

Ferramentas para Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos

Xavier Izko / Diego Burneo



Ferramentas para Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos

Xavier Izko
Diego Burneo

Programa de Conservação de Bosques
Escritório Regional para a América do Sul • UICN-Sur

União Mundial para a Natureza Escrotório Regional para a América do Sul • UICN-Sur

A Unión Mundial para la Natureza (UICN) foi criada em 1948. Ela reúne Estados soberanos, agências governamentais e uma diversa gama de organizações não governamentais em uma aliança única: mais de 935 membros disseminados em 138 países.

A Missão da UICN é “influir, alentar e ajudar as sociedades no mundo todo a conservarem a integridade e a diversidade da natureza, e assegurar que qualquer utilização dos recursos naturais seja feita de maneira equitativa e ecologicamente sustentável”.

Sua Visão é “um mundo justo que conserva e valoriza a natureza”.

Desde sua fundação, a UICN vem desenvolvendo instrumentos de utilidade na gestão dos recursos naturais, como é o caso das listas vermelhas de espécies ameaçadas e as categorias de áreas protegidas; realizou foros de discussão que promovem o diálogo entre governos e sociedade civil com relação ao desenvolvimento sustentável; ajudou mais de 50 países a elaborar e executar suas estratégias de biodiversidade; contribuiu para a preparação e implementação dos principais convênios internacionais sobre conservação do meio ambiente, entre outras ações. Suas operações descentralizam-se de maneira crescente, e uma rede de oficinas regionais e nacionais em contínua expansão as leva a cabo, principalmente nos países em vias de desenvolvimento.

A Oficina Regional para a América do Sul, UICN-Sur, implementa e coordena atividades com cerca de 90 organizações governamentais e não governamentais e com aproximadamente mil especialistas de comissões nos temas de: comunicação e educação, direito ambiental, áreas protegidas, sobrevivência de espécies, ecossistemas e temas de economia, política e sociedade.

Programa de Conservação de Bosques Escrotório Regional para a América do Sul • UICN-Sur

O Programa de Conservação de Bosques promove a conservação, uso sustentável e, onde seja necessária, a recuperação dos ecossistemas florestais na América do Sul. Em consulta com os membros da UICN, o Programa identificou o seguinte objetivo específico:

“Impulsionar ações políticas, de monitoração e valoração de ecossistemas de bosques que contribuam para deter os processos de degradação da vegetação nativa e incentivar a distribuição equitativa da ampla gama de bens e serviços que estes ecossistemas provêem”.

Ferramentas para Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos

Xavier Izko
Diego Burneo

Programa de Conservação de Bosques
Escritório Regional para a América do Sul • UICN-Sur

Os pontos de vista expressados nesta publicação não refletem necessariamente os da União Mundial para a Natureza – UICN, a menos que seja indicado o contrário.

Os autores desta publicação são responsáveis pelas informações contidas neste livro.

Esta publicação foi possível graças ao financiamento do Comitê Holandês da UICN e da Agência Suíça para o Desenvolvimento e a Cooperação – COSUDE.

Publicado pela UICN, Escritório Regional para a América do Sul, com o incentivo de:



Direitos Reservados: 2003 União Mundial para a Natureza, Escritório Regional para a América do Sul.

A reprodução total ou parcial desta publicação está autorizada para fins educativos e outros fins não comerciais desde que a fonte seja citada.

É proibido reproduzir esta publicação para venda ou outros fins comerciais sem a prévia permissão por escrito do responsável pelos direitos autorais.

Citação: Izko, Xavier e Burneo, Diego (2003). Ferramentas para a Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos. UICN-Sur.

Autores: Xavier Izko e Diego Burneo
Edição: Marta Andelman e Javier García Fernández
Apoio e assessoria técnica: Lucy Emerton
Coordenação Geral: Álvaro Luna Terrazas
Desenho e Diagramação: Byron Alvarez
Tradução ao Português: Ana Paula Gomes
Revisão da Tradução: Álvaro Luna Terrazas
Impressão: Imprenta Ramírez
Fotografia: Pete Oxford e Rodolfo Burkart
Distribuição: Escritório Regional para a América do Sul – UICN-Sur
Av. De los Shyris 2680 e Av. Gaspar de Villarroel
Edif. Mita – Cobadelsa, PH
Quito – Equador
Tel.: 593 2 2261075
e-mail: samerica@sur.iucn.org
Página Web: www.sur.iucn.org
Direitos do Autor: 016995
ISBN: 9978424709

índice geral

AGRADECIMENTOS	xi
GLOSSÁRIO	xii
PREFÁCIO	xiii
INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO I – MÉTODOS DE VALORAÇÃO DOS ECOSISTEMAS FLORESTAIS	11
1. Economia e ambiente	13
2. Tipos de valor e valor econômico total	15
2.1. Tipos de valor	15
2.2. Valor econômico total	17
3. Bens e serviços ambientais do bosque	19
3.1. Influência do âmbito geográfico na valoração dos bosques	19
3.2. Dos “estoques” e funções aos bens e serviços	20
3.2.1. Bens florestais	21
3.2.2. Serviços econômico-ambientais do bosque	24
4. Técnicas para a valoração ambiental dos bosques	27
4.1. Análise custo-benefício	28
4.2. Classificação dos procedimentos de valoração ambiental	30
4.2.1. Técnicas baseadas em valores de mercado	30
4.2.2. Técnicas nas quais os gastos atuais ou potenciais são utilizados para valorar custos	35
4.2.3. Métodos baseados em preferências reveladas	38
4.2.4. Métodos baseados em preferências declaradas	44
4.2.5. Métodos adicionais de valoração	48
5. Conclusões	56
CAPÍTULO II – A ATIVAÇÃO DO VALOR. DA ABORDAGEM PLURAL DE MÉTODOS DE VALORAÇÃO À ELABORAÇÃO DE POLÍTICAS E INCENTIVOS	59
1. Fluxos ecológicos e processo de valoração	61
2. Pequenos produtores, ecossistemas florestais e agro-ecossistemas: combinação de enfoques para o uso sustentável dos bosques	64
2.1. Ecossistemas florestais e lógicas produtivas	64
2.2. Insustentabilidade ecológica, economia e pobreza rural	66
3. Incentivos para a conservação dos ecossistemas florestais	73
3.1. Como implementar as medidas de incentivo – incentivos contextuais	75
3.1.1. Uma premissa importante: o público e o privado	75
3.1.2. Elementos necessários para implementar incentivos	75
3.1.3. A participação e as culturas institucionais	77
3.2. Custos de transação	82
3.3. O processo de implementação	83
3.4. Análise das diferentes medidas de incentivos	84
3.4.1. Incentivos econômicos: fazendo o mercado trabalhar a favor dos bosques	84
3.4.2. Reforma ou remoção de incentivos perversos	87
3.5. Regulamentações e fundos. Os governos como asseguradores da biodiversidade	88
3.5.1. Padronizações, regulamentações e restrições de acesso	88
3.5.2. Fundos ambientais e financiamento público	89
4. Manejando a complexidade. Combinações de métodos de valoração e de medidas de incentivo para se alcançar o uso sustentável	90

CAPÍTULO III – FINANCIAMENTO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DOS BOSQUES	93
1. Introdução	95
2. Recursos provenientes da cooperação e fundos internacionais	97
3. Conversão de dívida externa	98
4. Fundos fiduciários para o desenvolvimento e fundos privados de capital de risco	101
4.1. Fundos fiduciários	101
4.2. Fundos privados	103
5. Financiamento estatal	105
6. Negação de serviços ambientais como mecanismo de obtenção de recursos	106
6.1. Mecanismos de desenvolvimento limpo	106
6.2. Oferta e qualidade da água	108
6.3. Produção e proteção de biodiversidade	110
6.4. Beleza cênica	111
6.5. A titulação de ativos ambientais	112
7. Outras fontes de financiamento que podem fortalecer a captação de fundos	113
CAPÍTULO IV – NORMAS E POLÍTICAS FLORESTAIS SUL-AMERICANAS	115
1. Análise por país	117
2. Algumas conclusões relevantes	130
CONSIDERAÇÕES FINAIS	137
BIBLIOGRAFIA	143

índice de quadros

CAPÍTULO I

Quadro I.1.	Referência à economia no Convênio Sobre Diversidade Biológica	14
Quadro I.2.	Tipos de valores florestais	16
Quadro I.3.	Funções ecossistêmicas e serviços ambientais do bosque	20
Quadro I.4.	Fluxograma para selecionar o método de valoração econômica de bens, serviços e impactos ambientais	47
Quadro I.5.	Resumo dos métodos de valoração econômica	52

CAPÍTULO II

Cuadro II.1.	O processo de valoração	63
Cuadro II.2.	Matriz de substituição de recursos	72
Cuadro II.3.	Incentivos que estimulam o uso sustentável e a conservação dos ecossistemas florestais	74
Cuadro II. 4.	Taxas ambientais	85
Cuadro II. 5.	Reforma ou remoção de incentivos perversos	88
Cuadro II. 6.	Vantagens e desvantagens das regulamentações e restrições de acesso	89

CAPÍTULO III

Cuadro III.1.	Síntese sobre a valoração econômica e incentivos nas leis e políticas sul-americanas	128
---------------	--	-----

Em memória daquele que foi um grande amigo,
por sua qualidade humana, sua dedicação,
coerência e perseverança na luta para
a conservação dos recursos naturais,
Javier García Fernández

agradecimentos

Agradecemos a todas as pessoas e instituições que colaboraram e tornaram possível a publicação de Ferramentas para a Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos. Algumas tiveram uma vinculação direta com a equipe consultora encarregada da elaboração do documento e muitas outras colaboraram com seus artigos, sua informação e suas opiniões – um material de grande qualidade. Tornamos público nosso especial reconhecimento:

Ao Comitê Holandês da UICN, que contribuiu com os fundos para a produção deste valioso documento, e que sem tal incentivo e confiança, teria sido impossível alcançar esta conquista.

