituciones bilaterales y multilaterales para el desarrollo y las ONGs conservacionistas internacionales frecuentemente patrocinan consultores, especialistas técnicos en el país y/o encuentros de capacitación que podrían ser beneficiosos. ONGs internacionales como The Nature Conservancy, Conservation International y World Wildlife Fund, o programas como POEMA, del Brasil, patrocinan muchas veces consultores, especialistas técnicos en el país y/o encuentros de capacitación en varias áreas, desde administración en el campo hasta planificación financiera y desarrollo institucional.

Muchas agencias bilaterales han establecido programas, como por ejemplo el Cuerpo de Paz de los Estados Unidos, que permite que profesionales jóvenes pasen hasta dos años con una institución, o el programa del Servicio Alemán de Cooperación Social-Técnica (DED), Ecuador, en el que participan profesionales de más experiencia, pero que requiere de una definición más clara de las necesidades. Lograr este tipo de apoyo puede redundar en la adquisición efectiva de servicios técnicos que de otra manera resultarían muy costosos (Burneo, 2001).

La utilización de impuestos y cargos sobre actividades contaminantes o que utilizan recursos naturales con el objetivo de disminuir externalidades negativas es ya una realidad en numerosos países (ver Capítulo II). Los impuestos se justifican porque sus rentas son utilizadas en algunos casos para reponer el recurso utilizado, o para limpiar el agua contaminada. En otros, las rentas caen directamente al Tesoro Nacional, o son dirigidas a la manutención de instituciones que realizan la gestión ambiental. Este tema está basado en el principio de que “el que contamina paga” (Cases, 1999).

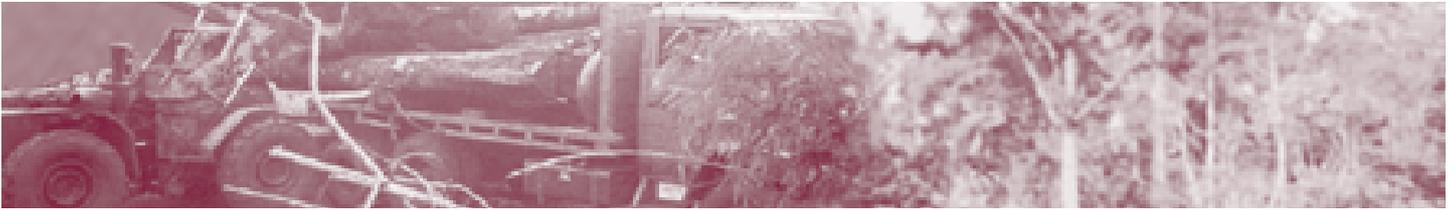
Por otro lado, la presencia en Internet de una página de proyectos amigables con el ambiente, así como de áreas protegidas, permite desarrollar una serie de pequeñas y medianas donaciones periódicas provenientes de “grupos de amigos” de las áreas seleccionadas o de los proyectos, interesados en colaborar con su protección y desarrollo. Para tener una presencia importante, que no sólo sea informativa, sino que potencie los esfuerzos para la generación de ingresos, es necesario desarrollar una estrategia de comercialización y de imagen corporativa, para que las ideas planteadas para las áreas sean adquiridas por la sociedad (Burneo, 2001).

La emisión de sellos de correos, tarjetas de crédito o tarjetas de teléfonos puede ser una fuente alternativa de financiamiento cuando se pretende instrumentar un proyecto específico de conservación. No debe ser considerada como una fuente permanente de financiamiento, sino más bien como un complemento al presupuesto de tipo coyuntural. Generalmente, el retorno económico se negocia sobre un porcentaje del valor vendido en sellos o tarjetas. Además de los beneficios económicos que se obtienen, existen otros vinculados a la sensibilización y disseminación de información (Cases, 1999).

CAPITULO IV

Normativas y Políticas Forestales Sudamericanas

Xavier Izko



A continuación se presenta un panorama resumido de los componentes económicos (valoración e incentivos) de las normativas forestales sudamericanas, inscrito en el marco global de las políticas forestales de cada nación.

En el nivel formal, las disposiciones relativas a bosques son vinculantes de distintas formas. Mientras que todos los países poseen códigos legislativos más o menos elaborados y actualizados, algunas interesantes medidas de política han sido confiadas a decretos-ley que pueden ser derogados, por ejemplo, el caso de las Reservas Extractivistas en Brasil. Por otra parte, está implícitamente planteado el tema de la relación entre leyes y políticas, entre normas nacionales, departamentales, provinciales, municipales y locales. Por ejemplo, es interesante considerar que las normativas locales (sobre todo las relacionadas con el derecho consuetudinario) preexisten a veces a la elaboración de leyes formales, por lo que pueden ser consideradas como una suerte de reglamentación “ex ante” de la legislación y de las políticas (ver Conclusiones).

Se concluye el capítulo con una síntesis que indica el grado de desarrollo legislativo de cada país en relación con los principales temas, y con un acápite en el que se recapitulan las principales conclusiones derivadas del proceso de revisión de políticas forestales y se anuncian las nuevas tendencias que se van perfilando en la región¹.

1. Análisis por país

Argentina

Argentina ha sido uno de los primeros países de la región en definir una legislación de avanzada (**Ley Nacional de Promoción Forestal N° 13.273, del año 1948**), acompañada de una fuerte y representativa institucionalidad, a pesar de la menor relevancia comparativa otorgada a la explotación forestal (país agrícola y ganadero por excelencia, que ha crecido a espaldas de sus recursos forestales). Paralelamente, ha existido una tradición temprana de agregación de valor a los productos forestales (taninos, carbón vegetal, industrias del mueble, madera terciada, cajonería y tonelería, parquets, entre otros).

La expansión de la frontera agropecuaria y la colonización migratoria, estimulada a veces por las empresas tabacaleras, ha sido, una vez más, la principal causa de deforestación, realimentada por prácticas como los incendios, los cortes clandestinos y la falta de una conciencia ambiental acerca del valor de los recursos forestales y de las implicaciones de su progresiva destrucción. Paralelamente, la degradación de los bosques ha sido provocada por causas relacionadas con el incumplimiento de normas técnicas, como por ejemplo la que determina los diámetros mínimos de corte, con perjuicio para especies de alto valor, como el quebracho. A ello se añaden concausas institucionales, como los ilícitos, los bajos salarios, la falta de jerarquía de los organismos de control y la dificultad de conciliar instancias nacionales y provinciales.

La Ley Nacional N° 13.273 del año 1948 en su versión actualmente vigente (según el “texto ordenado”, de 1995) incluye claramente la valoración de los bosques nativos (bienes y servicios forestales). En ella, los servicios forestales (regulación del régimen hídrico, control de la erosión, etc.) son considerados a propósito de los bosques protectores, que poseen un estatuto especial (ver más adelante). También se definen una serie de medidas fiscales complementarias; algunas de ellas se mostraban muy avanzadas para su época:

¹Los referentes documentales de este capítulo han sido las respectivas legislaciones forestales de los países (leyes, decretos, políticas, reglamentos varios). Adicionalmente, para aspectos contextuales se ha consultado literatura especializada, como Contreras (1999), Keipi (Ed., 2000) y Laarman (2000).

- creación de un Fondo Forestal de carácter acumulativo para costear el cumplimiento de la ley.
- concesión de créditos especiales para forestación y reforestación.
- creación de fondos provinciales de bosques sobre la base de los gravámenes a los bienes forestales.
- exención impositiva total o parcial (jurisdicción nacional o provincial) para bosques protectores y permanentes, así como para bosques artificiales.
- exención de pagos aduaneros a todo tipo de equipos y elementos relacionados con la forestación y reforestación.
- obligación de inscripción en los registros correspondientes a quienes están relacionados con el uso de los bienes forestales.
- compensaciones (“indemnización”) por la disminución de la renta del bosque en el caso de bosques protectores o permanentes de propiedad privada, que anticipan las contemporáneas medidas de incentivo orientadas hacia la desgravación en el caso de manejo sostenible de bosques privados para compensar a los propietarios por los costos de dicho manejo).

En la actualidad, se ha definido una nueva normativa orientada hacia la promoción del desarrollo sostenible, y se están dando los pasos hacia el diseño de una política de incentivos que facilite las prácticas de conservación y restauración de los bosques nativos, fundamentada en la Ley Nacional de Promoción Forestal N° 13.273, la Ley sobre Promoción de Inversiones Forestales N° 25.080 y la Ley de Estabilidad Fiscal N° 24.857 para los bosques nativos, afectada parcialmente por la reciente crisis económica. Actualmente se está trabajando en la reglamentación de las leyes N° 13.273 y N° 24.857.

Con relación a estos puntos, el **Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas** BIRF N° 4085-AR (Componente A - Bosques Nativos) ha asistido al Gobierno durante los últimos años en la asignación de prioridades y la facilitación de un marco regulatorio de incentivos que estimule a los decisores políticos, internalizando los costos y beneficios asociados. En el marco de este proyecto, se ha conformando una importante base de datos (Inventario Nacional de Bosques Nativos) como referente para el manejo sostenible. También se está creando un sistema nacional de certificación voluntaria.

Bolivia

La expansión de la frontera agropecuaria, con fines de subsistencia o con propósitos comerciales, ha sido la mayor causa de deforestación en Bolivia. Por otra parte, el Gobierno de Bolivia ha tenido como prioridad la expansión de la producción forestal con fines de exportación. Con este objetivo, se instauró una política de concesiones forestales, que llegó a alcanzar la cifra de 21 millones de hectáreas en 1994, aunque sólo aproximadamente 3 millones de ha estaban en producción. El sistema de concesiones forestales ha sido en general poco eficiente, y el pago por volumen en vez de superficie llevaba a la concentración de extensas áreas forestales en pocas manos.

Con relación a las políticas de ajuste estructural, cabe resaltar que sus efectos que provocaron, por ejemplo, el despido de 23.000 mineros, no incentivaron tanto la migración rural-rural, sino la rural-urbana, aunque una pequeña parte se desplazó hacia zonas de cultivo de coca. La reducción de los presupuestos de apoyo a procesos de colonización y la asignación de tierras a los grandes propietarios redujeron las posibilidades de acceso a la tierra en zonas de frontera agrícola. En cambio, las políticas de ajuste crearon incentivos para la producción mecanizada de soja a costa de los bosques del “área de expansión” de Santa Cruz (por ejemplo, 115.000 ha deforestadas en el año 1994).

La **Ley Forestal N° 1.700 del año 1996** se enmarca en los principios del desarrollo sostenible y persigue un uso más integral y eficiente del bosque. Por ejemplo, la valoración de los servicios ambientales es realizada mediante la identificación de “tierras de protección” específicas. A raíz de esta ley, las tasas forestales se imponen sobre la superficie de la concesión en lugar de sobre la madera extraída, y las concesiones se encuentran condicionadas a la implementación de sistemas de manejo forestal controlados. Con este sistema, mantener una concesión forestal sin aprovecharla es bastante costoso, por lo que el número de concesiones ha descendido a casi 6 millones de ha. Aunque se consideran los productos no maderables, no se diferencia entre consuntivo/no consuntivo y extracción vs. plantación.

Se prevé también la aplicación de incentivos positivos. Por ejemplo, los bosques certificados están exentos de cargas impositivas. En tal sentido, Bolivia posee la mayor superficie certificada de Sudamérica, con iniciativas pioneras. Con todo, el tenor de la ley es todavía predominantemente punitivo, ya que prioriza las penalizaciones, multas y controles sobre los incentivos positivos y las desgravaciones fiscales. Por otra parte, aunque se precautelan los bosques de protección, no se establece un sistema de pago por servicios ambientales.

En el orden institucional, se crea el Fondo Nacional para el Desarrollo Forestal (FONABOSQUE), con la finalidad de promover el financiamiento de la ley. También se establecen disposiciones tendientes a armonizar las distintas jurisdicciones (nacional, prefectural y municipal) y a diferenciar tierras de propiedad privada y de comunidades de origen. También se ha apoyado la constitución de las Asociaciones Sociales del Lugar (ASLs), una forma de legalizar a los anteriores pequeños productores forestales ilegales, dotándoles de un paraguas institucional en el marco de la nueva normativa.

Pese a ello, en la práctica, las instancias locales no siempre están preparadas para la aplicación de la ley en los aspectos técnicos. O puede ocurrir a veces también que no realicen los controles previstos sobre la deforestación, ya que ciertos municipios están más interesados en percibir ingresos por desmontes que en aplicar sanciones. Otra situación frecuente es que esas instancias estén controladas por sectores locales que restringen la participación ciudadana. En este sentido, los efectos de la descentralización sobre las políticas forestales han sido ambiguos. En unos casos, han dado nuevas oportunidades a grupos tradicionalmente marginados, considerando que el control de las comunidades sobre sus recursos naturales favorece su conservación. En otros casos, han permitido la consolidación de madereros y terratenientes, quienes obstaculizan la democratización del aprovechamiento forestal mediante la entrega de áreas forestales a asociaciones de pequeños productores (Pacheco y Kaimowitz, 1998).

Brasil

Brasil es el país que posee la mayor cobertura forestal del continente y del mundo, aunque su historia forestal se ha caracterizado por grandes innovaciones y grandes incoherencias. Esta historia ha estado marcada por paradigmas equivocados de desarrollo rural, como el fomento a la ganadería amazónica y a los grandes terratenientes, la concesión de vastas extensiones forestales sin reglamentaciones o controles adecuados, y la imposibilidad de hacer cumplir las normativas y la impunidad de los infractores. En cambio, experiencias como la Tasa Indirecta sobre Circulación de Bienes y Servicios (ICMS, según sus siglas en portugués), que está permitiendo conservar vastas extensiones de bosques o las Reservas extractivistas de productos no maderables, aunque con algunas limitaciones, están permitiendo validar interesantes propuestas de uso sostenible.

La **Ley N° 4.771 del año 1965** o Ley Forestal crea el nuevo código forestal y establece una casuística detallada sobre tierras de protección permanente, relacionadas sobre todo con la provisión de servicios ambientales (agua, erosión). Se establecen también tasas de ingreso a Parques y Reservas públicas. La destrucción o deforestación de bosques de protección, y otras 13 modalidades más de infracción, están castigadas con tres meses a 1 año de prisión o multas de hasta 100 veces el salario mínimo (en la práctica, muchos propietarios preferían pagarlas y seguir reincidiendo). También se definen las primeras aproximaciones al manejo “sostenido” (Art. 19) y se penaliza la falta de reposición de las especies extraídas, preferentemente con especies nativas. Disposiciones posteriores como la Ley N° 7.511 de julio de 1986 limitan el alcance de los bosques de preservación permanente, reduciendo las distancias de las fajas forestales situadas entre cursos de agua. Se precisa, en cambio, el manejo “sostenido” y la obligatoriedad de que la reposición forestal sea con especies nativas.