Aos autores Xavier Izko e Diego Burneo, cujos esforços foram muito significativos na recopilación de informação, de experiências, de lições aprendidas e de melhores práticas para apresentá-las num âmbito de trabalho sistemático, e demonstrar como as ferramentas de valoração econômica podem contribuir para o fortalecimento da conservação e manejo florestal sustentável.

A Lucy Emerton, quem durante todo o projeto nos ofereceu sua direção, assessoria técnica e experiência no trabalho de valoração econômica.

Aos membros da UICN que contribuíram com textos e informação, a EcoCiência e FUCEMA, por suas valiosas recomendações desde o início do processo.

A instituições governamentais, ONGs, Comitês Nacionais e Membros da UICN-Sur que tornaram possível o trabalho de recopilación da legislação florestal dos países da América do Sul, informação de grande utilidade para a elaboração deste trabalho.

Àqueles que deram sua significativa contribuição na Oficina Regional de Validação da proposta e em consultas diretas colaborando efetivamente: 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, Cecília Amaluisa e Carlos Irrazábal.

Aos editores da publicação, Marta Andelman e Javier García Fernández, que colocaram toda sua capacidade e paciência para o êxito desta empresa. Lamentavelmente, nosso reconhecido membro ativo e amigo da UICN, Javier García Fernández, faleceu antes de realizada a edição desta publicação, sem ter visto concretizado o resultado final deste esforço que ganhou vida graças à sua ampla visão e contínuo impulso sobre o processo realizado.

À toda a equipe da oficina da UICN-Sur, que contribuiu com suas sugestões e ânimo, em particular a Mercedes Morales, por sua assistência para a publicação. Ao Programa de Conservação de Bosques da União Mundial para a Natureza (UICN), e a Álvaro Luna Terrazas, quem fez a coordenação geral do processo de gestação, elaboração, consulta e publicação deste livro; assim como a Bertha Sotomayor e Consuelo Espinosa, pela assistência geral em todo o projeto.

Escritório Regional para a América do Sul UICN-Sur

glossário

BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
BM	Banco Mundial
CAF	Corporación Andina de Fomento (Corporação Andina de Fomento)
CDM	Clean Development Mechanism (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo)
CFI	Corporação Financeira Internacional
CI	Conservation International (Conservação Internacional)
CQMC	Convenção Quadro em Mudança Climática (United Nations Framework Convention on Climate Change)
DAP	Disponibilidade a pagar
DAA	Disponibilidade a aceitar
DMC	Decisão de Múltiplos Critérios
EEAF	Environmental Enterprises Assistance Fund
AMMAP-Q	Empresa Municipal de Água Potável de Quito (Equador)
EPA	Environmental Protection Agency (EUA) Agência de Proteção ao Meio Ambiente
EPBAS	Environmental Priority Business Advisory Services
ER&D	Environmental R&D Capital Corporation
ETAPA	Empresa de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado (Cuenca, Equador) (Empresa de Telefonia, Água Potável e Rede de Esgotos)
EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory (Canadá)
FAN	Fondo Ambiental Nacional (Equador) (Fundo Nacional do Meio Ambiente)
FACE	Forest Absorbing Carbon Dioxide Emission
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
FNMA	Fundo Nacional do Meio Ambiente (Brasil)
FONABOSQUE	Fondo Nacional para el Desarrollo Forestal (Fundo Nacional para o Desenvolvimento Florestal) (Bolívia)
FONAG	Fondo de Agua (Fundo de Água) (Quito, Equador)
FONAMA	Fondo Nacional para el Medio Ambiente (Fundo Nacional para o Meio Ambiente) (Bolívia)
FSC	Forest Stewardship Council (Conselho de Manejo Florestal)
GEE	Gases de Efeito Estufa
GEF	Global Environmental Fund (Fundo do Meio Ambiente Mundial)
INBio	Instituto Nacional de Biodiversidad (Instituto Nacional de Biodiversidade) (Costa Rica)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima)
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MFS	Manejo Florestal Sustentável
MVC	Método de Valoração Contingente
PFNM	Produtos Florestais Não Madeireiros
OCDE	Organisation for Economic Co-operation and Development (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico)
PNDF	Plan Nacional de Desarrollo Forestal (Plano Nacional de Desenvolvimento Florestal) (Colômbia)
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PROFAFOR	Programa Face de Forestación en Ecuador (Programa Face de Florestamento no Equador)
PROFONAMPE	Fondo Nacional para Áreas Naturales Protegidas por el Estado (Fundo Nacional para Áreas Naturais Protegidas pelo Estado) (Peru)
TNC	The Nature Conservancy
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
VET	Valor Econômico Total
WRI	World Resources Institute
WWF	World Wild Fund (Fundo Mundial para a Natureza)

prefácio

Duas das preocupações mais prementes que enfrentamos atualmente são como manejar os ecossistemas naturais de forma sustentável ao mesmo tempo em que asseguramos as necessidades econômicas das populações e países que acumulam e manejam estes recursos. Durante muitos anos, as metas da conservação e do crescimento econômico pareciam muito difíceis de se compatibilizar. Assim como o planejamento da conservação em muitas ocasiões enfatizava muito pouco a importância do desenvolvimento econômico, da mesma forma o planejamento econômico tradicional ignorava freqüentemente o aspecto ambiental. Economistas e planejadores florestais da conservação tinham sérias dificuldades para falar o mesmo idioma, mais ainda para trabalharem juntos num objetivo comum. Ironicamente, ambos os setores dividem com freqüência metas similares. A sustentabilidade e equidade ambiental são cada vez mais reconhecidas como partes integrantes do desenvolvimento econômico; paralelamente, o uso de ferramentas e instrumentos econômicos para apoiar a gestão da conservação dos bosques também vai aumentando.

A América do Sul possui alguns dos bosques de maior importância ecológica e mais biodiversificados do mundo; ao mesmo tempo enfrenta urgentes necessidades e pressões econômicas, no âmbito regional, nacional e local. Esta publicação se concentra numa importante questão em torno de como estas ferramentas e técnicas podem apoiar da melhor maneira a gestão sustentável dos bosques. Foi elaborada para oferecer aos planejadores florestais, economistas, decisores, usuários e interessados numa perspectiva geral sobre as ferramentas econômicas, que podem ser usadas para fortalecer a gestão sustentável dos bosques, assim como para delinear o âmbito conceitual e referencial da valoração florestal.

A caixa de ferramentas foi construída como resultado de uma série de atividades que envolveram um número amplo de sócios e colaboradores ao longo de vários anos, sob a coordenação do Programa de Conservação de Bosques da Escritório Regional da UICN para a América do Sul. Entre janeiro e maio de 2001, FUCEMA, um membro argentino da UICN, levou a cabo uma revisão de publicações sobre o assunto, assim como das instituições preocupadas com a valoração florestal na América do Sul. Posteriormente, foi realizado um encontro regional para apresentação das conclusões desta revisão, também para discutir os temas de valoração florestal sustentável com atores chave na região. Uma das principais recomendações que vieram à tona deste evento foi a necessidade de desenvolver uma estratégia para construir capacidades regionais em valoração florestal, através da descrição de exemplos da vida real e estudos de caso sobre a aplicação de ferramentas de valoração para a gestão sustentável dos bosques, compartilhando e comunicando esta informação de forma prática e politicamente relevante. Neste sentido, esta caixa de ferramentas é o resultado destes esforços.

O valioso material aqui reunido é indubitavelmente uma considerável contribuição para o futuro da gestão sustentável dos bosques na América do Sul. Na realidade, a menos que estas preocupações sejam entendidas pelos planejadores e decisores, e tais ferramentas e medidas sejam tomadas seriamente como temas centrais tanto para a prática do manejo florestal como para a tomada de decisão econômica, persistirá o perigo de que os bosques da região continuem sendo degradados e que vastas oportunidades econômicas potenciais nunca mais sejam aproveitadas.

Ofereço meu maior reconhecimento aos autores por terem compartilhado seus conhecimentos e experiências através do livro. Quero também agradecer a todos aqueles que fizeram parte deste processo e contribuíram para a elaboração e publicação deste livro com seu tempo, capacidade e assistência técnica. Nosso especial agradecimento ao Comitê Holandês da UICN e à Cooperação Suíça para o Desenvolvimento por seu apoio financeiro e confiança, sem os quais teria sido impossível alcançar esta meta.

Achim Steiner
Diretor Geral da UICN

INTRODUÇÃO

Antecedentes e perspectivas
da valoração econômica
para o manejo florestal
sustentável.

Lucy Emerton e Álvaro Luna Terrazas

INTRODUÇÃO – ANTECEDENTES E PERSPECTIVAS DA VALORAÇÃO ECONÔMICA PARA O MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

Por que valoração econômica?

Mais ou menos há cinco anos atrás, um estudo econômico agora já legendário, estimava que o valor do capital natural mundial chegava a uns US\$ 33 trilhões ao ano (Constanza et al.,1997). Desta soma assombrosa, calculava-se que os bosques tropicais contribuía com aproximadamente 11%, ou US\$ 3,8 trilhões, ainda que estes exercícios não possuam significado apenas econômico, já que a desapareção de todos os bosques implicaria em comprometer todo nosso sistema vital. Portanto, o contexto apropriado para a valoração econômica dos bosques é o valor de trocas muito mais discretas na provisão de bens e serviços, através da perda ou ganho derivados de um acréscimo ou decréscimo da cobertura florestal.

Muitos outros estudos, de diversos países do mundo, incluindo a América do Sul, mostraram como certos bosques manejados sustentavelmente produzem altos valores econômicos, devido ao fato de seus produtos ingressarem no comércio internacional, obterem regalias governamentais, gerarem recursos para o setor, apoiarem as estratégias de sobrevivência das comunidades, e proporcionarem serviços e bens básicos que possibilitem a sobrevivência humana.

Dados estes impressionantes antecedentes, surge uma pergunta chave: se o valor econômico do manejo florestal sustentável é tão grande, então por que os bosques da América do Sul continuam desaparecendo e sendo destruídos?

Uma das razões principais desta aparente contradição é que os valores econômicos associados com o manejo florestal sustentável não são amplamente entendidos, nem são traduzidos em políticas, planos e decisões – dentro dos setores florestal ou econômico, em escala local, setorial, nacional ou global. Como indica Pearce (1990) ao descrever enfoques econômico-ambientais para conservar bosques tropicais, há uma necessidade urgente e premente de demonstrar que os bosques possuem valores econômicos quando são manejados sustentavelmente, e que estes valores são em muitos casos significativamente maiores que os supostos valores do “desenvolvimento” derivados da destruição dos mesmos.

Basicamente, o manejo sustentável tem que ser economicamente tangível para todos os grupos e pessoas cujas atividades podem causar impacto nos bosques. Uma parte desta equação é justamente poder demonstrar e fazer entender todo o espectro de benefícios econômicos obtidos pelo manejo florestal sustentável. Outra, é buscar formas sustentáveis de captação destes benefícios, de modo que eles se acumulem como valores e ganhos reais para os diferentes atores, como as comunidades locais, o setor privado e os governos, cujas ações concretas influenciem no estado do bosque. E uma terceira, é tomar decisões e desenvolver ações concretas para superar as distorções do mercado, tanto econômicas como políticas, que animam as pessoas a destruírem os bosques. Por outro lado, é imprescindível que nos conscientizemos das diversas categorias de valores a serem consideradas. Conforme se aborda nos diferentes capítulos desta publicação, os valores culturais e/ou espirituais devem ser inevitavelmente considerados antes de se tomar decisões, mas é necessário também que estejamos conscientes de que tais valores não se prestam a quantificações.

Um dos traços típicos dos valores econômicos é que ao nos basearmos em experiências humanas, existe todo tipo de motivações que podem atuar como fatores determinantes em tais preferências, e

estas motivações podem incluir noções de valores intrínsecos, culturais, sociais e espirituais (Beckerman e Pasek, 2001).

Enfatizar a análise sobre os valores instrumentais, ou seja, os que derivam de suas funções objetivas, não significa sugerir que outros valores sejam menos importantes. No entanto, os valores instrumentais possuem traços específicos que os fazem relevantes em contextos nos quais é necessário “negociar” um valor contra outro.

Devido ao fato de os valores instrumentais serem derivados de atitudes humanas, desejos e apreciações do objeto, é possível medir um ganho com outro, e um ganho com uma perda. Obviamente isto se torna muito mais difícil com os valores intrínsecos, já que é preciso comparar os valores intrínsecos dos objetos. Como bem conhecemos, os valores morais são mutuamente conflitantes e há muitos debates sobre o que se constitui um “bem maior” na conservação dos recursos ecológicos (Pearce e Moran, 2001).

Como se descreve nos seguintes parágrafos, as medidas econômicas dão uma perspectiva particular e uma contribuição significativa – se não essencial – a todos estes objetivos na América do Sul.

Crescente compreensão sobre as causas econômicas da perda do bosque

Muitas das razões pelas quais os bosques estão sendo degradados e/ou eliminados na América do Sul têm a ver com condições e forças econômicas. As causas econômicas diretas da perda do bosque – como o aproveitamento insustentável, a super exploração de recursos, a expansão da agricultura e da pecuária, a mineração, a exploração de petróleo e o desmatamento para desenvolvimento de infra-estrutura – estão bem documentadas. Nas últimas décadas, houve também uma compreensão crescente das causas subjacentes que explicam por que se escolhe super explorar, converter e, de alguma maneira, destruir os bosques (Angelsen e Kaimowitz, 1999; Foley et al., 1999; Stedman-Edwards, 1998).

Há uma variedade de casos que ilustram as distorções de mercado, preço e política econômica que dissuadiram o manejo florestal sustentável na América do Sul. Muitas das causas mais perversas da perda dos bosques estão ligadas com subsídios a atividades tais como o desmatamento de terras florestais ou a super exploração dos recursos florestais. Em escala mundial, se estima que os subsídios perversos representam 3,8% da economia global de US\$ 26 trilhões (Myers, 1996).

A história sobre subsídios que operam às custas dos bosques na região é bastante longa. Por exemplo, na Amazônia brasileira, se pensa que a estratégia oficial de desenvolvimento e as políticas econômicas dirigidas quase exclusivamente à expansão da silvicultura corporativa, pecuária, agricultura e interesses mineiros são responsáveis, pelo menos, por 35% de todos os bosques alterados no ano de 1980 (Barbier, 1989). Os instrumentos políticos que levaram à perda de cobertura florestal na Amazônia incluem a provisão de incentivos e subsídios tributários para o investimento de capitais privados, créditos rurais subsidiados para produção agrícola, colonização programada, semi-programada e assentamentos de pequenos agricultores, subsídios às exportações brasileiras e políticas macroeconômicas relacionadas com os impostos sobre a entrada de capital e pela terra que favoreceram o desflorestamento. É interessante considerar que sem estas distorções e subsídios, era realmente duvidoso que várias destas atividades econômicas tivessem sido viáveis no começo.

As políticas macroeconômicas e de desenvolvimento tiveram também impactos devastadores sobre os bosques, devido a seus efeitos sobre o status sócio-econômico da população. Às vezes estes efeitos não foram intencionais ou ocorreram em resposta às mudanças nas direções globais do mercado. Em muitos casos surgiram como um impacto de curto prazo de reformas econômicas e processos de transição, e em outros se devem quase completamente a uma má administração econômica.

Em particular, os bosques da América do Sul sofreram pelas crises macroeconômicas amplamente distribuídas e recorrentes que nas últimas décadas se espalharam pela região. Na Bolívia, por exemplo, durante os anos 1990, os efeitos combinados de seca prolongada, colapso dos preços das exportações de estanho, inflação e colapso econômico geral, deram como resultado um aumento da iniquidade e da pobreza, que causaram forte impacto, por sua vez, sobre o estado e a cobertura florestal (Painter, 1995).

Do mesmo modo aconteceu no Equador. Menciona-se a recente crise econômica que sofreu este país como causa de efeitos devastadores sobre a cobertura florestal em decorrência dos impactos sobre a distribuição da renda, segurança de suas estratégias de sobrevivência e incidência da pobreza entre as populações usuárias do bosque (Burneo, 2000).