El Decreto 3.420 de abril del año 2000 crea el Programa Nacional de Bosques, que define claramente referentes de desarrollo sostenible de los bosques, incluyendo objetivos relacionados con el estímulo, promoción y apoyo de actividades de manejo apropiado; también convoca a una consulta pública para recoger sugerencias de implementación del programa.

El programa tiene 10 capítulos y una estrategia de implementación. Incluye antecedentes, objetivos, metas y estrategias de acción por componente. Se diferencian claramente actividades de protección, restauración y uso sostenible de los bosques, y se amplía el rango ecológico de los servicios ambientales del bosque (por ejemplo la fijación de carbono, o los efectos positivos indirectos como la diseminación de polinizadores). Se incluyen también algunas cláusulas relacionadas con contenidos económicos e incentivos, cuya aspiración global es eliminar las ventajas comparativas de los productores insostenibles:

- pago por servicios ambientales de protección de manantiales para abastecimiento público de agua y protección de hidrovías.
- incentivo simultáneo a la participación de Brasil en el mercado de madera y de productos forestales no maderables con valor agregado (sobre todo, aceite, castaña y palmito). La estrategia de acción prevé invertir en capacitación, modernización tecnológica, planes sostenibles de manejo forestal y estímulo a la certificación de los productos forestales. De hecho están en proceso distintas iniciativas de certificación. Por ejemplo, la de del Forest Stewardship Council (FSC), tiene por objetivo cubrir 1 millón de ha, con la finalidad de abrir mercados, sobre todo internos (se prevé solamente un 15% para la exportación).
- se amplía también la cobertura geográfica e institucional en apoyo a programas forestales que valoricen el conocimiento de las poblaciones tradicionales e indígenas, simplificando los procedimientos.
- se incluye la exoneración de tasas impositivas para los productores forestales sostenibles (entre el 20 y el 50% según los casos).
- también se incorporan cláusulas punitivas en caso de contravención y se delinear fondos especiales para promover el desarrollo forestal sostenible.

La legislación brasileña está en permanente revisión, por presiones de ONGs, comunidades, empresas y otras instituciones. Por otra parte, la estructura federal de Brasil permite emitir disposiciones normativas (“Portarias de Instituto e Governos Estaduais”) que atiendan las especificidades de cada región.

Chile

Chile es un país de larga tradición forestal. La **Ley de Bosques del año 1931** identifica ya los criterios para identificar las tierras de uso forestal, y prescribe distintas modalidades de protección de bosques y matorrales en pendientes pronunciadas (más del 45%) y cursos de agua, incluyendo las prohibiciones y sanciones correspondientes. El Gobierno tiene la facultad de establecer reservas y parques nacionales de turismo en predios fiscales y privados. También se prevé la posibilidad de explotar cortezas que contengan taninos o saponinas, y recolectar semillas y frutos.

La actualización del **Decreto Ley 701 del año 1974** sobre fomento forestal, sancionado en forma de Ley N° 19.561 en mayo del año 1998, incorpora distintas cláusulas orientadas hacia la promoción del desarrollo forestal sostenible con contenido económico:

- bonificación de un porcentaje de los costos netos de las actividades de forestación y conservación en suelos frágiles y degradados hasta el 90% en el caso de comunidades agrícolas o indígenas, que no están sujetos al sistema de contabilidad forestal. Estas bonificaciones no son pasibles de contribución ni objeto de renta alguna, hasta el momento de la explotación.
- exención del impuesto territorial, así como también del impuesto sobre herencias, donaciones y asignaciones, para terrenos de aptitud forestal que cuenten con bosques nativos o plantaciones bonificadas, incluyendo bosques de protección en suelos frágiles (pendientes iguales u superiores al 45%), cursos de agua, etc.
- estos bosques deberán ser previamente certificados y acreditar el cumplimiento de los respectivos planes de manejo.
- también se incorporan distintos mecanismos para el cálculo y asignación de estas bonificaciones, incluyendo la posibilidad de transferencia y endoso del beneficio
- se asignarán créditos de fomento a planes de manejo relacionados con plantaciones o bosques.
- se prevé también distintos tipos de sanciones y multas para explotación ilegal o fuera de la normativa, con los procedimientos respectivos.

Por su parte, el reglamento del Decreto Ley (DS 193 de 1998) precisa los procedimientos de calificación, estudios y normas técnicas, planes de manejo y otras modalidades relativas al fomento forestal. Los pequeños predios que decidan acogerse a los planes incluidos en el decreto no necesitarán el patrocinio de un ingeniero forestal (plan de manejo multipredial aproximado). Existe un reglamento específico para solicitud, asignación y pago de las bonificaciones forestales (DS 192 de 1998).

Además de las bonificaciones y exenciones tributarias, este conjunto de disposiciones permite un ahorro en costos de transacción, lo que constituye un incentivo indirecto a las actividades forestales sostenibles.

Colombia

El Gobierno de Colombia ha intervenido desde comienzos de siglo para mejorar el manejo de los recursos forestales. De hecho, existe una voluminosa colección de leyes y políticas, casi cien, que regulan la utilización de los bosques públicos y privados. En el año 1974 se aprobó el primer código de recursos naturales y medio ambiente del continente. No obstante, algunas de las normas legales no están suficientemente actualizadas o son contradictorias, y ha existido una cierta incoherencia en las políticas forestales, que no consideraron los costos ambientales asociados.

Como en otros países, hasta el año 1988 era necesario talar las dos terceras partes del área forestal ocupada para demostrar “mejoras” y posesión. Sin embargo, aunque suprimido por la Ley N°30 del año 1988, este incentivo perverso sigue siendo utilizado en la práctica.

En 1992 se inició un proceso de reforma de las políticas e instituciones, que ocasionó cambios en la Constitución y llevó a la creación del Ministerio del Ambiente mediante **Ley N° 99 del año 1993**. De acuerdo con esta ley, la política ambiental se regiría por los principios del desarrollo sostenible y, específicamente, señala que “... fomentará la incorporación de los costos ambientales y el uso de instrumentos económicos para la prevención, corrección y restauración del deterioro ambiental y para la conservación de los recursos naturales renovables” (Art. 1, # 7), evaluando “los alcances y efectos económicos de los factores ambientales, su incorporación al valor de mercado de bienes y servicios” (Art. 5, # 8).

El Decreto 1791 del año 1996 establece el régimen de aprovechamiento forestal. Los bosques constituyen un “recurso estratégico de la Nación” y son considerados “parte integrante y soporte de la diversidad biológica, étnica y de la oferta ambiental”. Por tanto, dicho aprovechamiento debe ser funcional a la satisfacción de necesidades, la preservación, restauración y aprovechamiento sostenible del recurso, incluyendo la flora silvestre no maderable. Sin embargo, se establece la posibilidad de realizar aprovechamientos de carácter “único” (tala total por interés público y utilidad social de bosques cuya aptitud no sea la preservación o protección).

El decreto estimula también el apoyo a “grupos sociales, comunidades y etnias organizadas” mediante asistencia técnica y económica. De hecho, la Ley N° 21 del año 1991, aprobatoria del Convenio 169 del año 1989 de la OIT sobre pueblos indígenas y tribales, y la Ley N° 70 de 1993 reconocen formalmente los derechos de propiedad colectiva de las tierras ancestrales de origen (resguardos, reservas y comunidades negras e indígenas, por 20 y 6 millones de ha, respectivamente) y les da la posibilidad de tomar decisiones respecto de la gestión del territorio en el marco de las disposiciones legales generales, incluyendo la elaboración de reglamentaciones propias y normativas adicionales. El Art. 44 del mismo decreto establece que estas comunidades “se regirán por las normas especiales que regulan la administración, manejo y uso de recursos naturales renovables”. Los aspectos no contemplados en estas normativas se rigen por las normativas generales de la Nación. Este reconocimiento, junto con la posibilidad de autogestión en gran escala, sigue siendo una iniciativa pionera en el contexto sudamericano y tiene una clara incidencia sobre un manejo más sostenible.

La Política de Bosques del año 1996 introduce conceptos novedosos, como ajustes en el sistema de tasas (que antes se cobraban sobre el volumen de madera extraída, no sobre el volumen de madera adjudicada), la creación de procedimientos de control y vigilancia participativos y la promoción de asociaciones entre la empresa privada y las comunidades de los bosques. Se define también la voluntad política de crear fondos especializados, orientados hacia el financiamiento del desarrollo sostenible de los bosques (créditos especiales, productos no maderables, tecnologías de bajo impacto ambiental).

Para ordenar la frontera agropecuaria y la colonización se establece el Incentivo de Capitalización Rural, que financiará tecnologías y maquinaria cuyo uso favorezca la conservación del suelo. Adicionalmente, la selección de proyectos en el Fondo de Desarrollo Rural Integral incorporará criterios ambientales. También esta política propone estudiar la destinación de un porcentaje de la recaudación por tasas de uso de agua a quienes conserven áreas ubicadas en zonas productoras de agua. De igual manera, las corporaciones promoverán los incentivos económicos existentes y los que se creen. Asimismo, el Gobierno Nacional desarrollará metodologías de valoración de los bosques para que municipios, ONGs y comunidades puedan incluir hectáreas protegidas como contrapartida a los fondos de cofinanciación. La Reforma Tributaria será utilizada para otorgar incentivos a la conservación de ecosistemas boscosos y no boscosos, poco o nada intervenidos en predios privados.

Posteriormente, en el año 1998, el conjunto de esfuerzos realizados se plasma en el Plan Verde, que identifica las causas de la deforestación (expansión de la frontera agropecuaria y colonización, infraestructura, cultivos ilícitos, leña, minería a cielo abierto, incendios y tala rasa).

El Plan Nacional de Desarrollo Forestal (PNDF) de diciembre de 2000 se estructura conforme a los principios del desarrollo sostenible. Después de enumerar la visión y los objetivos del plan, asume un enfoque explícitamente ecosistémico “para la conservación y manejo sostenible”, y define los programas de ordenación conservación y restauración de ecosistemas forestales, cadenas forestales productivas y desarrollo institucional. El PNDP concluye con una estrategia financiera.

Las implicaciones explícitas de la “gestión ecosistémica”, desde un punto de vista económico, son: i) reducir las distorsiones del mercado que afectan adversamente la diversidad biológica; ii) diseñar incentivos para promover la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible; y iii) internalizar costos y beneficios en un ecosistema dado. Existen también distintas iniciativas de fomento, como el Fondo de Incentivo Forestal (créditos para el sector), el Certificado de Incentivo Forestal de Plantaciones Comerciales, y otras. De igual manera, se dispone la creación de incentivos fiscales y tributarios para la creación de fuentes de germoplasma (conservación “ex situ” de especies forestales valiosas y amenazadas), así como incentivos para la capacitación y el desarrollo institucional y el fortalecimiento de la gestión y administración locales.

Ecuador

Las principales causas de deforestación en Ecuador han sido la expansión de la agricultura comercial (banano, café, cacao, palma), la industria maderera y camaronera (manglares), la minería y el petróleo, junto con el avance de la frontera agrícola por causa de la colonización espontánea y desordenada, la ocupación ilegal y la deforestación causada por campesinos sin tierra. Estas causas combinadas han llevado a la pérdida del 90% de la cobertura forestal en algunas regiones como la Costa, con tasas de deforestación de entre el 2 y el 3% anual. La explotación forestal se ha caracterizado por una alta ineficiencia.

Paralelamente, el acceso a créditos agropecuarios subsidiados con fondos procedentes del petróleo ha realimentado la presión sobre los bosques, ya que existía la condición de “limpiar” la cobertura forestal (equiparada a “maleza”) para “mejorar” los predios. A ello se añade la expansión de la red de infraestructura (que ocupó cerca del 50% del presupuesto nacional en la década del '70).

La Ley Forestal y de Conservación de Áreas Naturales y Vida Silvestre del año 1981 reconoce ya los distintos tipos de bosques en función del uso maderable, la reforestación y la protección de los servicios ambientales. Incluye un capítulo de incentivos (exoneración del pago de impuestos a la propiedad rural para bosques protectores naturales o plantados, exoneración impositiva de equipos y materiales forestales, fomento al aprovechamiento forestal integral, inafectabilidad por reforma agraria de bosques naturales y reforestados). También establece disposiciones relativas a las áreas naturales. Se definen además distintas penalizaciones para las correspondientes infracciones a la ley, que incluyen los bosques de mangle y otras categorías de bosques. Con todo, además de las deficiencias en el abordaje efectivo del conjunto de bienes y servicios ambientales y en la definición de un marco institucional apropiado, los principales problemas han estado relacionados con la sistemática incapacidad del Estado para controlar el cumplimiento de la ley.

Las Normas para el Manejo Forestal Sustentable para el Aprovechamiento de la Madera, de enero de 2001, incluyen criterios detallados para el manejo sostenible de la madera de bosque nativo. No considera cláusulas especiales relacionadas con la valoración de bienes y servicios, ni con exenciones impositivas o tasas (salvo las de aprovechamiento de la madera y las correspondientes guías). El derecho de aprovechamiento de la madera en pie es fijado en USD por m³. Están exentos de pago el aprovechamiento con fines de subsistencia de la madera y productos no maderables, por parte de las comunidades aborígenes. También se eximen del pago de derecho de aprovechamiento los árboles producto de la regeneración natural en cultivos.

La nueva ley forestal, en proceso de aprobación (ley) y promulgación (normas andina y tropical), enfoca en forma más adecuada el conjunto de bienes y servicios forestales, llegando incluso a priorizar los servicios sobre los bienes en el caso de la norma forestal andina. Introduce procedimientos de participación de los distintos actores sociales en la elaboración e instrumentación normativa, y propone incentivos fiscales (penalizaciones, exoneraciones y desgravaciones) en función del uso sostenible o insostenible, así como pagos por servicios ambientales.

La “Política y estrategia nacional de biodiversidad: estudios y propuesta de base” (2000) está compuesta por un conjunto de estudios temáticos sobre los principales aspectos relacionados con biodiversidad y desarrollo sostenible. Incorpora una iniciativa pionera en Sudamérica de integración formal de indicadores de biodiversidad, agrológicos (suelos y pendientes) y de desarrollo social, considerados como indicadores de “presión” (bases de datos, cartografía e interpretación de las principales tendencias en el nivel nacional). En el orden económico, algunos de los estudios proponen introducir una serie de incentivos fiscales y tributarios para proyectos económicos sostenibles, que exoneren o reduzcan las cargas impositivas de las actividades no depredatorias de la biodiversidad, junto con apoyo financiero (líneas de crédito blando), técnico y operacional. También se plantea reducir la carga tributaria para aquellas empresas que, de forma transparente, inviertan en forma asociativa con poblaciones pobres rurales.

Paraguay

La **Ley Forestal N° 422 del año 1973** tiene como objetivo central el aprovechamiento y el manejo racional de los bosques y tierras forestales del país. El Art. 46 declara exentas del impuesto inmobiliario a las áreas de bosques cultivados establecidos en tierras forestales. En forma similar, se exonera del impuesto a la renta a quien lo invierta en plantaciones forestales. Se libera de tributo fiscal a importaciones de bienes y equipos forestales, y se asignan créditos de fomentos a las actividades forestales (reforestación, aprovechamiento e industrialización). Aun así no se especifican criterios de sostenibilidad ni se incluyen los servicios forestales y los bosques de protección. La Resolución 42/91 aspira a reglamentar (casi 20 años después) la política de fomento a las actividades forestales, introduciendo la obligatoriedad de realizar planes de manejo para acogerse a los planes de fomento respectivos.