Avanços na demonstração do valor econômico total dos bosques

Nos últimos anos, passos consideráveis foram dados para se alcançar melhor compreensão do valor econômico total dos bosques sul-americanos, incluindo vários dos benefícios que foram tradicionalmente ignorados pelos planejadores do desenvolvimento e os decisores. Atualmente se conta com informação melhorada sobre valores não mercadológicos de bosques, como os associados a usos locais do recurso e aos serviços ambientais. Por um longo tempo, devido ao fato de estes benefícios sustentáveis terem sido sub-valorados, ou não valorados em absoluto, foram tratados como se tivessem pouca importância. Lentamente esta situação começa a mudar.

Muitos estudos enfatizam o imenso valor econômico do uso de produtos florestais para as comunidades locais. Por exemplo, os recursos em dinheiro do açaí, do cacau, também da borracha, em pequenos povoados na Ilha Combú, no estuário amazônico do Brasil, foram estimados em mais de US\$ 3.000 por família por ano (Anderson y Ioris, 1992). No consumo doméstico de alimentos silvestres do bosque em dois povoados no estado de Amazonas, Venezuela, estimou-se um valor entre US\$ 1.902 e US\$ 4.696 por família (Melnyk e Bell, 1996). Sobre o valor da utilização da vida silvestre do bosque, foi demonstrado que variava em torno de US\$ 120/ha/ano na Amazônia equatoriana (Godoy et al., 1993).

Os estudos também mostram que os retornos da utilização e manejo florestal sustentável são freqüentemente mais altos, em escala local, que os ganhos acumulados por atividades que degradam o bosque. Por exemplo, uma comparação de valores de utilização florestal na Amazônia peruana encontra um “valor presente líquido de conservação” para uso sustentável de produtos florestais não madeireiros (PFNM) de cerca de US\$ 7.000/ha, muito mais alto que os retornos de colheita por desmatamento total, ou por plantações subseqüentes, ou os da pecuária (Peters et al., 1989). A uma conclusão similar se chegou para a região do Alto Napo da Amazônia equatoriana, onde a extração de PFNM chegou a ter um valor presente líquido entre US\$ 1.250 e US\$ 2.850, várias vezes maior que o valor presente líquido para a agricultura (menos de US\$ 500), desmatamento para coleta de madeira (menos de US\$ 200), ou pecuária (entre US\$ 57- 287) (Grimes et al., 1994).

O valor econômico dos serviços ecológicos dos bosques da região está também muito melhor documentado e entendido. Por exemplo, os benefícios de controle de erosão no bosque, através da conservação das bacias nas terras alto andinas do Equador, foram calculados com um valor presente entre US\$ 11 a US\$ 15 milhões somente pelo esquema hidroelétrico Paute (Southgate e Macke, 1989).

Estudos similares apontaram que o valor da bacia com áreas florestadas no Parque Nacional Canaima, na Venezuela, é em torno de US\$ 3 bilhões para o esquema hidrelétrico rio abaixo (McNeely, 1989). Uma análise social custo-benefício de medidas de proteção para as bacias hidrográficas para o vale e a cidade de Cochabamba, na Bolívia, indicou que os custos do manejo florestal sustentável da bacia alta estavam mais que justificados pelos benefícios econômicos obtidos pela melhora na distribuição de água (Richards, 1997).

Em muitos casos, o significado econômico dos serviços ecológicos do bosque está crescendo na medida em que se tornam mais importantes para a comunidade global, ou enquanto a provisão de bens e serviços do bosque declina em algumas partes do mundo. Um exemplo é o valor econômico dos bosques sul-americanos como consumidores de carbono, o que se converteu, nos últimos anos, em foco ou tema de debate global. Estimou-se que o benefício econômico líquido para o mundo em proteger permanentemente 650 milhões de hectares de bosque amazônico para capturar massas de carbono possui um valor médio em torno de US\$ 713 bilhões – um benefício anual líquido médio de cerca de US\$ 70 bilhões, ou aproximadamente 0,2% do Produto Interno Bruto (PIB) global (López, 1997).

Para os bosques da região da Patagônia, Argentina, a provisão de compensações pelo carbono do bosque foi projetada para se obter retornos com um valor presente para o carbono que alcançam US\$ 304 a US\$ 694 por hectare (Sedjo, 1999).

Passos em direção à utilização de medidas econômicas para o Manejo Florestal Sustentável (MFS)

A crescente integração dos valores do bosque nas políticas de conservação e desenvolvimento, planejamento e tomada de decisões na América do Sul foi o resultado dos avanços obtidos na valoração dos benefícios do bosque combinados com uma maior compreensão das causas econômicas da perda de cobertura florestal. Nesse âmbito, tomar decisões significa ter que decidir entre diferentes alternativas com base nos valores associados a estas alternativas. Como resultado, um dos maiores desafios para o Manejo Florestal Sustentável (MFS) – o de tomar decisões para levar ações e ganhos privados mais próximos de ações e retornos socialmente desejáveis, e fazer a silvicultura sustentável mais atrativa que outros usos alternativos (Richards e Moura Costa, 1999) – começa a ser resolvido.

A região possui uma longa história de manejo florestal baseado na proteção estrita e no monopólio do Estado, o que trouxe alguns poucos ganhos ou incentivos privados para o manejo sustentável dos bosques. Tais sistemas estão começando a ser substituídos por enfoques que permitem às comunidades locais e ao setor privado participarem do processo e se beneficiarem economicamente do MFS. De forma crescente, os proprietários comuns e privados de terra estiveram recebendo incentivos diretos para a conservação. No Brasil, uma isenção federal dos impostos à propriedade para a criação de reservas em terras privadas resultou num aumento demarcado na superfície inserida nas áreas nacionais protegidas (Bowles et al., 1995). Na Colômbia, há mais de 80 reservas privadas em esforços de conservação, cobrindo mais de 24.000 hectares, o que foi impulsionado por um pacote de incentivos fiscais ligados ao uso sustentável, conservação de bosques e proteção de bacias (Hauselman e Zwahlen, 1998). No Chile, a compra

privada e/ou a doação de terras florestais para áreas protegidas superam atualmente os 450.000 hectares em escala nacional (Corcuera et al., 2002).

Da mesma forma, no Brasil, os sistemas de impostos foram re-elaborados para fomentar investimentos estatais e privados na conservação do bosque. Por exemplo, o “imposto de valor ecológico adicional”, primeiramente introduzido no estado do Paraná e agora estendido a outras partes do país, provê uma compensação fiscal aos municípios onde há restrições para uso de terras florestais para manejo de bacias hidrográficas (Grieg-Gran, 2000; Loureiro e De Moura, 1996; Seroa da Motta, 2000).

Muitas iniciativas que fornecem incentivos econômicos para a conservação estão sendo agora instrumentadas em comunidades locais, através do co-manejo e do uso sustentável dos recursos florestais. Isto se torna vital numa região onde a pobreza generalizada e a crescente alienação da terra e da base do recurso natural são incluídas entre as principais causas subjacentes da degradação florestal.

Várias fontes de crédito e fundos de capital de risco foram estabelecidos com o propósito de estimular mais ainda este tipo de negócios florestais e empresas de uso sustentável, dirigidos a coletores em pequena escala e grandes empresas comerciais. O Fundo Terra Capital, por exemplo, foi estabelecido pela Corporação Financeira Internacional (CFI), no ano de 1998, para abastecer a América Latina de fundos de investimento para a silvicultura sustentável, negócios de produtos florestais não madeireiros e ecoturismo em bosque (Rubino et al., 2000).

Outro fundo verde de capital de risco para a América Latina é o Fundo EcoEnterprises. Foi também criado em 1998 pela The Nature Conservancy (TNC) e o Fundo Multilateral de Investimentos do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), dirigido a setores-meta que incluem silvicultura sustentável, produtos florestais não madeireiros e turismo natural (Bayon et al., 2000). Na Colômbia, a Biocomércio trabalha em âmbito nacional para criar e promover mecanismos que melhorem o investimento e o comércio sustentável de produtos da biodiversidade, e atualmente se concentra em produtos madeireiros, produtos florestais não madeireiros e ecoturismo (Ramos, 2001).