El Reglamento “De fomento a la forestación y reforestación” N° 536 del año 1995 promueve una serie de incentivos a la actividad forestal (Art. 12 y Art. 21), con medidas como la bonificación del 75% de los costos directos de la implantación y del 75% de los costos directos estimados de mantenimiento durante los tres primeros años. Además de las plantaciones con especies introducidas, pueden acogerse a los beneficios de la ley mencionada los bosques nativos degradados, a través de actividades de reforestación bajo cubierta boscosa natural o plantaciones con especies nativas de alto valor comercial maderable. Aunque con restricciones –no se considera todavía la siembra de especies con fines de protección–, supone un avance con respecto a reglamentaciones pasadas.

Perú

En un país con más de 67 millones de ha de bosques (sobre todo en la región amazónica), la principal causa de la deforestación (200.000 ha/año en promedio) es la habilitación de tierras forestales para la producción agrícola de autoconsumo y cultivos ilícitos, ocasionada por campesinos migratorios sin tierra procedentes de los Andes, y realizada sobre todo a expensas de bosques de protección. La explotación maderera, el gas y el petróleo inciden también sobre el proceso de deforestación, aunque con una participación considerablemente menor.

En el pasado reciente, las políticas gubernamentales se han caracterizado más bien por el déficit de intervención. Las políticas forestales han sido imprecisas y las normas estaban desactualizadas hasta hace pocos años, dando lugar a un cuerpo legal frondoso y fragmentado, difícil de interpretar. El sistema de concesiones forestales prescribía la realización de planes de manejo forestal sostenible, pero el régimen técnico y administrativo creaba incertidumbres y condicionaba un manejo ineficiente. Como en otros países de la región, la selva ha sido considerada como una zona para aliviar las presiones de las poblaciones más pobres, bajo el supuesto de la ilimitada disponibilidad de recursos y con criterios poco sostenibles (créditos preferenciales y propiedad de la tierra en la década de los '80, revertidos después por Fujimori). La política complementaria de habilitar vías de comunicación hacia la Amazonía y, en menor escala, la explotación de gas y petróleo, han realimentado el proceso de deforestación.

En general, puede decirse que las políticas gubernamentales han desincentivado el manejo forestal sostenible, debido al clima de incertidumbre generado por la variabilidad de las propuestas de desarrollo e inversión, sobre todo en la selva. Recientemente, se ha abierto la posibilidad de privatizar los bosques de propiedad pública con vocación productiva. De hecho, la legislación en proceso de adopción libera la restricción de venta de tierras entre propietarios privados y acelera la adjudicación de títulos y su inscripción en el registro de propiedad, incentivando un uso lo más productivo posible del suelo.

La **Ley Forestal y de Fauna Silvestre de julio de 2000** se coloca claramente en la perspectiva de un uso integral y diversificado de los bosques, e introduce conceptos novedosos, como el establecimiento de fianzas y garantías para el aprovechamiento maderable, las concesiones forestales con fines no maderables, ecoturísticos y conservacionistas, y normas de manejo y aprovechamiento de la fauna silvestre. También se establecen principios orientados a la indemnización por los servicios ambientales de los bosques, en particular compensaciones por contaminación y pagos por agua procedente de los bosques.

El Reglamento de la Ley Forestal y de Fauna Silvestre (DS N° 014-2001-AG del 09.04.01) identifica categorías forestales muy específicas, relacionadas con bienes (maderables y no maderables) y servicios (conservación, agua, ecoturismo). De igual manera, además de las concesiones maderables, se establecen criterios para las concesiones de explotación de productos no maderables, ecoturismo y conservación, que pueden ir combinadas, previa aprobación de planes de manejo específicos; los bosques de comunidades no pueden ser concesionados. Se introduce también un capítulo sobre manejo y aprovechamiento de fauna silvestre, que incluye cláusulas detalladas relacionadas con la valoración económica de las especies manejadas, la caza y el establecimiento de zoológicos. También se incorporan pautas específicas sobre la agregación de valor a productos no maderables y se introduce un capítulo sobre servicios ambientales.

En el orden económico, se establece el pago de derechos por la explotación de productos maderables, no maderables y ecoturismo. El 50% de estos derechos (además de la parte correspondiente al cobro de multas y otros están destinados al Fondo de Promoción al Desarrollo Forestal, (FONDEBOSQUE), cuyos recursos sirven para financiar iniciativas sostenibles relacionadas con reforestación y conservación, conservación y compensación por servicios ambientales (Art. 374). La reglamentación se propone también detectar y eliminar las barreras, incluidas las arancelarias y paraarancelarias, que obstaculicen la conservación y manejo sostenible de los bosques, así como la transformación y generación de valor agregado. Incorpora procedimientos para estimular los procesos de certificación independiente voluntaria, y la actualización permanente de las herramientas de monitoreo y evaluación. Los titulares de concesiones, permisos o autorizaciones que cuentan con certificación voluntaria reciben el beneficio de una reducción del 25% en el pago de derecho de aprovechamiento, además de estar acreditados oficialmente para la comercialización de los productos correspondientes.

También gozan de una reducción similar los proyectos integrales de manejo de recursos forestales de cualquier naturaleza (extracción, industrialización y comercialización forestal, incluyendo la fauna silvestre). Finalmente, la reglamentación incorpora una detallada casuística relacionada con infracciones y sanciones, orientadas a desincentivar las actividades insostenibles.

Uruguay

La **Ley Forestal N° 15.939**, promulgada en 1987 y publicada en 1988, establece una serie de exenciones tributarias (propiedad, ingresos) para los “bosques naturales de protección o rendimiento”, salvo en caso de destrucción total o parcial del bosque (Título V, Fomento a la Forestación). Estas exenciones son corroboradas y reglamentadas en 1989 (Decreto 246). Salvo en el caso de los bosques protectores (prohibición de tala y aprovechamiento) y en caso de destrucción del bosque, no se establecen parámetros precisos de sostenibilidad en el manejo (ver Decreto 26/1993).

También está sujeta a reglamentación la utilización de productos no maderables (resinas, cortezas, semillas, hojas). La misma ley establece la posibilidad de obtener financiamiento para actividades de reforestación (protección o rendimiento). Disposiciones sucesivas fijan primero en 30% (1988), luego (1989) en 20% y 50% (plantaciones forestales no sujetas a contribución) y finalmente en 50% para todas las categorías, aunque los que reciben el subsidio no están exentos del pago de impuestos por la implantación de bosques. También se exonera de impuestos la importación de maquinarias e insumos con destino a la industria forestal (título VI de la Ley; especificaciones en el Decreto 457/89).

El Decreto 23/90 (precisado en Decretos adicionales promulgados en 1993) establece normas especiales de extracción y tránsito de productos forestales del monte indígena, prohibiendo cualquier operación que atente sobre su supervivencia salvo cuando la explotación es con fines domésticos, exigiéndose permisos y guías por encima de un cierto monto (2.000 kilos inicialmente y 1.500 kilos después). Hasta inicios del año 2000, no existían disposiciones adicionales de contenido económico relativas a valoración e incentivos.

Venezuela

Las políticas forestales venezolanas promueven formalmente la conservación y el manejo de los recursos naturales, la reforestación (con más de medio millón de ha reforestadas), la agroforestería y la explotación industrial. También el establecimiento de Parques Nacionales y áreas protegidas (más de 8 millones de ha), aunque éstas carecen de un sistema coherente de ordenación y administración forestal. La promoción de una institucionalidad apropiada ha apoyado en ocasiones el impulso a políticas pertinentes, como en el caso de la creación de la Corporación Nacional de Reforestación, facilitada por el auge del petróleo. Sin embargo, la deforestación y la degradación forestal suponen mucho más de lo que se reforesta debido a la expansión agrícola y, sobre todo, a la desordenada fiebre minera, fomentada por los gobiernos para diversificar los ingresos del petróleo, con altísimos costos ambientales y sociales.

La Ley Forestal del año 1966 se refiere así a los trabajos mineros en áreas forestales: “Los titulares de concesiones petroleras o mineras en terrenos baldíos que necesitaren realizar talas con el objeto de establecer servidumbres, pondrán a la orden del Ministerio de Agricultura y Cría los productos provenientes de esas talas. Los referidos trabajos estarán sometidos al control de las autoridades forestales, quienes evitarán todo daño innecesario” (Art. 71).

La introducción de “mejoras” en los predios forestales para adquirir derechos de propiedad ha sido una causa importante de deforestación. La política de “sedentarización” de los pueblos indígenas ha aumentado también las presiones sobre los bosques. En cuanto a la agresiva política de concesiones forestales, existen márgenes importantes de arbitrariedad. Por ejemplo, los propietarios podían decidir en la práctica qué proporción se reserva para conservación y no se preveía, hasta fechas muy recientes, análisis de impacto ambiental. Aunque se prescribe la elaboración de planes de manejo, hay una considerable distancia entre la teoría y la práctica forestal, lo que está llevando a la completa deforestación o degradación de vastas extensiones “concedidas” a empresas y propietarios privados. Adicionalmente, el bajo valor de la madera ha llevado a una gran ineficiencia extractiva.

La Ley Forestal, de suelos y de aguas del año 1996 (Gaceta Oficial N° 1.004, 26.01.66) exonera del pago del impuesto superficial y de cualquiera de los impuestos, tasas o contribuciones establecidas en la ley, en caso de deforestación o aprovechamiento de productos forestales en beneficio de asentamientos campesinos, con fines de consumo para los servicios públicos oficiales, las empresas del Estado y los Institutos Oficiales, y cuando se trata de superficies inferiores a cinco hectáreas. A su vez, el Reglamento de la Ley Forestal (Decreto N° 2117 del 12.14.77) se propone racionalizar el aprovechamiento forestal, fomentar la riqueza forestal del país, proteger las aguas y la fauna y conservar los suelos. Se prohíbe la explotación de la madera de los árboles productores de látex, gomas, resinas, bálsamos, aceites, esencias, frutos oleaginosos, raíces medicinales, cortezas aromáticas y de cualquier otro producto cuyo valor comercial sea más alto que el de la madera de las plantas que lo producen.

Aunque con posterioridad a esta ley no han sido emitidas disposiciones forestales específicas, la **Ley de Diversidad Biológica del año 2000** incorpora consideraciones importantes relacionadas con valoración e incentivos.

La conservación de la diversidad biológica comprende, entre otras instancias, la investigación sobre la valoración económica de la diversidad biológica (Art. 4 y Art.17). De manera similar, uno de los objetivos la Estrategia Nacional de la Diversidad Biológica es establecer los mecanismos para la valoración económica de la diversidad biológica y su integración progresiva a las cuentas nacionales. Asimismo, son atribuciones de la Oficina Nacional de la Diversidad Biológica propiciar y apoyar la ejecución de estudios dirigidos a la valoración de la diversidad biológica.

En forma específica, el capítulo II de dicha ley se titula “de la Valoración Económica de la Diversidad Biológica”. En él se prescribe la promoción de investigaciones sobre la valoración económica de la diversidad biológica y el patrimonio ecológico de la República, y la realización de auditorías ambientales anuales sobre la diversidad biológica, a los fines de cuantificar los activos y pasivos ambientales de la Nación. El daño o pérdida causado sobre los activos naturales de la Nación se convertirá en obligación, líquida y exigible en dinero, para el causante del daño.

También se definen estrategias para la investigación y el desarrollo tecnológico, dirigido al fomento, fortalecimiento y valoración de la agricultura tradicional, métodos agrosilvopastoriles, la utilización de productos secundarios de los bosques y demás tecnologías alternativas que propendan al uso sostenible de los recursos biológicos.

En el artículo 63 se establece la necesidad de estimular e incentivar la protección y uso sostenible de la diversidad biológica y de los recursos genéticos y se establece un sistema de estímulos e incentivos tributarios, crediticios y económicos, acompañados de los mecanismos de supervisión y control pertinentes. Los requisitos para acceder a estos incentivos se relacionan con la propiedad del bien ambiental en cuestión y su uso sostenible, privilegiándose la conservación de especies valiosas o la restauración de hábitats degradados relevantes. Los incentivos crediticios y tributarios definidos son los siguientes:

- (i) colocación de parte de la cartera crediticia agrícola a actividades de conservación, investigación y uso sostenible de la diversidad biológica;
- (ii) tasas de interés bancario preferencial en la cartera crediticia disponible para ese ramo;
- (iii) exoneración del 50% del pago del Impuesto sobre la Renta.

La Ley orgánica para la ordenación del territorio (1983) prescribía también en la Planificación de la Ordenación del Territorio nacional y regional una política de incentivos que coadyuvara a la ejecución de los planes de ordenación del territorio.

Cuadro IV.1. Síntesis sobre la valoración económica e incentivos en las leyes y políticas sudamericanas

País	Tipo de Ley o Política	Valoración económica	Penalizaciones	Fondos y créditos	Exenciones	Tasas	Incentivos al desarrollo sostenible (bienes y servicios)	Certificación
Argentina	Ley de Promoción Forestal (1948). Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF N° 4085-AR.		+	Créditos forestación y reforestación. Fondos provinciales.	Importación equipos e insumos. Bosques protectores.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.	Bosques protectores privados. Compensaciones por disminución de la renta del bosque. Diseño de política de incentivos (en proceso).	Sistema nacional de certificación voluntaria. Estímulo a la certificación de los productos forestales para abrir mercados.
Bolivia	Ley Forestal (1996).		+ Procedimientos de control y vigilancia participativos.	Créditos forestación y reforestación. Fondos desarrollo sostenible - FONABOSQUE.	Importación equipos e insumos. Bosques protectores. Bosques certificados.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.	Del pago por volumen al pago por superficie: más costoso mantener concesiones. Estímulo para el manejo sostenible.	Sistema nacional de certificación voluntaria. Estímulo a la certificación de los productos forestales para abrir mercados. Un millón de ha certificadas (la mayor superficie en América Latina).
Brasil	Ley Forestal (1965). Programa Nacional de Bosques (2000).		+ Procedimientos de control y vigilancia participativos.	Créditos forestación y reforestación. Fondos desarrollo sostenible	Importación equipos e insumos. Bosques protectores; manejo sostenible (exoneración parcial).	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques. Tasa Indirecta sobre Circulación de Bienes y Servicios.	Estímulo, promoción y apoyo de actividades de manejo apropiado. Pago por la protección de manantiales. Ahorro en costos de transacción para programas forestales indígenas.	Sistema nacional de certificación voluntaria. Estímulo a la certificación de los productos forestales para abrir mercados (interno-sólo 15% exportación). Distintas iniciativas de certificación (las del FSC, por ejemplo, tienen por objetivo cubrir 1 millón de ha).
Chile	Ley de Bosques (1931). Decreto Ley 701 (1974).		+	Créditos forestación y reforestación.	Importación de equipos e insumos. Bosques protectores.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.	Bonificación de un porcentaje de los costos netos de las actividades de forestación y conservación en suelos frágiles y degradados (hasta el 90% en el caso de comunidades agrícolas o indígenas).	

Pais	Tipo de Ley o Política	Valoración Económica	Penalizaciones	Fondos y Créditos	Exenciones	Tasas	Incentivos al desarrollo sostenible (bienes y servicios)	Certificación
Colombia	Ley (1993). Política de Bosques PB (1996). Decreto 1791 DEC (1996). Plan Nacional de Desarrollo Forestal – PNUF (2000).	Considera los costos ambientales, el uso de instrumentos económicos y la incorporación de bienes y servicios ambientales al mercado. Apoyo explícito a metodologías de valoración de los bosques. Propone reducir las distorsiones del mercado e internalizar costos y beneficios.	+ Procedimientos de control y vigilancia participativos.	Créditos forestación y reforestación	Importación equipos e insumos. Bosques protectores.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques. Parte pago tasas de agua. Conservación bosques productores de agua.	PB: Incentivo de Capitalización Rural para ordenar la frontera agropecuaria y la colonización (tecnología y maquinaria que favorezcan conservación del suelo). Criterios ambientales para selección de proyectos en el Fondo de Desarrollo Rural Integral. Corporaciones promoverán los incentivos económicos existentes y los que se creen. La Reforma Tributaria: instrumento para otorgar incentivos a la conservación de ecosistemas boscosos y no boscosos poco o nada intervenidos en predios privados. Incentivos fiscales y tributarios para la creación de fuentes de germoplasma (conservación “ex situ” de especies forestales valiosas y amenazadas). Promoción de asociaciones entre la empresa privada y las comunidades de los bosques DEC: Reconocimiento de los derechos de propiedad colectiva de las tierras ancestrales de origen (resguardos, reservas y comunidades negras e indígenas: posibilidad de tomar decisiones respecto de la gestión del territorio (normas especiales) en el marco de las disposiciones legales generales.	
Ecuador	- Ley Forestal 1981. - Normas de Manejo Forestal Sustentable p. el Aprovechamiento de la Madera (2001).		+	Créditos forestación y reforestación.	Importación de equipos e insumos. Bosques protectores.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.	Inafectabilidad por Reforma Agraria de bosques naturales y reforestados.	
Paraguay	Ley Forestal (1973). Reglamento de fomento a la forestación y reforestación (1995).		+	Créditos forestación y reforestación.	Importación equipos e insumos. Bosques protectores.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.	Bonificación del 75% de los costos directos de la implantación y mantenimiento durante los tres primeros años (plantaciones y bosques nativos degradados).	
Perú	Ley Forestal y de Fauna Silvestre (2000). Reglamento (2001). Política Forestal (2001).	Valoración económica de las especies manejadas, la caza y el establecimiento de zoológicos.	+ Compensaciones por contaminación. Procedimientos de control y vigilancia participativos. + +	Créditos forestación y reforestación. Fondos para desarrollo sostenible y pago por servicios ambientales provenientes de derechos de explotación y multas. FONDEBOSQUE.	Importación equipos e insumos. Bosques protectores.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.	Pagos por agua procedente de los bosques y por servicios ambientales. Compensaciones por contaminación	Sistema nacional de certificación voluntaria. Estímulo a la certificación de los productos forestales para abrir mercados.

País	Tipo de Ley o Política	Valoración Económica	Penalizaciones	Fondos y Créditos	Exenciones	Tasas	Incentivos al desarrollo sostenible (bienes y servicios)	Certificación
Uruguay	Ley Forestal (1987).		+	Créditos forestación y reforestación.	Importación equipos e insumos. Bosques protectores.	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.		
Venezuela	Ley Forestal (1966). Ley de Diversidad Biológica LDB (2000). Ley de Protección de Fauna Silvestre.	Apoyo a la investigación sobre la valoración económica de la diversidad biológica, y al establecimiento de mecanismos para su integración progresiva a las cuentas nacionales (LDB). Realización de auditorías ambientales anuales sobre la Diversidad Biológica, para cuantificar los activos y pasivos ambientales (LDB).	+ Ley Penal del Ambiente (1992).	Créditos forestación y reforestación. Tasas de interés preferenciales para la protección de bienes y servicios valiosos (LDB).	Importación equipos e insumos. Exoneración del 50% del Impuesto a la Renta para la protección de bienes y servicios valiosos (LDB).	Aprovechamiento de la madera. Ingreso a los Parques.		

2. Algunas conclusiones relevantes

En términos generales, esta lectura comparativa de las políticas sudamericanas permite conocer los avances existentes con relación a la valoración económica en cada uno de los países de la región, de manera que sea factible inaugurar o continuar un fructífero intercambio de información y experiencias que tengan como referente el grado de elaboración alcanzado en cada país. Por otra parte, la legislación está atrasada a veces respecto de la realidad. Además de nutrirse de la dinámica de las nuevas situaciones emergentes, una mirada a lo que acontece en los países vecinos puede inducir a revisar y ampliar la actual cobertura legislativa forestal para que las leyes acojan propuestas novedosas y sostenibles.

Las “lecciones aprendidas” de este proceso de definición normativa han sido, sin duda múltiples. Sería interesante analizar, por ejemplo, hasta qué punto las normativas vigentes están siendo o no aplicadas y por qué. Pero no es nuestro propósito dar cuenta de ello en este documento, aunque esbozamos más adelante algunas respuestas posibles. No obstante, en el caso de las políticas y leyes más recientes, el proceso de elaboración participativo anticipa en mayor medida su cumplimiento, ya que el mayor involucramiento de los actores e instituciones sociales posibilita la apropiación de las normas y facilita la aplicación de controles sociales. Esta temática evoca, no obstante, el tema más amplio de las relaciones entre lo público y lo privado, y los distintos tipos de actores involucrados (ver más adelante).

Probablemente, la pregunta central en relación con la normativa y con las regulaciones forestales sigue siendo: ¿bosques para quién y para qué? (Clawson, 1975, fide Laarman, 2000). La respuesta no es fácil, porque debe conjugar, por un lado, los usos de los bienes y servicios foréstaes, muchos de ellos bienes públicos sin una clara asignación de valor, y, por otro, las alternativas de uso del suelo forestal (agropecuaria, infraestructura, minería, urbanización, etc.), considerando los intereses y expectativas de los distintos actores relacionados con los bosques (empresarios, campesinos, el propio Estado, la sociedad civil).

En este marco, y más allá de la inacción o del exceso de acción que han caracterizado en el pasado a muchas administraciones forestales, las agendas forestales han ido incorporado nuevas inquietudes. Por un lado, la prioridad de los usos madereros con fines industriales es compartida ahora por la creciente importancia de los bosques comunitarios, y del manejo de otros bienes y servicios forestales en perspectiva de sostenibilidad. Por otro, son cada vez más fuertes las tendencias hacia la aplicación de normativas de forma descentralizada y participativa (manejo municipal, corporativo, o federativo en el caso brasileño; consultas, alianzas intersectoriales, etc.) y hacia la privatización del cuidado y de la explotación de los bosques (actuando el Estado como facilitador), sin abdicar por ello de la supervisión y control de las externalidades forestales (Laarman, 2000). Finalmente, las preocupaciones ambientales han ido incorporándose en el diseño de las políticas macroeconómicas y comienza a observarse en el “corpus” normativo de varios países la preocupación por valorar los bienes y servicios forestales con relación a otras opciones de uso, diversificando el espectro de alternativas de utilización de los bosques, y considerando pagos por servicios ambientales y exoneraciones tributarias para las actividades sostenibles, además de las tradicionales sanciones.

Se señalan a continuación, en forma resumida, algunos de los principales retos que confrontan las políticas:

1. Incidencia de las políticas macro-económicas de “ajuste estructural” sobre los bosques

- Estas políticas generalmente disminuyen el gasto público, liberalizan el comercio y fomentan la privatización. Su impacto sobre los bosques es relativamente incierto:
- Considerando que muchos bosques son áreas de acceso abierto, una de las consecuencias de los cambios macroeconómicos parece ser el estímulo al desempleo, con el consiguiente desplazamiento de personas y su consiguiente absorción en áreas forestales (expansión de la frontera agropecuaria).
- Por otra parte, ante la restricción o mayor dificultad de acceso a medios de capital, los propietarios privados (sobre todo comunidades y pequeños productores) pueden tender a explotar el único capital disponible, el “capital natural”.
- Sin embargo, estas políticas pueden estimular el crecimiento económico a más largo plazo, lo que podría llevar a un manejo más eficiente de los recursos forestales.
- Aunque se han dado ya los primeros pasos, existe mucho camino por recorrer en cuanto a la internalización de los costos ambientales en las políticas macroeconómicas.

2. Políticas fiscales y monetarias:

- La hiperinflación desincentiva la inversión en bosques, porque el retorno está demasiado alejado en el tiempo.
- Subsidios:
 - la existencia de subsidios perversos (sobornos, prebendas, etcétera, además de otros incentivos similares relacionados con la subvención de actividades insostenibles) acompaña a veces a quienes detentan el poder político, lo que señala al mismo tiempo su vulnerabilidad y la necesidad de identificar accesos apropiados para su remoción o control;

- si los incentivos a la producción agropecuaria han favorecido en gran medida a la agricultura sobre los bosques, las tendencias actuales hacia la supresión de subsidios deberían reducir la demanda por tierra de cultivo y pastoreo. Esta remoción ofrece un interesante campo potencial para desacelerar la conversión de bosques a otros usos, reforzando al mismo tiempo los subsidios en áreas donde existen asentamientos estables, pero exige reformular las zonas y actividades elegibles;

- en el caso forestal, es conveniente considerar sobre todo incentivos “positivos” (apoyo al mejoramiento productivo sostenible, premios o exoneraciones en función de la sostenibilidad del manejo, etc.). Esta recomendación es todavía más necesaria en países donde existe una “cultura de la corrupción con impunidad”, que ha creado una serie de estrategias y mecanismos para evitar las penalizaciones.

- La reducción del tamaño del Estado (roles de pago) puede impedir en un primer momento realizar controles apropiados, pero puede estimular también la descentralización y privatización (ver # numeral 3).

3. Lo privado y lo público

- Muchos bosques siguen siendo recursos abiertos:

- los bosques proporcionan numerosos bienes y servicios, por lo que existen demandas conflictivas sobre ellos / presiones;

- algunos gobiernos son demasiado débiles o no tienen la voluntad política para establecer y hacer cumplir derechos de propiedad que funcionen. De hecho, algunos gobiernos parecen haber concluido que es poco sabio en términos políticos intentar decantar la ambigüedad inherente a la situación actual.

- Al contrario de lo que sucede en otros sectores, los bosques contienen bienes públicos y producen externalidades que no son promovidas necesariamente por la liberalización de los mercados y el fortalecimiento de la empresa privada. En este sentido, aunque la tendencia prevaleciente es la privatización y la desregulación, no se puede descartar el principio de intervención del Estado. Es filosófica y pragmáticamente apropiado que el gobierno desempeñe un papel prominente. Sin embargo, la intervención estatal va acompañada frecuentemente por ineficiencia y corrupción. Frente a ella, el manejo privado es más eficiente, pero no siempre asegura una salvaguarda suficiente del interés público. Las medidas tendientes a la privatización de los bosques deberán tener en cuenta la naturaleza y alcance de la privatización, de manera que ésta no implique simplemente la transferencia formal de manos públicas a privadas, sino que posibilite una mayor apertura a distintos tipos de mercado, cree incentivos para un manejo empresarial sostenible, y procure un equilibrio entre los intereses públicos y privados (Laarman, 2000). En esta dirección, el reto es validar e implementar intervenciones que vayan más allá de las leyes y regulaciones de “comando y control”, pero sin renunciar a la necesaria supervisión:

- diversificar las medidas de privatización (no sólo empresas, sino comunidades apoyadas por ONGs o empresas sostenibles, instituciones sin fines de lucro, etc.);

- complementar el control gubernamental “en última instancia” con transferencia de funciones al sector privado (compañías encargadas del control que perciban un porcentaje por sus servicios);

- la transición de un Estado centralista a un Estado descentralizado y privatizador plantea la pregunta de quién y cómo se deben realizar los controles. La baja capacidad de control de muchas instituciones descentralizadas, como los municipios, debe promover la creación de programas efectivos de empoderamiento de los actores locales relacionados con los bosques, dotándoles de medios efectivos de control (capacitación, poder para actuar y ejercer controles cruzados, etc.).

4. Ordenamiento forestal

El ordenamiento del uso del suelo forestal a escalas apropiadas (diferenciando y, a la vez, relacionando zonas de protección, recuperación y uso sostenible) es una exigencia de las políticas forestales. Pero su puesta en práctica es a menudo fragmentaria, ya que se reduce a definir el marco orientador de las políticas, dejando de lado la proposición de medidas paralelas para los aspectos aplicativos (técnico-productivos, administrativo-financieros y normativos). Si no se realizan propuestas concretas en estos niveles, la planificación del uso de la tierra podría tener incluso efectos negativos no deseados, al crear expectativas insatisfechas o al imponer soluciones que no se ajustan a la realidad.

Por otra parte, el ordenamiento forestal en el marco del desarrollo sostenible debe prestar atención a la apropiada relación entre las variables físicas, bioecológicas y sociales, en la dirección de iniciativas como las de Ecuador (Estrategia Nacional de Biodiversidad, ver Sierra, 2000 e Izko (Ed.), 1998 y 1999).

5. Acceso estable a la tierra y a los recursos forestales

Aunque imprescindible, la titulación de la tierra no constituye por sí sola una medida para controlar la deforestación en fronteras de acceso abierto. De igual manera, la seguridad en la tenencia es insuficiente en sí misma para estimular el manejo sostenible del bosque. Nada impide que los propietarios impongan costos sociales a los otros, deforestando y degradando los suelos, o que la transferencia de la tierra a nuevas manos promueva sucesivas oleadas migratorias. Aunque se promueva la titulación, ésta es insuficiente si faltan capital y tecnología apropiada para trabajar sosteniblemente el predio. De hecho, la falta de capital o un uso tecnológico inadecuado (inapropiada intensificación del uso del suelo) pueden llevar a los pequeños propietarios a vender sus tierras y transferirse a la frontera forestal (Laarman, 2000). A la inversa, la adopción de métodos intensivos puede incrementar los precios de la tierra, estimulando la concentración de la propiedad y el desplazamiento de los pequeños campesinos hacia áreas de frontera agrícola, imposibilitados de acceder a tierra y capital, o "forzados" a vender sus propiedades a los medianos y grandes propietarios (Contreras, 1999).