Outra fonte de financiamento para o MFS, que é ao mesmo tempo um incentivo econômico para usuários locais da terra e dos recursos, que se tornou muito comum na América do Sul nos últimos anos, é a criação de mercados para os serviços ambientais do bosque. Especialmente agora há vários exemplos de taxas de usuários rio abaixo que estão sendo cobradas para a provisão de serviços de proteção de bacias hidrográficas. Na Colômbia, usuários da água agrícola no Valle del Cauca fazem um pagamento voluntário adicional que é investido em medidas de proteção hidrológica na parte alta das bacias (Echevarría, 2002a). Também na Colômbia, no âmbito de seu território, foi estabelecido um sistema nacional de transferência de pagamentos, no qual grandes companhias hidrelétricas devem contribuir com uma proporção de seus lucros de venda às Corporações Regionais Autônomas delegadas para o manejo da bacia (Tognetti, 2001). Aproximadamente 3% adicionais dessas regalias são então transferidos às municipalidades nas quais estão localizadas as bacias e reservatórios, e um terço desta quantia é designado à proteção da bacia. No início de 2000, a cidade de Quito, no Equador, estabeleceu um fundo de água, FONAG, para financiar a conservação e manejo sustentável das bacias hidrográficas circundantes afetadas pelo desmatamento do bosque e o uso sustentável da terra. O fundo está baseado no recolhimento de pagamentos voluntários dos usuários da água, incluindo a autoridade de saneamento do município metropolitano de Quito, que se comprometeu ao pagamento de 1% das regalias de venda de água potável, além de uma taxa anual fixa (Echevarría, 2002b).

Os pagamentos para os serviços ambientais dos bosques sul-americanos foram canalizados tanto em escala global quanto nacional. É o caso dos investimentos internacionais em MFS como um meio de prover serviços de captura de carbono (Totten, 1999). AES Corporation, uma das maiores companhias abastecedoras mundiais de energia elétrica, estabeleceu uma reserva de bosque de conservação no Paraguai de forma a deduzir emissões de uma central elétrica no Havaí, com um custo de investimento estimado em US\$ 6,8 milhões, além de pagar US\$ 2 milhões para proteger um bosque primário tropical denso no Paraguai.

Na Bolívia, um consórcio liderado pela American Electric Power, PacifiCorp e British Petroleum América investiu US\$ 9,5 milhões para pagar às companhias para que renunciassem definitivamente a seus direitos de desmatamento de 640.000 hectares de bosque, superando o dobro do tamanho do Parque Nacional Noel Kempf Mercado. Em fins de 1998, a empresa Peugeot anunciou um investimento de US\$ 10,8 milhões para capturar carbono com a plantação de dez milhões de árvores no estado do Mato Grosso, no Brasil.

Uma variedade de outros mecanismos foi posta em funcionamento na região, buscando captar fontes internacionais de financiamento e usá-las para o MFS. Desde meados de 1980, diferentes países sul-americanos assinaram acordos do plano de Conversão da Dívida Externa para Fins Ambientais, segundo os quais uma porção de sua dívida é comprada por agentes externos – geralmente uma ONG – a valores menores que o nominal, convertendo-a logo em moeda nacional, que é então destinada às atividades nacionais de preservação. Estes incluem conversões feitas na Bolívia com a Conservation Internacional (CI), a World Wild Fund (WWF) e The Nature Conservancy (TNC), em 1987 e 1989, por US\$ 10 milhões; no Brasil, com a Conservation International em 1992 (US\$ 2,2 milhões) (Kaiser & Lambert, 1996). Vários fundos foram também criados em âmbito nacional para absorver estes e outros fluxos internacionais financeiros, e para assegurar que fossem usados para atividades de conservação. Muitos destes fundos são usados para promover financiamento para MFS, como, por exemplo, o Fundo Nacional do Meio Ambiente da Bolívia (FONAMA), o Fundo Nacional do Meio Ambiente do Brasil (FNMA), o Fundo Nacional para Áreas Naturais Protegidas pelo Estado, do Peru (PROFONAMPE), e o Fundo de Doações para as Américas, do Chile (Bayon et al., 2000).

Por que esta caixa de ferramentas?

É claro que nos últimos anos realizaram-se avanços significativos no desenvolvimento e uso de ferramentas e medidas econômicas para o MFS na América do Sul. Em grande parte, as ações e inovações que tiveram lugar nesta região, na realidade forneceram modelos e lideraram esforços similares em outras regiões do mundo. No entanto, considerando estes antecedentes, há ainda uma consciência limitada sobre estes métodos e ferramentas econômicas entre os planejadores da economia, da silvicultura e os decisores. Da mesma forma, a maioria das medidas econômicas para o MFS está ainda por ser institucionalizada em âmbito nacional.

Conscientes da importante informação que a valoração florestal pode promover, e do valioso papel das medidas econômicas para sustentar o MFS, o Programa de Conservação de Bosques da UICN para a América do Sul, em estreita colaboração com o Programa Global de Economia da Biodiversidade, esteve promovendo o uso de tais técnicas, de maneira a auxiliar os diferentes países a examinar melhor os custos e benefícios econômicos das diferentes opções de manejo florestal, assim como apontar caminhos para maximizar os valores da silvicultura sustentável, estabelecendo medidas de incentivos econômicos para a conservação dos bosques, e obtendo fundos para o setor florestal.

O objetivo principal desta publicação é tomar estes pensamentos, experiências, lições aprendidas e melhores práticas para apresentá-los num âmbito de trabalho sistemático, e assegurar que sejam mais amplamente difundidos aos indivíduos e instituições preocupados com o MFS na região da América do Sul. Esta caixa de ferramentas representa um esforço significativo, por parte dos autores, de recopilar, extrair e aprender com tais experiências sobre o uso de medidas econômicas que apóiam o MFS na região. Aspira, sobretudo, preencher um vazio crítico no pensamento e informação atuais, especialmente em línguas espanhola e portuguesa.

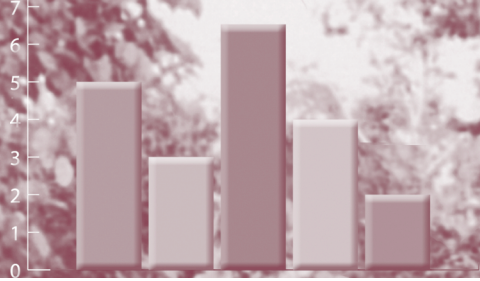
Foi organizada de acordo com os quatro temas chave que contribuem para o uso de instrumentos e medidas econômicas para o MFS. O Capítulo I descreve o conceito de valor econômico total dos bosques, e proporciona, em linhas gerais, métodos para a quantificação destes valores e sua expressão em termos monetários. O Capítulo II mostra como, à luz da informação sobre os referidos valores, podem ser desenvolvidas medidas de incentivos econômicos e depois usá-las para promover o MFS. O Capítulo III trata da necessidade de gerar suficiente financiamento para o MFS em âmbito local, nacional e global, e facilita algumas formas de se chegar a isto. Por último, o Capítulo IV articula as seções anteriores de maneira a visualizar as formas em que as políticas florestais interagem com os temas e instrumentos de manejo econômico, incluindo uma análise, por país, da legislação florestal em termos de suas debilidades e forças em relação à temática de instrumentos econômicos de valoração.

Através de toda a publicação, os métodos econômicos, conceitos e aplicações de manejo florestal no campo são ilustrados com exemplos reais e estudos de caso da região sul-americana.

CAPÍTULO I

Métodos de Valoração dos Ecossistemas Florestais

Diego Burneo



1. Economia e ambiente

As relações entre economia e ambiente não foram suficientemente equilibradas, em especial nos últimos séculos. De fato, o crescimento econômico foi obtido em grande parte às custas do entorno ambiental. Ao analisar os principais problemas econômicos que uma sociedade enfrenta, sem dúvida se deveria mencionar em primeiro lugar a má distribuição dos recursos (capital, trabalho, recursos naturais, etc.). Esta pode ser explicada, em grande medida, pela presença de distorções ocasionadas por um amplo espectro de formas de competência imperfeita, tais como monopólios, oligopólios, um único comprador, problemas de informação, fatores externos, intervenção do governo por meio de impostos, subsídios diretos e cruzados, controles de preços, cotas ou listas para a importação, etc. Todos estes fatores afetam o normal funcionamento da economia e, portanto, os mecanismos de distribuição dos fatores de produção e da renda.

Muitos recursos naturais e bens ambientais carecem de preço, já que não se formaram mercados específicos para seu intercâmbio. Uma explicação possível para este fenômeno pode ser a ausência de direitos de propriedade bem definidos e protegidos. Somente aquilo sobre o que se tem um direito de exclusão pode ser objeto de compra e venda (Barrantes e González, 2000).

Existe todo um conjunto de bens que, por carecer de mercados para serem distribuídos, carecem também de preços. Este é o caso dos *bens públicos* e dos recursos ou *bens comuns* ou, em termos mais gerais, dos chamados *fatores externos*¹. É importante, portanto, tentar estabelecer indicadores monetários ou de qualquer tipo para esta classe de bens e serviços que permita fazer perceber sua importância na sociedade.