Algunos de los criterios a ser tenidos en cuenta son los siguientes:

- Parece existir una correlación entre una apropiada intensidad de uso del suelo y la disminución de las tasas de deforestación. A la inversa, prácticas extensivas de manejo conducen más fácilmente a la deforestación. En este sentido, la inestabilidad en el acceso a la tierra ocasiona presiones potencialmente mayores sobre los recursos (falta de incentivos para un uso intensivo de las tierras deforestadas), pero la seguridad en la tenencia de la tierra debe ir acompañada por otros factores (disponibilidad de fuerza de trabajo, de tecnología apropiada y capital; precios, mercado, etc.), para que pueda incidir eficazmente sobre la modificación del patrón de uso del suelo. Al mismo tiempo, se deberá tener en cuenta las lógicas productivas campesinas y migrantes: minimización del riesgo; tendencia a asegurar primero el autoconsumo, introduciendo los excedentes en el mercado; ganadería vs. diversificación del uso del suelo; arraigo en las tierras trabajadas vs. venta de las tierras deforestadas para obtener ganancias; existencia o no de un mercado de tierras (Bedoya, 1991; Rudel y Horowitz, 1996).

- Se debe suprimir cualquier tipo de apoyo a procesos de titulación en los que la tala del bosque es considerada un “mejoramiento” del uso del suelo.
- Se debe prestar atención a los reclamos indígenas por la tierra, poseída frecuentemente “de facto”; además de asegurar la reproducción colectiva de un pueblo, puede ser una buena manera de mantener porciones significativas de bosque bajo protección y manejo sostenible.
- Es importante definir dónde deben ser otorgados títulos por la tierra. Además de reforzar las prohibiciones de acceso a zonas de vocación protectora, se debería expedir títulos prioritariamente en áreas ya deforestadas donde existen asentamientos estables, y no en zonas de frontera agrícola abierta que limitan con zonas forestales, salvo cuando existe un acompañamiento directo al proceso de colonización.

6. Mercados

- Los mercados cerrados y la falta de competencia estimulan la ineficiencia (empresas que sustraen valor en lugar de añadirlo):
 - proveen empleo a un alto costo social;
 - estimulan el incremento de los precios pagados por los consumidores locales, debido al procesamiento ineficiente.
- La apertura de mercados favorece a los consumidores. Sin embargo, puede desplazar a los trabajadores que procesan la madera (tecnologías que demandan menos mano de obra no especializada) y crear, al mismo tiempo, nuevas opciones laborales.
- La apertura de los mercados puede ayudar a disminuir la tala al sustituir parte del procesamiento local por productos acabados o semiacabados importados y generar demandas por nueva tecnología más competitiva. Esta nueva demanda puede llevar a una utilización más eficiente, pero puede incrementar también la capacidad de procesar madera nativa.

En este sentido, un cambio político-económico de esta naturaleza se traduce en la existencia de varios tipos de ajustes, algunos de los cuales pueden tener implicaciones negativas para los bosques. Así, la apertura de la exportación de eucalipto en Ecuador creó problemas tales como el incremento de los precios locales de la madera de eucalipto, lo que provocó en los aserraderos locales una mayor demanda de madera barata procedente del bosque nativo. Esta situación hubiera exigido correctivos paralelos orientados hacia la redefinición de las políticas de precios de la madera nativa y la eliminación de los subsidios a la explotación insostenible del bosque natural, incorporando gradualmente los costos ambientales, sociales y fiscales e incrementando la rentabilidad del bosque nativo (aumento de las tasas de aprovechamiento maderable por especie y por sitio, evaluación del potencial del aprovechamiento no maderable y del pago por servicios ambientales, promoción de nuevos mercados y procedimientos de certificación para agregar valor, mejoramiento de los mecanismos de control).

- La certificación:
 - asegura que las exportaciones proceden de fuentes sostenibles;
 - incorpora los costos sociales y ayuda a suprimir la competencia desleal;
 - la baja cobertura de los programas de certificación (menos del 5% del volumen total comercializado) no afecta todavía al comercio mayoritario;
 - por otra parte, los programas de certificación (por su propia naturaleza) operan sobre todo entre los agentes certificadores y las entidades privadas, sin involucrar a los gobiernos. En este sentido, sus implicaciones para las políticas no siempre son claras, aunque la tendencia es que los gobiernos que privaticen los bosques y liberalicen las exportaciones presionen por expandir la cobertura de la certificación forestal;
 - existen expectativas razonables de que una acumulación de bosques certificados ayudará a revertir las tendencias predominantes, aunque los procesos de certificación requieren acumular evidencias adicionales a las actuales.
- En general, la apertura de nuevos mercados debe ir de la mano de una serie de medidas paralelas, que ayuden a evitar o compensar potenciales distorsiones.

Consideraciones finales

Xavier Izko

Aunque en los distintos capítulos han sido esbozadas ya algunas conclusiones parciales (en particular las relativas a valoración – Capítulo I y a políticas – Capítulo IV), a continuación consignamos los puntos generales más significativos.

Dinámica de los ecosistemas y accesos plurales al valor

Las relaciones dinámicas que caracterizan a los distintos componentes de los ecosistemas (flujos entre el conjunto de bienes y servicios ambientales; relaciones dentro-fuera de los bosques) invitan a combinar accesos diversificados a la valoración económica, de manera tal que los distintos procedimientos de valoración permitan elegir entre las distintas opciones de uso existentes.

Estas alternativas de valoración pueden ser activadas de manera simultánea o sucesiva, en función de los recursos naturales disponibles y de las peculiaridades de los distintos contextos socioambientales (actores, presiones, políticas). En el caso de las economías rurales tradicionales es recomendable que los procedimientos de valoración se inscriban en el conjunto de relaciones existentes entre los ecosistemas forestales y los agroecosistemas, considerando el origen de las presiones.

Valoración económica y medidas de incentivo

Al proporcionar los medios para medir y comparar distintos tipos de beneficios, la valoración económica puede ser una herramienta poderosa que ayuda a decidir los usos más apropiados de los ecosistemas, manteniendo un equilibrio entre economía, ecología y equidad distributiva. En este sentido, la valoración económica apoya el proceso de toma de decisiones en el nivel político, en función de la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas. De hecho, una valoración apropiada puede estimular comportamientos tendientes a preservar o usar sosteniblemente el recurso valorado.

Sin embargo, pasar de conocer un valor económico a diseñar sobre esa base una medida de incentivo requiere de una serie de pasos. Se trata de aproximaciones tendientes al diseño, aplicación y monitoreo del incentivo en cuestión. Por otra parte, no todo puede ser valorado, por lo que la valoración económica debe ser complementada a veces por otras medidas (regulaciones, tasas, creación de mercados, exoneración de cargas impositivas, remoción de subsidios perversos):

- Las tasas maximizan la eficiencia económica y son fácilmente inteligibles, pero exigen que cada componente sea adecuadamente medido y pueden requerir de un monitoreo extensivo; sin embargo, la apropiada redistribución de los impuestos a la circulación de bienes y servicios, y su aplicación atendiendo a criterios ecológicos, puede ser un instrumento poderoso para la conservación.
- La creación de mercados mediante la remoción de barreras al comercio y la asignación de derechos de propiedad bien definidos y estables pueden estimular la eficiencia en el uso de los recursos, pero pueden tender a descuidar los valores de existencia de especies que no son comercialmente valiosas y los del ecosistema circundante.
- La exoneración parcial de cargas impositivas a las empresas que desarrollan actividades sostenibles ofrece una motivación más permanente para reducir los impactos negativos y puede estimular el cambio tecnológico.

- Los incentivos productivos pueden inaugurar la posibilidad de activar una serie de canjes ecológico-económicos entre el conjunto de elementos de las economías rurales como la preservación y uso sostenible de bienes y servicios forestales o la semiintensificación y diversificación productiva agropecuaria, de manera que la degradación y las presiones sobre los bosques disminuyan a medida que la producción y los ingresos se van incrementando.
- La remoción de incentivos perversos puede aliviar las presiones sobre la biodiversidad e incrementar la eficiencia económica, reduciendo los déficit financieros gubernamentales, pero pueden enfrentar la oposición de grupos de interés organizados y con acceso al poder político.
- Las regulaciones y restricciones de acceso son relativamente fáciles de ser diseñadas e instrumentadas, y pueden ser usadas como medidas temporales de emergencia para asegurar la protección de aspectos singulares de la biodiversidad, hasta que se identifiquen otros instrumentos o la amenaza sea superada. Sin embargo, su inflexibilidad, especificidad y dificultad para ser monitoreadas las convierte en instrumentos orientados generalmente hacia la conservación en sentido estricto (protección).

Además de los instrumentos formales de política, los incentivos incluyen también medidas sociales e institucionales (involucramiento de los actores, creación de capacidades, fortalecimiento institucional, provisión de información). La apropiada participación de los actores, inscrita en sus respectivos marcos institucionales, es crucial para el éxito o fracaso de un incentivo, ya que ellos son también los que más pueden ganar o perder en el mantenimiento de la biodiversidad forestal.

En esta dirección, es importante realizar un análisis previo en función de las características de los destinatarios potenciales de las medidas, a fin de prevenir la captura de los incentivos por parte de los actores que tienen mayor capacidad de demanda o que están más vinculados con el poder político. Adicionalmente, este conjunto de medidas socioinstitucionales puede minimizar considerablemente los costos de transacción, así como los de monitoreo y cumplimiento de las medidas, e incrementar la eficiencia de su aplicación.

En general, el empleo de distintas medidas de incentivo se justifica:

- para dar cuenta tanto de los beneficios públicos como privados;
- cuando no existe un solo instrumento que pueda enfocar directamente todas las causas;
- para asegurar que todas las categorías de usuarios hayan sido efectivamente tenidas en cuenta.

Con todo, la combinación de instrumentos puede requerir rediseñar parcialmente cada instrumento en particular para hacerlo compatible con los demás. Adicionalmente, es importante seleccionar los incentivos en función de ponderaciones espaciales y atributos de conservación, con cierto direccionamiento hacia contextos socioambientales que posibiliten una mayor eficacia en el aprovechamiento de recursos y aseguren una mayor permanencia futura de los impactos (zonas de amortiguamiento de áreas protegidas, corredores).

Entre las medidas de incentivo, debe ser priorizada la asignación de subsidios a tecnologías innovadoras de manejo forestal que permitan validar técnicas y modelos de producción, así como créditos blandos en capital de trabajo a comunidades y pequeños productores, y mecanismos de financiamiento como fondos rotativos (créditos de fomento).

Los decisores de las políticas tienen ante sí la tarea de identificar en qué casos la valoración económica puede ser usada pragmáticamente y en qué casos se debe recurrir a otros procedimientos o a una combinación de varios de ellos, considerando la necesidad de optimizar los escasos recursos de los organismos públicos y de ajustar los instrumentos de gestión del medio ambiente a capacidades institucionales a veces modestas. En tal sentido, esta “caja de herramientas” aspira precisamente a orientar esta selección.

Políticas y normativas forestales

Muchos gobiernos siguen proponiendo programas para detener la deforestación, mientras ésta va en aumento, lo que implica a veces una falta de voluntad política, que tiende a caracterizar sobre todo a países con bosques todavía abundantes, pero donde predominan situaciones de pobreza y existen fuertes intereses creados. En este contexto, es importante seguir promoviendo y expandiendo la valoración económica y las medidas de incentivo (sobre todo, las basadas en incentivos “positivos”), de manera que éstas vayan incidiendo gradualmente en la definición de políticas. Paralelamente, se recomienda considerar los Acuerdos Internacionales suscritos por los países (tanto regionales como globales) como un mecanismo de realimentación y apoyo al cumplimiento de las normativas forestales de contenido económico.

Por otra parte, la deforestación, sobre todo en la frontera agrícola, está condicionada a menudo por presiones que se originan fuera del sector forestal. Buena parte de la deforestación es un efecto colateral de actividades no forestales. Por consiguiente, las medidas de política deben basarse en esfuerzos intersectoriales e interinstitucionales, si quieren tener probabilidades de ser efectivas. En este marco, cobran creciente importancia, por un lado, los aspectos gerenciales e institucionales de las estrategias forestales y, por otro, la necesidad de conjugar la (semi-)intensificación del uso del suelo fuera de los bosques, con la valoración y uso sostenible de los bienes y servicios forestales, acompañados por normativas y controles apropiados, a fin de evitar incentivos perversos que conduzcan a una mayor deforestación.

También es frecuente observar cómo las recomendaciones de política enumeran una larga lista de cosas importantes, que concluyen en una suerte de impracticable y poco realista “haga todo”, pero no establecen relaciones entre las distintas recomendaciones realizadas ni definen prioridades entre todas ellas.

Probablemente las políticas que deberían tener más alta prioridad son:

- intervenciones que corrijan las fallas del mercado y faciliten la internalización de las externalidades;
- intervenciones que hagan posible ir más allá de leyes simbólicas e ineficaces definiendo medidas y regulaciones aplicables y mutuamente complementarias, con la participación de los actores locales;
- intervenciones que desarrollen capacidades institucionales para analizar y debatir los trade-offs forestales, haciendo posible combinar distintas formas de valoración, dentro y fuera de los bosques, y distintos procedimientos (económicos y regulatorios).

Finalmente, las medidas de política deben ser vistas en perspectiva de mutua retroalimentación:

- unas medidas (como la titulación apropiada) crean las condiciones para que otras medidas puedan ser activadas en forma sucesiva y diferenciada (capital y tecnología para asegurar una intensificación apropiada del uso del suelo, normativas, etc.); pero una medida aislada no basta por sí sola para controlar la deforestación.
- de igual manera, determinados cambios de política económica (por ejemplo, apertura de los mercados) promueven tanto situaciones estimulantes (favorecen una mayor eficiencia) como distorsiones potenciales (el incremento del costo de ciertas especies exóticas puede provocar mayor presión sobre la madera nativa), lo que exige considerar la necesidad de realizar varios tipos de ajustes en cadena, de manera que los unos permitan corregir los excesos de los otros.
- la necesaria retroalimentación afecta también a las relaciones entre las instancias gubernamentales y los distintos niveles de normativa existentes; por ejemplo, las normativas forestales no logran incorporar todavía la riqueza conceptual y el nivel de propuestas de las estrategias nacionales de biodiversidad y desarrollo sostenible.

Referencias bibliográficas

- Acosta-Arias, J. (1994). "Elements for calculating the value of Biological Diversity Losses: The Case of Oil Exploitation at Cuyabeno Reserve in the Ecuadorian Amazonian Region", in Munasinghe, M. and McNeely, J. (Eds.): Protected Areas: Economics and Policy. World Bank - IUCN, Washington.
- Acquatella, J. (2001). Aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental en América Latina y El Caribe: desafíos y factores condicionantes. CEPAL-ECLAC, Santiago de Chile.
- Adger, W.; Brown, K.; Cervigni, R. and Moran, D. (1995). "Total Economic Value of Forests in Mexico". *Ambio*, 24 (5):286-296.
- Aguilera, F. y Alcántara, V. (Eds.) (1994). De la economía ambiental a la economía ecológica. Icaria, Barcelona.
- Alcorn, J. (1989). "An Economic Analysis of Huastec Mayan Forest Management", in Browder, J.O. (Ed.): Fragile Lands of Latin America: Strategies for Sustainable Development, Westview Press, Boulder, pp. 182-206.
- Almeida, O. and Uhl, C. (1995). "Developing a Quantitative Framework for Sustainable Resource-Use Planning in the Brazilian Amazon". *World Development*, 23 (10):1745-1764.
- Altieri, M. (1992). "Desarrollo sostenible y pobreza rural: una perspectiva latinoamericana". *Ruralter*, 10:19-46.
- Anderson, A. and Jardim, M. (1989). "Costs and Benefits of Floodplain Forest Management by Rural Inhabitants in the Amazon Estuary: A Case Study of Açai Palm Production", in Browder, J. (Ed.): Fragile Lands of Latin America: Strategies for Sustainable Development. Westview Press, Boulder, pp. 114-129.
- Anderson, A. and Ioris, W. (1992). "The logic of extraction: resource management and income generation by extractive producers in the Amazon"; in Redford, K. and Padoch, C. (Eds.): Conservation of Neotropical Forests: Working From Traditional Resource Use. Columbia University Press, New York.
- Angelsen, A. and Kaimowitz, D. (1999). "Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models". *World Bank Research Observer* 14 (1):73-98.
- Aragón Castillo, C. (1995). "Viability of the extractive reserves", in Ruiz Murrieta, J. and Pinzón Rueda, R.: Extractive Reserves, pp. 19-36. IUCN-Comission of European Communités-CNPT, Gland, Switzerland.
- Arrow, K.; Solow, R.; Portney, P; Leamer, E.; Radner, R. and Schuman, H. (1993). "Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Panel on Contingent Valuation". *Federal Register* 58 (10):4602-4614.
- Asiedu-Akrofi, D. (1991). "Debt-for-nature swaps: extending the frontiers of innovative financing in support of the global environment". *Int. Lawyer* 25 (3):557-586.
- Aylward, B. and Barbier, E. (1992). What is Biodiversity Worth to a Developing Country? Capturing the Pharmaceutical Value of Species Information. London Environmental Economics Centre Discussion Paper no. 92-05 (November). IIED, London.
- Aylward, B. (1998). "Economic Valuation of the Downstream Hydrological Effects of Land Use Change: Large Hydroelectric Reservoirs". Ph.D. dissertation, Fletcher School of Law and Diplomacy: Medford, in Bishop (1999).
- Aylward, B.; Echeverría, J.; Allen, K.; Mejías, R. and Porras, I. (1999). "Market and Policy Incentives for Livestock Production and Watershed Protection in Arenal, Costa Rica". CREED Working Paper no. 25. IIED: London, in Bishop (1999).
- Azqueta, D. (1994). Valoración económica de la calidad ambiental. Mc Graw-Hill, Madrid.
- Azqueta, D. (2000). "Valoración económica de las funciones del bosque tropical Primario en la Reserva Faunística de Cuyabeno". Documento Metodológico. Ministerio de Ambiente, Quito, Ecuador.

- Azqueta, D. y Ferreiro, A. (Eds.) (1994). Análisis económico y gestión de recursos naturales. Alianza Editorial S.A., Madrid, España.
- Baldoceda-Astete, R. (2001). "Valoración económica del servicio ambiental de captura de CO₂ en la Zona de Neshuya - Curimana (Pucallpa)", en Glave, M. y Pizarro, R. (Eds.): Valoración Económica de la Biodiversidad Biológica y Servicios Ambientales en el Perú. INAENA, IRG and USAID, Lima, Perú, pp. 15-45.
- Balick, M. and R. Mendelsohn (1992). "Assessing the economic value of traditional medicines from tropical forests". *Conservation Biology* 6:128-130.
- Bank for International Settlements (2001). 71st Annual Report, Basel, Junio, tabla V. 4.
- Bank for International Settlements (2002). BIS y FMI, "Globalization: Opportunities and Challenges", *World Economic Outlook*, May 1997, p. 64, Table 15.
- Barbier, E. (1989). *Economics, Natural-Resource Scarcity and Development*. Earthscan Press, London.
- Barbier, E. (1992). "Economics for the wild", in Swanson, T. and Barbier, E. (Eds.): *Economics for the wild. Wildlife, wildlands, diversity and development*, Earthscan Publ., London, pp. 15-33.
- Barbier, E. and Aylward, B. (1996). "Capturing the Pharmaceutical Value of Biodiversity in a Developing Country". *Environmental and Resource Economics* 8 (2):157-181.
- Barbier, E.; Burgess, J. and Folke, C. (1995). *Paradise lost? The ecological economics of biodiversity*, Earthscan Publ., London.
- Barbier, E.; Markandya, A. and Pearce, D. (1990). "Environmental sustainability and cost benefit analysis". *Environment and Planning* 22: 1259-1266.
- Barbier, E. and Strand, I. (1998). "Valuing Mangrove-Fishery Linkages: A Case Study of Campeche, Mexico". *Environmental and Resource Economics* 12 (2):151-166.
- Barrantes, G. (2000). *Curso de Economía Ecológica*. Instituto de Políticas para la Sostenibilidad (IPS), Costa Rica.
- Barrantes, G. (2001). *El Bosque en el Ecuador: una visión transformada para el desarrollo y la conservación*. Comafors, Instituto de Políticas para la Sostenibilidad, GTZ. Quito, Ecuador.
- Barrantes, G. y Castro, E. (1988). *Valoración económica - ecológica del agua en Costa Rica: Internalización del valor de los servicios ambientales*. MINAE, Heredia, Costa Rica.
- Barrantes, G. y Castro, E. (1998). *Valoración económico - ecológica del Recurso Hídrico en la Cuenca Arenal: El agua, un flujo permanente de ingreso*, Heredia, Costa Rica.
- Barrantes, G. y Castro, E. (1999a). "Aportes de la biodiversidad silvestre de las áreas de conservación a la economía nacional". Documento preparado para el Instituto de Biodiversidad como Aportes de la Biodiversidad del SINAC a la economía nacional, Heredia, Costa Rica.
- Barrantes, G. y Castro, E. (1999b). "Generación de Ingresos Mediante el Uso Sustentable de los Servicios Ambientales de la Biodiversidad en Costa Rica". Documento preparado para el Instituto Nacional de Biodiversidad (INBIO) como Aportes de la Biodiversidad del SINAC a la economía nacional, Costa Rica.
- Barrantes G. y Chaves, H. (2000). *Valoración Económica del daño en bosques naturales y costo de restauración. Estudio de Caso: Bosque Húmedo Tropical en Ecuador*. Ministerio del Ambiente, Quito.
- Barrantes, G. y González, R. (2000). *Capacitación y sostenibilidad de activos naturales y sus servicios ambientales*. Heredia, Costa Rica.
- Barzev, R. (2001a). "Guía Metodológica de Valoración Económica de Bienes, Servicios e Impactos Ambientales". *Corredor Biológico Mesoamericano*. (Documento no publicado), Managua, Nicaragua.

- Barzev, R. (2001b). "Estudio de Valoración Económica de la Oferta y Demanda Hídrica del Bosque en que nace la Fuente del Río Chiquito (Finca El Cacao, Achuapa) - Implementación de Mecanismos de Pagos por Servicios Hídricos". Estudio financiado por PASOLAC para la Alcaldía de Achuapa, Managua-Nicaragua.
- Barzev, R. (2001c). "Valoración Económica de los Bienes y Servicios Ambientales de la Reserva del Hombre y Biosfera del Río Plátano". Proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) y el Proyecto Manejo y Protección de la Reserva del Hombre y la Biosfera del Río Plátano, Honduras.
- Baumol, W. and Oates, W. (1988). *The Theory of Environmental Policy* (Second Ed.), Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Bayon, R.; J. Steven Lovink, S. and Veening, W. (2000). *Financing Biodiversity Conservation*. Sustainable Development Department Technical Papers Series, Inter-American Development Bank, Washington.
- Bebbington, A. (1993). "Desarrollo rural sustentable en los Andes. Instituciones locales y uso regional de los recursos en Ecuador", en AA.VV.: *Latinoamérica agraria hacia el siglo XXI*. CEPLAES, Quito, pp. 183-222.
- Beckerman, W. and Pasek, J. (2001). *What Price Posterity? Environmental Ethics for a New Millennium*. Oxford University Press, Oxford.
- Bedoya, E. (1991). *Las causas de la deforestación en la Amazonía peruana: un problema estructural*. CIPA, Lima.
- Bennett, B; Grimes, A.; Alarcon, R.; Loomins, S.; Jahige, P.; Burham, M.; Onthank, K.; Cuenca, W.; Martinez, C.; Neil, D.; Balick, M. y Mendelsohn, R. (1994). *Valoración económica de productos no maderables de un bosque amazónico en el Ecuador*. EcoCiencia, Quito-Ecuador.
- Bishop, J. (Ed.) (1999). *Valuing Forests: A Review of Methods and Applications in Developing Countries*. International Institute for Environment and Development, London.
- Blaikie, P. (1984). *The political economy of soil erosion in developing countries*. Longman, London.
- Borgtoft Pedersen, P. (1994). "Mocora Palm-Fibers: Use and Management of *Astrocaryum standleyanum* (Arecaceae)". Ecuador. *Economic Botany* 48, no. 2:310-25, London.
- Borrini Fayerabend, G. (1997). *Manejo Participativo de Áreas Protegidas: adaptando el método al contexto*. UICN, Gland, Switzerland.
- Bowles, I., Downes, D., Clark, D. and Guerin-McManus, M. (1995). *Encouraging private sector support for biodiversity conservation: the use of economic incentives and legal tools*. Conservation International Policy Papers, Washington.
- Browder, J. (1985). *Subsidies, Deforestation, and the Forest Sector in the Brazilian Amazon*. World Resources Institute. Washington, in Bishop (1999).
- Browder, J. (1988). "The Social Costs of Rain Forest Destruction: A Critique and Economic Analysis of the Hamburger Debate", *Interciencia* 13 (3):115-120, in Bishop (1999).
- Browder, J.; Matricardi, E. and Abdala, W. (1996). "Is Sustainable Tropical Timber Production Financially Viable? A Comparative Analysis of Mahogany Silviculture among Small Farmers in the Brazilian Amazon", *Ecological Economics* (16):147-159.
- Burgoyne, J. (1994). "Stakeholder analysis", in Cassel and Symon (Eds.): *Qualitative Methods in Organizational Research: a practical guide*. Sage, New Delhi, pp. 187-207.
- Burneo, D. (1999). "Alternativas de Financiamiento para el Desarrollo Sustentable". Apunte de Economía. Julio, Banco Central del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Burneo, D. (2000). "Mecanismos para el Levantamiento de Fondos para ONGs", EcoCiencia, Quito (documento no publicado).
- Burneo, D. (2001). "Mecanismos Financieros para la Conservación de la Biodiversidad", en Josse, C. (Ed.): *La biodiversidad del Ecuador. Informe 2000*. Ministerio del Ambiente, EcoCiencia y UICN. Quito, Ecuador, pp. 287-307.

- Burneo, D. (2002). "Propuesta para Implementar una Estrategia de Financiamiento para las Áreas del Distrito Regional No. 9", PROYECTO UDENOR-MAE-BID, Quito-Ecuador.
- Burneo, D. y Albán, M. (2001). "Informe de la Importancia Económica de la Biodiversidad del Ecuador". EcoCiencia, Quito (documento no publicado).
- Cases, O. (1999). "Instrumentos de Financiamiento de las Áreas Protegidas". Documento para discusión. Reunión Internacional de Expertos Sobre Áreas Protegidas Forestales en San Juan, Puerto Rico, 15 al 19 de marzo de 1999.
- Castro, G. and Locker, I. (2000). Mapping Conservation Investments: An Assessment of Biodiversity Funding in Latin America and the Caribbean. Biodiversity Support Program, Washington.
- Castro, G.; Locker I.; Russell, V.; Cornwell, L. y Fajer, E. (2001). ¿Dónde se Invierte en Biodiversidad? Una Evaluación del Financiamiento para la Biodiversidad en América Latina y el Caribe. Biodiversity Support Program, Washington.
<http://www.bsponline.org/bsp/publications>
- Centro de Investigación de la Universidad del Pacífico - CIUP (2001). Boletín del Área de Economía de los Recursos Naturales y del Ambiente 3 (16), Lima, Perú.
- CEPAL - PNUMA (2000). Instrumentos económicos para la gestión ambiental en América Latina y El Caribe. México, CEPAL - PNUMA.
- Chomitz, K. and Kumari, K. (1998). "The domestic benefits of tropical forests: a critical review". The World Bank Research, Observer (13) 1:13-35.
- Churchill, S.; Balslev, H.; Forero, E. and Luteyn, J. (Eds.) (1996). Biodiversity and conservation of neotropical forests. The New York Botanical Garden, New York.
- Comité Nacional Preparatorio del Primer Congreso Latinoamericano de Parques Nacionales y otras Áreas Protegidas (1997). "Informe Nacional. Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Perú. 1997", presentado en el Primer Congreso Latinoamericano de Parques Nacionales y Otras Áreas Protegidas. Santa Marta, Colombia, 21 - 28 de mayo de 1997.
- Conservation International (1989). The debt-for-nature exchange: a tool for international conservation. Washington.
- Contreras, J. (1999). "Las políticas de gobierno y los bosques en cinco países andinos" (Documento de trabajo).
- Corcuera, E., Sepúlveda and Geisse, G. (2002). "Conserving land privately: spontaneous markets for land conservation in Chile", in Pagiola, S., Bishop, J., and Landell-Mills, N., Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. Earthscan Publications Limited, London.
- Costanza, R.; D'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.; Paruelo, J.; Raskin, R.; Sutton, P. and Van den Belt, M. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital". Nature 387:253-260.
- Costanza, R.; D'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.; Paruelo, J.; Raskin, R.; Sutton, P. and Van den Belt, M. (1998). "The value of the World's ecosystem services and natural capital". Ecological Economics (25) 1.
- Creamer, C. (1999). "Resolución de disputas públicas", en P. Ortiz (Ed.): Comunidades y conflictos socio-ambientales. Experiencias y desafíos en América Latina. Quito, Abya-Yala - FTTP/FAO - Comunidades, pp. 417-432.
- DeShazo, J. y Monestel, L. (1998). "Identificación, medición y captura de los beneficios de las Áreas Protegidas en Costa Rica", en Ministerio de Ambiente y Energía y el Banco Mundial de Reconstrucción y Fomento, Capturando y Reinvirtiendo los beneficios económicos de los servicios ambientales y las Áreas Protegidas. San José, Costa Rica.