Um caso que ilustra o anterior é o dos bens públicos, que são caracterizados por duas propriedades fundamentais:

a) *não-exclusão*, ou seja, quando o bem em questão é oferecido a uma pessoa, é oferecido a todas. Em outras palavras, não se pode excluir de ninguém seu desfrute, mesmo que não pague por isso. Portanto, os bens públicos não podem ser racionalizados através de um sistema de preços.

b) *não-rivalidade no consumo*, ou seja, quando alguém consome o bem ou dele desfruta, não reduz sua disponibilidade (por exemplo, as emissões de televisão não codificadas, ou as de rádio, a informação meteorológica, a proteção dos parques nacionais e praias, a sinalização de ruas e estradas, etc.).

E de outro lado estão os recursos ou bens comuns, que são caracterizados pela liberdade de acesso. Isto significa que seu uso também não tem nenhum custo, mas, diferente do que ocorre com os bens públicos, existe a “rivalidade” no consumo. É provável que quando o agricultor utiliza a água de uma nascente, esta ação possa impedir que outro agricultor o faça.

¹ Em geral, um fator externo se apresenta quando a atividade de uma pessoa ou empresa afeta o bem-estar de outra, sem que se possa cobrar um preço/ compensação por isso. O ruído, por exemplo, diminui o bem-estar de todos que estão ao redor, sem que (em ausência de uma regulamentação governamental) se possa exigir do causador uma compensação (preço) pelo fator externo negativo recebido. O contrário poderia ocorrer quando alguém protege um bosque, uma praia ou uma planície, e permite o deleite ou satisfação do resto das pessoas, sem que estas últimas paguem por isso. O essencial, num sistema tradicional de mercado, é que quem gera um fator externo negativo não se vê recompensado monetariamente.

² Em termos microeconômicos, isto poderia ser explicado devido ao custo marginal de oferecer a uma pessoa adicional é zero.

Casos similares ocorrem, por exemplo, entre coletores de frutos silvestres ou entre caçadores. Além disso, é necessário distinguir entre aqueles recursos comuns globais, cuja gestão e regulamentação solicitariam um acordo internacional; e os recursos comuns locais, substancialmente mais fáceis de se gerir e regular.

O problema com os recursos comuns é que, na ausência de uma regulamentação com relação a sua utilização, opera a lei de captação³, com um alto risco de esgotamento ou desaparecimento. O meio ambiente e em geral muitos dos recursos naturais compartilham esta característica. O sistema de mercado tradicional geralmente não proporciona nenhuma indicação com relação ao valor dos mesmos, o que leva em muitos casos a serem considerados gratuitos, ou que seu consumo não tenha custo, atuando para sua super exploração e uma má distribuição dos recursos.

A tomada de consciência sobre as repercussões ambientais que traz a atividade humana tornou manifesta a necessidade de considerar, no âmbito das decisões econômicas, toda a problemática derivada das fortes relações entre economia e ambiente, ainda mais se for analisado o fato de que a atividade econômica não poderia existir se não existisse um meio ambiente onde se desenvolver. De fato o interesse da economia pelos problemas ecológicos é recente.

O Convênio de Diversidade Biológica, abaixo-assinado em 1992, propõe integrar a conservação e o uso sustentável da diversidade biológica, tanto nos setores relevantes da economia, como nos programas e políticas setoriais e intersetoriais. Este convênio propõe à economia um eixo transversal de grande importância.

Quadro I.1

Referência à Economia no Convênio sobre Diversidade Biológica												
Artigos do Convênio	6	7	8	9	10	11	12	14	15	16	20	21
Avaliação Econômica	↓							↓				
Incentivos Econômicos	↓		↓		↓	↓		↓		↓	↓	↓
Recursos Financeiros			↓	↓			↓		↓	↓	↓	↓
Valoração Econômica		↓										

Adaptado de Emerton, 1998

Como sustenta Emerton (1998), a incorporação dos assuntos da biodiversidade dentro da economia implica introduzir conceitos de sustentabilidade dentro da escassez. As atividades econômicas são uma causa importante para a degradação e perda da biodiversidade, já que causam impacto sobre os recursos biológicos, os ecossistemas e sua diversidade. Isto adquire especial importância quando os ecossistemas dos bosques são analisados.

A degradação e a perda da biodiversidade também estão vinculadas com a equidade e a distribuição dos recursos. As pessoas afetadas pelos custos relacionados com a perda de biodiversidade não são necessariamente as mesmas que a causam, nem espacial ou temporalmente. Muitas das perdas de produção e consumo sofridas pela degradação ambiental refletirão ao médio e longo prazo numa declinação dos indicadores econômicos, tais como quedas do nível de emprego, decréscimo dos ganhos pelo intercâmbio externo, perda da segurança alimentícia e inflação, entre muitos outros.

³O primeiro a chegar se apropria do recurso, sem ter que se preocupar com o resto (Barrantes e González, 2000).

O maior problema de degradação e perda de biodiversidade e de outros recursos naturais se apresenta quando não se vê com clareza a necessidade de manter um balanço no uso dos recursos. Mas, mesmo quando esta necessidade se faz presente, ainda existem limitações (técnicas, metodológicas, de conhecimento, etc.) que impedem de se alcançar tal equilíbrio.

Valorar economicamente o meio ambiente significa poder contar com um indicador de sua importância no bem-estar da sociedade. É importante encontrar, para tanto, um denominador comum que ajude a comparar elementos com outros. Tal denominador comum não é outro que o dinheiro.

O objetivo deste primeiro capítulo é identificar os instrumentos metodológicos que permitem aproximar o valor econômico do bosque como um indicador de seu verdadeiro valor, expresso, se possível, em termos monetários. Tudo isso fazendo com que os instrumentos sejam aplicáveis à realidade dos países da América do Sul. Para iniciar este trabalho, é necessário contar com uma correta identificação e classificação das funções do bosque (ecológicas, econômicas, culturais e recreativas). Dever-se-á incluir uma identificação e uma quantificação do valor econômico que se desprende de cada uma delas, e que deriva dos serviços que estas funções proporcionam a um determinado grupo de pessoas.

Normalmente a bibliografia que trata desta matéria nem sempre é clara no momento de diferenciar o valor do ambiente e seu valor econômico, já que, entre os valores do ambiente, existem dimensões de valoração social, espiritual, cultural, etc., que não podem ou não deveriam ser reduzidas a expressões monetárias (Jäger et al., 2001).

2. Tipos de valor e valor econômico total

2.1. Tipos de valor

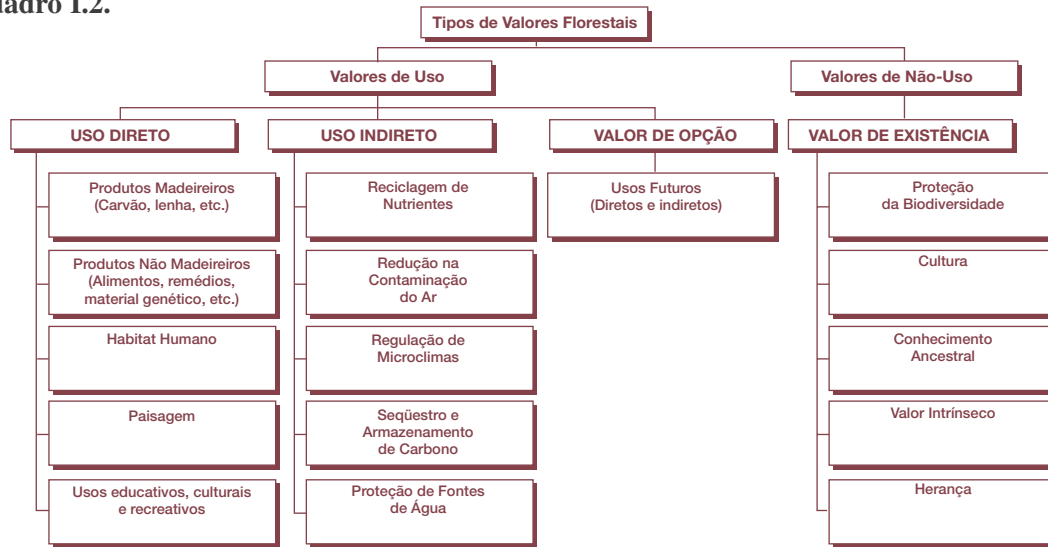
Os sistemas de valores habitualmente usados pelos economistas distinguem-se em:

- a) o valor intrínseco, que está ligado de forma indissolúvel a um componente natural per se, ou seja, pelo mero fato de existir;
- b) o valor instrumental, que deriva da satisfação das necessidades humanas para o bem-estar econômico. Qualquer bem ou serviço terá valor instrumental na medida em que existir sua demanda. Isto é, se satisfaz alguma preferência individual ou social. O valor monetário desse bem ou serviço pode ser derivado da intensidade dessa preferência e também de sua escassez. Ao experimentar procedimentos de valoração, deve-se lembrar que não existem valores absolutos, e sim que tais valores dependem da forma como são percebidos pelos indivíduos. Estas percepções são dinâmicas de acordo com as mudanças nas circunstâncias (Jäger et al., 2001).