- Díez Galindo, C. (2001). "Aproximación a la Valoración Económica de la Reserva Nacional Pacaya Samiria", en Glave, M. y Pizarro, R. (Eds.): Valoración Económica de la Biodiversidad Biológica y Servicios Ambientales en el Perú. INAENA, IRG y USAID, Lima, pp. 207-236.
- Dixon, J.; Fallon Scura, L.; Carpenter, R. y Sherman, P. (1994). Análisis Económico de Impactos Ambientales, Edición Latinoamericana. Banco Asiático de Desarrollo, Banco Internacional de Reconstrucción y Desarrollo - Banco Mundial y CATIE, Costa Rica.
- Dixon, J. y Sherman, P. (1990). Economics of Protected Areas: A New Look of Benefits and Costs. East-West Center / Island press, Washington.
- Echavarría, M. (2002a). "Water user associations in the Cauca Valley, Colombia: A voluntary mechanism to promote upstream-downstream cooperation in the protection of rural watersheds". Land-Water Linkages in Rural Watersheds Case Study Series, FAO, Rome.
- Echavarría, M. (2002b). "Financing watershed conservation: the FONAG water fund in Quito, Ecuador", in Pagiola, S.; Bishop, J., and Landell-Mills, N., Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. Earthscan Publications Limited, London.
- ECOLAP/USFQ Biosfera Ltda. (1999). Criterios de Valoración Económica para la Vida Silvestre. Universidad San Francisco de Quito, Quito-Ecuador.
- Ehrenfeld, D. (1988). "Why put a value on biodiversity?", in Wilson, E. (Ed.): Biodiversity. National Academy Press, Washington, pp. 212-216.
- Elton, E. and Gruber, M. (1987). Modern portfolio theory and investment analysis. New York University, Graduate School of Business Administration, John Wiley & Sons Inc., New York.
- Emerton, L. (1998). Usando la Economía para las Estrategias de Biodiversidad y Planes de Acción en África del Este. UICN, Programa de África del Este de la UICN, Programa de Economía y Biodiversidad.
- Emerton, L. (2001). The use of Economic Measures in National Biodiversity Strategies and Action Plans: A review of Experiences, Lessons Learned and Ways Forward. Regional Environmental Economics Programme for Asia. IUCN, Pakistan.
- Ens-news (2001). <http://ens-news.com/ens/aug2001/2001L-08-03-06.html>
- Falconí, F. (2001). "Programa de Economía y Medio Ambiente". Dirección de Planificación. Ministerio de Ambiente-PNUD, Quito-Ecuador.
- Fankhauser, S. (1995). Valuing Climate Change: The Economics of the Greenhouse. Earthscan, London.
- FAO (1990). "The major significance of 'minor' forest products. The local use and value of forests in the West African humid forest zone". Community Forestry Note 6. FAO, Roma.
- FAO (1993). El canje de la deuda externa para promover la conservación de los recursos naturales. Guía FAO: Conservación, N° 23, Roma.
- FAO (1996). El desafío del desarrollo forestal participativo. Hacia una nueva forestería. FAO, Países Bajos-DFPA, Quito.
- FAO (1997). State of the World's Forests. FAO, Rome.
- Farrington, J. and Bebbington, A. (1993). Reluctant partners? Non-governmental organizations, the State and sustainable agricultural development. Routledge, London - New York.
- Ferraro, P. (2001). Protección del hábitat global: las limitaciones de las actividades de desarrollo y los pagos por conservación. San José, CATIE.
- Fierro-Renoy, V. (1994). "Ecuador: Mecanismos de Conversión de Deuda Externa por Proyectos Sociales y Ambientales". Notas Técnicas N° 8, Banco Central del Ecuador.
- Fleming, W. (1983). "Phewa Tal Catchment Management Programme: Benefits and Costs of Forestry and Soil Conservation, in Nepal", in Hamilton, L. (Ed.): Forest and Watershed Development and Conservation in Asia and the Pacific, Westview Press, Boulder.

- Foley, M., Moussa, J. and Verolme, H. (1999). *Addressing the Underlying Causes of Deforestation and Forest Degradation - Case Studies, Analysis and Policy Recommendations*. Biodiversity Action Network, Washington.
- Fondo Mundial para la Naturaleza - WWF (1996). *The Enterprise for the Americas Initiative: Supporting the environment and child survival in Latin America and the Caribbean*. Washington.
- Galvin, T. (2000). "Estimando el Valor Monetario del Turismo en la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno: un análisis de turistas extranjeros, compañías de turismo, comunidades indígenas y el Ministerio del Ambiente". Ministerio del Ambiente, Quito, Ecuador.
- Gammage, S. (1997). *Estimating the Returns to Mangrove Conversion: Sustainable Management or Short Term Gain?* Environmental Economics Discussion Paper No 97-02. International Institute for Environment and Development, London.
- Garrod, G. and Willis, K. (1999). *Economic Valuation of the Environment: Methods and Case Studies*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Gibson, E. and Curtis, R. (1990). "A debt-for-nature blueprint". *Columbia Journal of Transnational Law* 28 (2).
- Gibson, E. and Schrenk, W. (1992). *The Enterprise for the Americas Initiative: a second generation of debt-for-nature exchanges - with an overview of other recent exchange initiatives*. George Washington University, Washington.
- Godoy, R., Lubowski, R. and Markandya, A. (1993). "A method for the economic valuation of non-timber tropical forest products". *Economic Botany* 47 (3):229-223.
- González de Olarte, E. (1995). *Pobreza y medio ambiente en Perú*. Lima, IEP.
- Goodman, D. and Redclift, M. (Eds.) (1991). *Environment and development in Latin America*. Manchester University Press, Manchester.
- Grimes, A.; Loomins, S.; Jahige, P.; Burham, M.; Onthank, K.; Alarcón, R.; Cuenca, W.; Martinez, C.; Neil, D; Balick, M.; Bennett, B. and Mendelsohn, R. (1994). "Valuing the Rain Forest: the Economic Value of nontimber forest production in Ecuador". *Ambio* 23:405-410.
- Gudeman, S. (1986). *Economics as culture. Models and metaphors of livelihood*. Routledge & Kegan Paul, London.
- Hardner, J. (1999). *Measuring the Value of Potable Water in Partially Monetized Rural Communities*, Quito, Ecuador.
- Haugen, C. and Trexler, M. (1995). *Keeping it Green: Tropical Forest Opportunities for Mitigating Climate Change*. Washington: World Resources Institute.
- Hauselmann, P. and Vallejo, N. (2000). "La certificación: un seguro de credibilidad", en AA.VV., *Biocomercio. Estrategias para el desarrollo sostenible en Colombia*. Bogotá, Instituto Humboldt, pp. 309-329.
- Hauselman, P. and Zwahlen, P. (1998). *From Theory to Practice: Incentive Measures in Developing Countries*. World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland.
- Henry, D. and Price, J. (1996). *Integrating conservation and development in Papua New Guinea. A Chevron/World Wildlife Fund case study*, WWF, Washington.
- Holden, S. y Binswanger, H. (2000). "Proceso decisorio en los pequeños agricultores. Imperfecciones de mercado y administración de recursos naturales en países de desarrollo", en E. Lutz (Ed.): *Agricultura y Medio Ambiente: perspectivas sobre el desarrollo rural sostenible*. Banco Mundial, Washington.
- Holling, C. (1986): *Adaptative environmental assessment and management*. Willey, New York.
- Huber, R.; Ruitenbeck, J. and Seroa da Motta, R. (1998). *Market based instruments for environmental policy making in Latin American and The Caribbean*. World Bank discussion paper no. 12.

- Izko, X. (1992). *La última frontera: ecología, política y ritual en el Altiplano Central de Bolivia*. CERES-HISBOL, La Paz.
- Izko, X. (1995). "Intercultural communication and technology in Andean countries", in Singer, M. and Fernandez, J. (Eds.): *The conditions of reciprocal understanding*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 101-161.
- Izko, X. (1996). "Educación ambiental y desarrollo sostenible", en AA.VV., *Sistematización de experiencias de educación ambiental en el Ecuador*. PROBONA-FAO/FTPP-UICN, Quito, pp. 315-330.
- Izko, X. (1997a). "Gente bajo los árboles. El uso sostenible y participativo de los ecosistemas forestales", en AA.VV., *Enfoques participativos para el desarrollo rural*. CAAP-GTZ, Quito, pp. 135-145.
- Izko, X. (1997b). "Manejando presiones: de la degradación ambiental al uso sostenible", en *Memorias del Simposio Latinoamericano sobre Investigación y Extensión Agropecuaria - IESAALIII*. Universidad Agraria La Molina - CIP (texto y CD), Lima.
- Izko, X. (2002). "Pequeños productores, ecosistemas forestales y agro-ecosistemas: combinación de enfoques para el uso sostenible de los bosques", en <http://www.condesan.org/infoandina/foros/bishkek>
- Izko, X. (Ed.) (1998). *Ordenamiento de los recursos forestales, desarrollo sostenible y pobreza rural en Ecuador / Forest land use planning, sustainable development and rural poverty in Ecuador-South America*. PROBONA (IC-UICN), Quito.
- Izko, X. (2000) "Hacia una operativización de la Estrategia Nacional de Desarrollo Sostenible". Informe de consultoría (CD con bases de datos y cartografía). Ministerio del Ambiente-PROBONA-COSUDE, Quito.
- Jacobs, M. (1997). *Economía verde. Medio ambiente y desarrollo sostenible*. TM-Uniandes, Bogotá.
- Jäger, M.; García Fernández, J.; Cajal, J.; Burkart, R. y Riegelhaupt, E. (2001). "Valoración Económica de los Bosques: Revisión, Evaluación, Propuestas". Consultoría realizada por FUCEMA para la Oficina Regional para América del Sur de UICN.
- Jiménez Herrero, L. (2000). *Desarrollo sostenible. Transición hacia la co-evolución global*. Pirámide, Madrid.
- Kaimowitz, D. y Sunderlin, W. (2000). "Políticas públicas para reducir la deforestación inapropiada en los trópicos", en Lutz, E. (Ed.): *Agricultura y Medio Ambiente: perspectivas sobre el desarrollo rural sostenible*. Banco Mundial, Washington.
- Kaiser, J. and Lambert, A. (1996). *Debt Swaps for Sustainable Development: A Practical Guide for NGOs*. IUCN - The World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Keipi, K. (Ed.) (2000). *Políticas forestales en América Latina*. BID, Washington.
- Kirkby, J.; O'Keefe, P. and Timberlake, L. (Eds.) (1995). *The Earthscan reader in Sustainable Development*. Earthscan Publ., London.
- Kishor, N. and Constantino, L. (1994). *Economic Incentives and Forest Conservation in Costa Rica. Latin American and Caribbean Region*. Environment Division, Technical Department, World Bank, Washington.
- Kumari, K. (1995). "An Environmental and Economic Assessment of Forest Management Options: A case study in Malaysia". *Environmental Economics Series 26*. Banco Mundial, Washington.
- Laarman, J. (2000). "Políticas gubernamentales que afectan a los bosques en América Latina", en Keipi, K. (Ed.): *Políticas forestales en América Latina*. BID, Washington, pp. 13-44.
- Leff, E. y Carabias, J. (Coord.) (1993). *Cultura y manejo sustentable de los recursos naturales*. Vol. II. UNAM, México.

- Long, N. and Long, A. (Eds.) (1992). *Battlefields of knowledge: the interlocking of theory and practice in social research and development*. Routledge, London.
- Lopez, R. (1997). "Demand-based Mechanisms to Finance the 'Green' Environment in Latin America", in *Finance for Sustainable Development: The Road Ahead*. United Nations DPCSD, New York.
- Lovejoy, T. (1984). "Aid debtor nations ecology". *The New York Times*, 4 de octubre de 1984 (A31).
- Lutz, E.; Pagiola, S. y Reiche, C. (1999). "Costos y beneficios de la conservación de suelos en Centroamérica y El Caribe", en Lutz, E. (Ed.): *Agricultura y Medio Ambiente: perspectivas sobre el desarrollo rural sostenible*. Banco Mundial, Washington.
- MacArthur, J. (1997). "Stakeholder Analysis in Project planning: Origins, Applications and Refinements of the Method". *Project Appraisal* 12 (4):251-265.
- Mattos, M. and Uhl, C. (1994). "Economic and ecological perspectives on ranching in the Eastern Amazon". *World Development* 22 (2):145-158.
- Markandya, A. and Richardson, J. (Eds.) (1993). *The Earthscan reader in environmental economics*. Earthscan, London.
- Martínez-Alier, J. (1993). *De la Economía Ecológica al Ecologismo Popular*. ICARIA Editorial. Segunda Edición, Barcelona 1994.
- Max-Neef, M. (1991). *Human scale development: conception, application and further reflections*. Apple Press, London - New York.
- May, P.; Veiga Neto, F.; Dewnardin, V. and Loureiro, W. (2001). *The ecological value added tax: municipal responses in Paraná and Minas Gerais, Brazil*.
- May, P.; Veiga Neto, F.; Dewnardin, V. and Loureiro, W. (2002). "Using fiscal instruments to encourage conservation: municipal responses to the ecological value-added tax in Paraná and Minas Gerais, Brazil", in Pagiola, S., Bishop, J., and Landell-Mills, N., *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan Publications Limited, London.
- McNeely, J. (1988). *Economics and biological diversity: developing and using economic incentives to conserve biological resources*. IUCN, Gland, Switzerland.
- McNeely, J. (1989). "How to pay for conserving biological diversity". *Ambio* 18 (6):308-313.
- McNeely, J. (1997). *Conservation and the future: trends and options toward the year 2025*. IUCN, Gland, Switzerland.
- McNeely, J. and Weatherly, W. (1995). *Investing in Biodiversity Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Melnyk, M. and Bell, N. (1996). "The direct use values of tropical moist forest foods: the Huottuja (Piaroa). Amerindians of Venezuela". *Ambio* 25:468-72.
- Ministerio del Ambiente de México (1999). *Indications économiques pour la protection des espèces de la vie sauvage au Mexique: le cas de l'espèce "Ovis canadensis"*. Ministerio del Ambiente, México.
- Moran, D. and Moraes, A. (1995). "Complex goods and contingent values: valuing uncertainty environmental change in the pantanal". *Proceedings of the SCOPE Workshop on Integrated Adaptative Ecological Modelling, Pantanal, 5-7 de noviembre*, en *Manual para valoración económica de recursos ambientales*, de Ronaldo Seroa da Motta (1998).
- Moran, D. and Pearce, D. (2000). *Handbook on the applied valuation of biological diversity*. OECD, Working Party on Economic and Environmental Policy. Integration Working Group on Economic Aspects of Biodiversity (first draft). OECD, Paris.
- Mukherjee, M. (1992). *How can debt swaps be used for development?* World Bank Working Paper WP5895. Banco Mundial, Washington.

- Myers, N. (1996). "Perverse subsidies". Paper presented at IUCN Workshop on Economics of Biodiversity Loss, Gland, Switzerland.
- Naciones Unidas (1999). Global Environmental Outlook-GEO 2000. Environment Programme. Nairobi, Kenya. <http://www.unep.org/Geo2000/>
- Nepstad, D. and Schwartzman, S. (1992). Non-Timber Products from Tropical Forests. Evaluation of a Conservation and Development Strategy. Bronx, New York. The New York Botanical Garden.
- Norton, B. (1988). "Commodity, amenity and morality: the limits of quantification in valuing biodiversity", in Wilson, E. (Ed.): Biodiversity. National Academy Press, Washington, pp: 200-205.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico-OCDE (1991). Environmental indicators. Paris.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico-OCDE (1994). Managing the environment: the role of economic instruments. Paris.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico-OCDE (1999a). Economic globalization and the Environment. Paris.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico-OCDE (1999b). Handbook of incentive measures for biodiversity. Design and implementation, Paris.
- Ortiz, R; Ramirez, O. and Finegan, B. (1998). CO2 Mitigation Service of Costa Rica Secondary Forests as Economic Alternative for joint Implementation Initiatives. San José, Costa Rica.
- Ottens, B. (2000). "Estudio de mercado sobre productos no maderables (PNNM)", en AA.VV., Biocomercio. Estrategias para el desarrollo sostenible en Colombia. Bogotá, Instituto Humboldt, pp. 1-43.
- Pacheco, P. y Kaimowitz, D. (1998). Municipios y gestión forestal en el trópico boliviano. La Paz, CIFOR-CEDLA-TIERRA-BOLFOR.
- Painter, M. and Durham, J. (Eds.) The social causes of environmental destruction in Latin America. The University of Michigan Press, Michigan.
- Panayotou, T. (1997). Instruments of change. UNEP - Earthscan Publ., London.
- Paniagua, A. (2000). "Canjes de Deuda Bilateral por Naturaleza: Apuntes Generales y Experiencia de Profonanpe". Taller Desarrollo de Mecanismos Financieros para Áreas Protegidas en Ecuador y la Amazonía Brasileira, Galápagos, junio de 2000. PROFONANPE, Lima.
- Pearce, D. (1990). An economic approach to saving the tropical forests. University of Oxford and Oxford Economic Research Associates, London.
- Pearce, D. (1993). Economic values and the natural world. London, Earthscan Publ.
- Pearce, D. (1996). "Can non-market values save the world's forests?" Paper presented at the International Symposium on the Non-market Benefits of Forestry, organized by the Forestry Commission, Edinburgh.
- Pearce, D. (1998). "Auditing the Earth". Environment 23:25-28.
- Pearce, D. and Moran, D. (1995). The economic value of biodiversity. IUCN-Earthscan Publ., London.
- Pearce, D. and Moran, D. (2000). Handbook on the applied valuation of biological diversity. OECD, Working Party on Economic and Environmental Policy. Integration Working Group on Economic Aspects of Biodiversity (first draft). OECD, Paris.
- Pearce, D. and Moran, D. (2001). The Value of Biological Diversity: a Handbook. OECD, Paris.
- Pearce, D. and Puroshothaman, S. (1992). Protecting Biological Diversity: The Economic Value of Pharmaceutical Plants. Global Environmental Change Working Paper 92-27. CSERGE, UEA y UCL, London.

- Pearce, D. and Turner, R. (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- Perrings, C. (1995). "The Economic Value of Biodiversity", in *UNEP: Global Biodiversity Assessment*. CUP, Cambridge, UK.
- Peters, C., Gentry, A. and Mendelsohn, R. (1989) "Valuation of an Amazonian Rainforest". *Nature* 339 (June):655-656.
- Pimentel, D. (1997). "Special Section: Forum on Valuation of Ecosystem Services: Economic Benefits of Natural Biota". *Ecological Economics* 25 (1), April 1998.
- Pinedo-Vasquez, M.; Zarin, D. and Jipp, P. (1992). "Economic Returns from Forest Conversion in the Peruvian Amazon". *Ecological Economics* (6): 163-173.
- Portilla, C. (2001). "Valoración Económica Total del Bosque de Protección de la Cordillera Escalera-San Martín", en Glave, M. y Pizarro, R. (Eds.): *Valoración Económica de la Diversidad Biológica y Servicios Ambientales en el Perú*, INAENA, IRG y USAID, Lima, pp. 237-284.
- Posey, D. (1996). *Traditional resource rights*. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Prakash, S. (1997). "Poverty and environment. Linkages in mountains and uplands: reflections on the 'poverty trap' thesis". CREED working paper series 12. IIED - IVM, London.
- PROFAFOR (2001). *Cero Carbono*, N° 5, Julio. Quito, Ecuador.
- Pye Smith, Ch. and Borrini Feyerabend, G. (1996). "What next"?, in Kirkby, J.; O'Keefe, P. and Timberlake, L.I. (Eds.): *The Earthscan reader in Sustainable Development*. Earthscan Publ., London, pp. 303-308.
- Ramos, A. (1999). "Biocomercio: a path towards sustainable development". *European Tropical Forest Research Network News, Special Issue on Innovative Financing Mechanisms for Conservation and Sustainable Forest Management*, 35:21-23
- Randall, A. (1991). "The value of biodiversity". *Ambio* 20 (2):64-68.
- Reid, D. (1995). *Sustainable development. An introductory guide*. Earthscan Publ., London.
- Resor, J. (1993). "Bulgaria: debt-for-nature-swaps potential and opportunity". Project No. PD91.05-05, *Biological Diversity Support Programme*, Washington.
- Resor, J. (1997). "Canje de deuda por naturaleza: las experiencias de un decenio y nuevas orientaciones para el futuro" <http://www.fao.org/docrep/w3247s/w3247s06.htm>
- Ricaldi Arévalo T. (Comp.) (1999). *Una nueva mirada a la ecología humana*. UNESCO-CE-SU/UMSS, Cochabamba.
- Richards, M. (1997). "The potential for economic valuation of watershed protection in mountainous areas: a case study from Bolivia". *Mountain Research and Development* 17 (1):19-30.
- Ricker, M. y Daly, D. (1998). *Botánica Económica en Bosques Tropicales: Principios y Métodos para su Estudio y Aprovechamiento*. Editorial Diana, México.
- Richards, M. (1997). "The potential for economic valuation of watershed protection in mountainous areas: a case study from Bolivia". *Mountain Research and Development* 17 (1):19-30.
- Richards, M. and Moura Costa, P. (1999). Can Tropical Forestry be Made Profitable by 'Internalising the Externalities'? *Natural Resource Perspectives* 46, Overseas Development Institute, London.
- Roy, B. (1985). "Méthodologie multicritere d'aide à la decision". *Economica*, Paris.
- Rubino, M.; Propper de Callejon, D. and Llent, T. (2000). *Biodiversity and Business in Latin America*. Discussion Paper, Environmental Projects Unit, International Finance Corporation, Washington.
- Rudel, T. and Horowitz, B. (1993). *Tropical deforestation and land clearing in the Ecuadorian Amazon*. Columbia University Press, New York.
- Ruiz Murrieta, J. y Pinzón, R. (Eds.) (1995). *El extractivismo en América Latina*. Comisión de las Comunidades Europeas - UICN, Gland, Switzerland.

- Ruiz Pérez, M.; Sayer, J. and Cohen, S. (1993). Extractive reserves, IUCN-Commission of European Communities-CNPT, Gland, Switzerland.
- Ruiz Pérez, M. and Arnold, J. (Eds.) (1996). Current issues in non-timber forest products research. CIFOR Bogor, Indonesia.
- Ruiz Pérez, M. (1997). "Use of non timber products in Latin America: an overview", in Crafter, S.A.; Awinbo, J. and Broekhoven, A.J., Non-timber Forest Products. Value, use and management issues in Africa, including examples from Latin America. IUCN- European Union, Gland, Switzerland., pp. 113-118.
- Schwartzman, S. (1989). "Extractive Reserves: The Rubber Tapper's Strategy for Sustainable Use of the Amazon Rainforest", in Browder J. (Ed.): Fragile Lands of Latin America: Strategies for Sustainable Use of the Amazon Rainforest, Westview Press, Boulder, Colorado, pp. 150-163.
- Sedjo, R. and Lyon, K. (1990). The Long-Term Adequacy of World Timber Supply. Resources for the Future, Washington.
- Sedjo, R. (1999). Potential for Carbon Forest Plantations in Marginal Timber Forests; The Case of Patagonia, Argentina. Resources for the Future Discussion Paper, 99-27, Washington.
- Sen, A. (1992). Inequality reexamined. Harvard University Press, Cambridge, USA.
- Seroa da Motta, R. (1998). Manual para valoración económica de recursos ambientales. Ministerio de Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos y da Amazonía, Brasília.
- Seroa da Motta, R. (2000). "Forestry taxes and fiscal compensation in Brazil", in Rietbergen-McCracken, J. and Abaza, H., Economic Instruments for Environmental Management: A Worldwide Compendium of Case Studies. United Nations Environment Programme, Nairobi and Earthscan Publications Limited, London.
- Sher, M. (1993). "Can lawyers save the rainforest? Enforcing the second generation of debt-for-nature swaps". The Harvard Environmental Law Review, 17 (1).
- Sierra, R. (2000). Análisis de las condiciones regionales de conservación local y biodiversidad. Estrategia Nacional de Biodiversidad. Ministerio del Ambiente, Quito.
- Silberberg, E. (1990). The Structure of Economics: A Mathematical Analysis. Mc Graw Hill, Mexico.
- Simpson, D.; Sedjo, R. and Reid, J. (1999). "Valuing Biodiversity: An Application to Genetic Prospecting". Journal of Political Economy 104 (1):163-185.
- Sizer, N. (1999). Opportunities to save and sustainable use the world's forests through international cooperation. WRI, Washington.
- Southgate, D. (1992). "The Economics of Agricultural Land Clearing in North-western Ecuador." Mimeo, Instituto de Estrategias Agropecuarias: Quito, Ecuador.
- Southgate, D. (1998). Tropical forests conservation: an economic assessment of the alternatives in Latin America. Oxford University Press, Oxford.
- Southgate, D. and Macke, R. (1989). "The downstream benefits of soil conservation in Third World hydroelectric watersheds". Land Economics 65 (1).
- Sorensen, M.; Barzetti, V.; Keipi, K. y Williams, J. (1998). Manejo de las áreas verdes urbanas. Inter-American Development Bank. Sustainable Development Department. Environment Division. Washington, 63 pp.
- Spergel, B. (1995). Trust funds for conservation. WWF, Washington.
- Spergel, B. (1996). Belize's protected areas conservation trust: a case study. WWF, Washington.
- Stedman-Edwards, P. (1998). Root Causes of Biodiversity Loss: An Analytical Approach. Macroeconomics Program, WWF - World Wide Fund for Nature, Washington.
- Stonich, S. (1993). "I am destroying the land". The political ecology of poverty and environmental destruction in Honduras. Westview Press, Boulder-San Francisco-Oxford.
- Swanson, T. (2000). Global Action for Biodiversity. Earthscan Publications - IUCN, London.

- Tello Fernandez, H. (2002). "Valoración Económica de la Diversidad Biológica en el Área de Influencia de la Carretera Iquitos-Nauta", en Glave, M. y Pizarro, R. (Eds.): Valoración Económica de la Diversidad Biológica y Servicios Ambientales en el Perú, INAENA, IRG y USAID, Lima, pp. 311-350.
- The Nature Conservancy (TNC) (2000). Planificación Financiera a largo plazo para parques y Áreas Protegidas. Arlington, Virginia, USA.
- Tobías, D. and Mendelsohn, R. (1991). "Valuing Ecotourism in a Tropical Rain-Forest Reserve". *Ambio* 20 (2):91-99.
- Tognetti, S. (2001). "Creating Incentives for River Basin Management as a Conservation Strategy? A Survey of the Literature and Existing Initiatives". Report prepared for Ecoregion Conservation Strategies Unit, Innovative Landscapes Track, WWF-US, Washington.
- Totten, M. (1999). Getting it Right: Emerging Markets for Storing Carbon in Forests. World Resources Institute, Washington DC.
- Uhl, C., Veríssimo, A., Barreto, P. y Tarifa, R. (1992). "A evolução da fronteira amazônica: oportunidades para um desenvolvimento sustentável". (Title in English: "The evolution of the Amazonian frontier: opportunities for sustainable development"), en *Pará Desenvolvimento*, IDESP, June (special edition): 13-31.
- Umaña A. y Pérez, C. (1996). El Financiamiento del Desarrollo Sustentable. Centro Latinoamericano de Competitividad y Desarrollo Sostenible, Incae, Alajuela, Costa Rica.
- United Nations (1999). Global Environmental Outlook-GEO 2000, Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Uquillas, J. and Pichón, F. (1995). Rural poverty alleviation and improved natural resources management through participatory technology development in Latin America's risk-prone areas. World Bank, Washington.
- Urrutia, J. (Coord.) (1995). Formas de comunicación y toma de decisiones en comunidades campesinas. FAO, Abya Yala, Quito.
- Villar Gómez, L. (2001). Tasas de Interés y Flujos Internacionales de Capital, Banco de la República, Colombia.
- Vogel, J. (1997). "The Successful Use of Economic Instruments to Foster Sustainable Use of Biodiversity: Six Case Studies from Latin America and the Caribbean". *Biopolicy Journal*, Vol. 2, Paper 5. White Paper, final report, Commissioned by the Biodiversity Support Program on behalf of the Inter-American Commission on Biodiversity and Sustainable Development, for the Summit of the Americas on Sustainable Development, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, December 6-8, 1996.
- Wilson, E. (1992). *The Diversity of Life*. W.W. Norton & Company, New York - London.
- Windevoxhel, N. (1992). "Valoración Económica Parcial de los Manglares de la Región II de Nicaragua", Tesis de Magister Scientiae, Turrialba, Costa Rica, en Emerton, L. (2001).
- Woon, W. and Poh, L. (1998). The Economic Value of *Parkia Speciosa* (Petai) in Peninsular Malaysia. Forestry Department Peninsular Malaysia/Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur.
- World Bank (1995). The multilateral debt facility for heavily indebted poor countries. Washington.
- World Bank (1996). The World Bank Participation Sourcebook, Washington.
- World Development Indicators (2001). http://publications.worldbank.org/e-commerce/catalog-product-detail.product_id=226201
- World Resources Institute (WRI) (2000). "Almacenando carbono". <http://www.wri.org/wr2000esp/5c.html>
- Wunder, S.; Laso, E. y Guerrón, F. (1996). Los caminos de la madera. Una investigación de los usos domésticos y comerciales de los productos de la madera, y su relación con el proceso de deforestación. PROBONA (IC - UICN), Quito.
- Wunder, S. (2000). The dynamics of deforestation in Ecuador. McMillan Press, London.
- WWF - UICN (1996). Forests for life. The WWF/UICN Forest Policy Book. WWF-IUCN, Gland, Switzerland.
- Yparraguirre Lázaro, J. (2001). "Valoración Económica del Daño Ambiental Ocasionado por el Derrame de Petróleo en la Localidad de San José de Saramuro - Loreto", en Glave, M. y Pizarro, R. (Eds.): Valoración Económica de la Diversidad Biológica y Servicios Ambientales en el Perú, INAENA, IRG y USAID, Lima, pp. 439-471.