Os métodos de valoração ambiental são de especial utilidade para enriquecer a análise custo-benefício, pois permitem incluir os valores não mercadológicos dos impactos ambientais na avaliação econômica e conseqüentemente nas decisões.

É necessário desenvolver ferramentas de análise econômica que permitam quantificar e argumentar diante dos decisores os múltiplos valores dos bosques e as opções que se fecham com sua conversão a outros usos. A esta causa foram ajustados métodos de valoração econômica para os diferentes serviços ambientais que oferecem os bosques e outros ecossistemas às sociedades.

Quadro I.2.



Adaptado de Bishop (1999)

O bosque primário proporciona uma série de bens e serviços e cumpre uma série de funções. De acordo com as diversas funções deste tipo de bosque, observa-se que o mesmo pode ter diferentes tipos de valor para diferentes pessoas e grupos. A primeira grande distinção que normalmente estabelecem as publicações neste sentido é aquela que separa os valores de uso dos valores de não-uso.

Valores de uso

Os valores de uso estão ligados à utilização direta ou indireta do recurso com o objetivo de satisfazer uma necessidade, obter um benefício econômico, ou o simples prazer de desfrute. As pessoas que utilizam os bens ambientais se vêem afetadas por qualquer mudança que ocorra com relação à sua qualidade, existência ou acessibilidade. Dentro deste tipo de valor é possível diferenciar entre:

- **Valor de uso direto:** Inclui atividades comerciais e não comerciais. Os usos comerciais (produção industrial de madeira) podem ser importantes, tanto no âmbito local, como no nacional e internacional. Os usos não comerciais são geralmente de ordem local, mas podem ser de extrema importância para a subsistência das populações rurais e pobres (lenha, caça, plantas medicinais e comestíveis, etc.). Os usos diretos também incluem importantes serviços, como recreação, pesquisa e educação (FAO, 1990).
- **Valor de uso indireto:** Compreende a grande maioria das funções ecológicas do bosque. Está relacionado com a proteção e sustentação de atividades econômicas com seus benefícios quantificados no mercado. Por exemplo, alguns bosques podem ter valores de uso indireto através do controle da sedimentação ou das inundações, da regulação de microclimas ou sequestro de carbono, entre outros (Bishop, 1999).
- **Valor de opção:** Existem pessoas que, apesar de atualmente utilizarem o bosque ou algum de seus atributos, preferem deixar em aberto a possibilidade de se utilizarem deles em algum momento futuro. Para elas, portanto, qualquer mudança em suas características, (embora nele nunca tenham estado) supõe uma mudança no bem-estar da comunidade. Este é o chamado valor de opção do bem, e que é preferível diferenciar para facilitar sua análise. Considera-se também como um valor de uso (neste caso, futuro).

Valores de não-uso

Entre o conjunto de valores de não-uso, um componente fundamental é o denominado valor de existência. É o valor que podem ter o bosque, seus componentes e seus atributos para um grupo de pessoas que não os utiliza direta nem indiretamente, e nem pensam em fazê-lo no futuro, mas que simplesmente valorizam a importância de mantê-los em favoráveis condições (por exemplo: ursos, tigres, quedas d'água de singular beleza, montanhas, etc.). Sua degradação ou desaparecimento, portanto, supõe para elas uma perda de bem-estar. Os motivos que foram apontados para explicar este valor de existência são, entre outros, a filantropia, a simpatia, motivos de herança ou de legado, o valor simbólico que pode chegar a ter um determinado bem ambiental ou recurso natural como parte da identidade cultural de um grupo ou conjunto de pessoas. Outra razão importante para se prestar atenção a este tipo de valor é a crença no direito de existência de outras formas de vida, como, portanto, dos animais, plantas e/ou ecossistemas.

Trata-se de motivos que introduzem considerações de altruísmo, difíceis de enquadrar em modelos no âmbito da teoria microeconômica convencional; mas não por isso menos reais.

Valor extrínseco, intrínseco e valor superior

Tanto os valores de uso e de opção quanto uma parte dos valores de não-uso ligada às diferentes formas de altruísmo podem ser considerados valores extrínsecos, ou seja, que valoram o bem em questão porque se valora algo mais: o próprio bem-estar ou o bem-estar de uma comunidade. Muitos destes valores extrínsecos, embora não todos, têm ainda assim um caráter instrumental. No entanto, o valor simbólico e o reconhecimento de direitos fundamentais em favor de outras espécies e/ou ecossistemas fazem referência à existência de um tipo de valor mais essencial, um valor intrínseco (Barrantes e Castro, 1999a).

Neste sentido, tanto o valor intrínseco quanto um subconjunto de valores extrínsecos são considerados valores de ordem superior. Em outras palavras, a relação que se estabelece entre o sujeito que valora o bem ou serviço, transcende o campo dos simples valores de uso, e não permite que o objeto de valoração seja considerado mercadoria.

2.2. Valor econômico total

O valor econômico total (VET) de um sistema é uma estimativa baseada na agregação dos valores compatíveis resultantes dos diferentes usos diretos e indiretos (e seus valores de opção associados) mais os valores de não-uso. Diferentes opções de uso das terras florestais serão caracterizadas por uma combinação diferente de valores de usos direto, indireto e de valores de não-uso; assim, serão obtidos diferentes VETs para cada caso (Bishop, 1999).

Os economistas que trabalham na área do meio ambiente e que utilizam as ferramentas da análise neoclássica aceitam sem maior problema a utilidade do conceito de VET, assim como o fato de ele ser definido por diversos tipos de valores (Jäger et al., 2001).

Este conceito supõe que a somatória de valores⁴ de diferente natureza compõe o valor total do recurso. O VET se refere à soma dos diferentes valores (quantificáveis) de um ecossistema ou área natural, sempre que não sejam excludentes entre si (Pearce, 1990).

De fato é preciso empregar o VET com cautela, incorporando somente os valores que sejam compatíveis entre si. Não se recomenda calcular um “valor total” absoluto dos ecossistemas, nem que se tenha que chegar a ele; é preciso simplesmente levar em conta que ao falarmos de VET, nos referimos a uma agregação de diferentes formas de valoração, a qual nos permite calcular de maneira aproximada um valor econômico “captável” do ambiente.

Assim compreendido, o valor econômico total do bosque pode ser representado com a seguinte expressão algébrica, obtido a partir da somatória do valor econômico de cada componente do bosque:

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

V_T : Valor econômico total (VET) da biodiversidade

V_i : Valor econômico de cada componente compatível da biodiversidade

O benefício da aproximação do VET depende da disponibilidade de informação tanto dos volumes comercializados como dos preços estabelecidos. Quanto maior e mais ampla for a informação, a estimativa dos valores econômicos derivados da biodiversidade será mais representativa.

Ao se realizar estes cálculos, o tipo de ativo⁵ é importante porque, em termos de valor, não é a mesma a valoração de um ativo natural não produzido, como um bosque nativo, que o valor de um ativo natural produzido, como uma plantação florestal. No primeiro, é pouco provável a utilização de preços de mercado para quantificar os valores de seus bens e serviços, enquanto no segundo, os custos incididos para estabelecer o valor do ativo podem ser calculados a preços de mercado, ou podem ser utilizados segundo conceitos de custo de oportunidade (de destinar o uso da terra a uma plantação florestal em vez de deixá-lo para outros usos) e de valor atual líquido para estimar o valor de seus bens e serviços (Barrante e González, 2000).

⁴Valor é um conceito plural: é possível falar de recursos biológicos que possuem valores intrínsecos independentes dos critérios humanos, valores culturais e espirituais, valores evolutivos, etc. Os valores econômicos não negam ou recusam outras “dimensões do valor”, mas satisfazem um rol e cumprem um rol especial na geração de políticas dirigidas à conservação da biodiversidade. O valor econômico é antropocêntrico e vem dos desejos e preferências do ser humano. É importante entender que estes desejos e preferências podem responder a diferentes motivações, que podem ir desde o puro interesse pessoal até a preocupação pelas gerações futuras, ou o bem-estar ambiental. Enquanto vários conceitos de valor podem ser apresentados, todos mantêm consistências com o valor econômico e podem ser calculados através da “afetação aos indivíduos” ou uma “disponibilidade a pagar” para conservar a diversidade biológica ou para aceitar uma determinada mudança ambiental (Pearce e Moran, 2000).

⁵O conceito de capital ampliou-se para reconhecer que os recursos naturais são um capital social que intervém de maneira decisiva no conceito de desenvolvimento. Tal como se indica em Azqueta e Ferreira (1994), qualquer recurso natural (renovável ou não renovável) é, sobretudo, um ativo para a sociedade e seu valor depende da forma em que se possa utilizar para a produção de bens e serviços, e da importância que tenham esses bens e serviços na provisão do bem-estar. Por isso, frequentemente se fala dos termos capital artificial (feito pelo homem) e capital natural. Mais ainda surge o conceito de capital humano para expressar a riqueza de um país em função do conhecimento, aspecto chave na formulação de estratégias de desenvolvimento de longo prazo.

Neste sentido, quando um bosque natural e uma plantação florestal são valorados em termos da produção anual de fluxos, como serviços para a sociedade, devem também ser considerados como características e valores dos ecossistemas de onde se originam tais fluxos. No caso de plantações florestais, para valorar os fluxos hídricos ou os da fixação de gases, deve ser considerado o valor do mercado associado com os custos de estabelecimento e proteção da plantação mais o valor da terra (valoração financeira). Em troca, quando esses serviços provêm de bosques nativos – não produzidos pelo ser humano –, tais fluxos devem corresponder a uma valoração do tipo econômica, na qual possam ser utilizadas medidas de valoração contingente⁶, como é a disponibilidade a pagar (DAP), com a qual se pode determinar a forma que a sociedade percebe o valor dos serviços quando estes são produzidos por bosques com as características mencionadas (Barrantes e González, 2000).

Somente alguns dos benefícios listados acima são movimentados nos mercados e têm preços observáveis. Em geral, os valores de uso direto são os que maiores probabilidades têm de contar com preços refletidos no mercado. Os valores de uso indireto poderiam ser vistos refletidos nos preços de certos produtos e serviços que dependem do benefício ambiental em questão, enquanto os valores de não-uso dificilmente estão refletidos em preços de mercado ou decisões políticas. É claro que o fato de não terem preço de mercado não significa que não tenham valor.

Os mercados distribuirão eficientemente os recursos se os preços refletirem tanto o custo marginal total da produção como o benefício marginal total do consumo, incluindo todos os componentes do valor econômico total. Se os preços não refletem todos os custos e benefícios, então a famosa “mão invisível” do mercado não funcionará, e os recursos serão utilizados de forma ineficiente, resultando numa perda de bem-estar social (Baumol e Oates, 1988).

3. Bens e serviços ambientais do bosque

3.1. Influência do âmbito geográfico na valoração dos bosques⁷

Um tema bastante debatido na atualidade sobre valoração econômica é o do âmbito geográfico no qual se inserem os benefícios e os custos associados ao recurso que está sendo analisado. Neste sentido, distingue-se entre benefícios locais, nacionais e globais, que podem estar associados aos bosques.

Benefícios no nível local: são os benefícios derivados do uso dos bens ou serviços do bosque e que geralmente são obtidos de forma direta pelo proprietário, administrador ou outros usuários do bosque. Por exemplo: as frutas e produtos não madeireiros coletados para a venda ou subsistência, lenha usada ou vendida, a madeira recolhida, os rendimentos do proprietário por acordos de exploração com terceiros (contratantes ou arrendatários), as atividades recreativas de visitantes no local, etc.

Benefícios a nível nacional (ou estadual): são aqueles benefícios derivados do uso dos bens ou serviços do bosque e que são captados fora dele. Por exemplo, os benefícios derivados da proteção dos habitats de vida silvestre e alguns benefícios derivados da proteção da diversidade biológica.

Benefícios a nível global: são principalmente os benefícios derivados da existência do bosque e que são recebidos por indivíduos que moram fora da nação em que são gerados tais benefícios. Um exemplo são as funções de captura ou de seqüestro de carbono.

⁶Método de valoração contingente (MVC): constitui um tipo de valoração direta de não-mercado, baseado na informação que proporcionam as próprias pessoas quando lhe perguntam sobre a valoração de um objeto de análise (Azqueta, 1994).

⁷Obtido de Jäger et al., 2001.

Fica claro que a distinção dos benefícios segundo os âmbitos geográficos depende de quem capta os benefícios ou dos valores resultantes das ações da gestão local e nacional do bosque. Por isso, enquanto as funções do bosque primário afetam o bem-estar (atual e futuro) da população, têm um valor tanto real como potencial que poderia ser expresso em termos monetários, utilizando para esse fim as ferramentas convencionais proporcionadas pela economia ambiental.

3.2. Dos “estoques” e funções, aos bens e serviços

A dinâmica dos ecossistemas florestais supõe a existência de uma série de interações básicas entre espécies de fauna e flora (madeira e não madeira), que se relacionam entre si num ambiente físico abiótico. Estes componentes estruturais (“estoques”) dos ecossistemas (espécies e matéria/ espaço abiótico), em interação com a energia solar, dão origem a uma série de funções ambientais (ciclos hidrológicos e de nutrientes, fluxos de energia, regulação climática). A distribuição interativa e as mudanças deste conjunto de componentes estruturais e funcionais ao longo do tempo são denominadas diversidade (dimensão organizativa de um ecossistema, que inclui a diversidade entre as espécies, dentro de cada espécie e dos ecossistemas).

Quando os componentes estruturais dos ecossistemas são apropriados com finalidades de uso, se convertem em bens; por sua vez, as funções ambientais que produzem fluxos ao longo do tempo (fluxos hidrológicos, retenção de sedimentos, ciclo de nutrientes no solo, etc.) proporcionam serviços ambientais e econômicos (Aylward e Barbier, 1992; cf. Barbier, 1992; Barrantes e Castro, 1999b; cf. Izko, 2002).

Entre os serviços que contemplam os bosques, relacionados com suas correspondentes funções, podem ser mencionados os seguintes:

Quadro I.3. Funções ecossistêmicas e serviços ambientais do bosque

Serviços Ambientais	Funções	Exemplos
1. Regulação de gases.	Regulação de composição química atmosférica.	Balanco CO ₂ /O ₂ , SO _x , etc.
2. Regulação de clima.	Regulação da temperatura global, precipitação e outros processos climáticos locais e globais.	Regulação de gases de efeito estufa.
3. Regulação de distúrbios.	Capacidade do ecossistema de responder e se adaptar a flutuações ambientais.	Proteção contra tempestades, inundações, estiagens, resposta do habitat a mudanças ambientais, etc.
4. Regulação hídrica.	Regulação dos fluxos hidrológicos.	Provisão de água (irrigação, agroindústria, transporte aquático).
5. Oferta de água.	Armazenamento e retenção de água.	Provisão de água através de bacias, reservatórios e aquíferos.
6. Retenção de sedimentos e controle de erosão.	Detenção do solo dentro do ecossistema.	Prevenção da perda de solo por vento, etc., armazenamento de água em lagos e charcos.
7. Formação de solos.	Processo de formação de solos.	Meteorização de rochas e acumulação de matéria orgânica.
8. Reciclagem de nutrientes.	Armazenamento, reciclagem interna, processamento e aquisição de nutrientes.	Fixação de nitrogênio, fósforo, potássio, etc.
9. Tratamento de resíduos.	Recuperação de nutrientes móveis, remoção e decomposição de excesso de nutrientes e compostos.	Tratamento de resíduos, controle de contaminação e desintoxicação.
10. Polinização.	Movimento de gametas florais.	Provisão de polinizadores para reprodução de populações de plantas.
11. Controle biológico.	Regulação trófica dinâmica de populações.	Efeito predador para o controle de espécies, redução de herbívoros por outros predadores.
12. Refúgio de espécies.	Habitat para populações residentes e migratórias.	Sementeiras, habitat de espécies migratórias, locais.
13. Recreação.	Fornecer oportunidades para atividades recreativas.	Ecoturismo, pesca esportiva, etc.
14. Cultural.	Fornecer oportunidades para usos não comerciais.	Estética, artística, educacional, espiritual, valores científicos do ecossistema.

Fonte: Barrantes e González (2000), adaptado de Costanza et al., 1998.

- Produtos madeireiros (madeira, lenha, postes, etc.)
- Produtos não madeireiros:
 - Vime
 - Plantas ornamentais
 - Plantas e frutas comestíveis
 - Cipós e troncos
 - Materiais biológicos
- Mangues
- Pesca (mariscos)
- Animais – caças
- Sementes florestais
- Outros

Em seguida serão analisados os diferentes bens e funções do bosque separadamente.

3.2.1. Bens florestais

Diferentemente da maioria dos serviços ambientais, os bens que em seguida serão analisados têm como característica fundamental serem tangíveis e suscetíveis de quantificação e comercialização. Portanto, é possível se obter um preço de mercado para a maioria deles, o que permite uma estimativa precisa dos recursos gerados pelo aproveitamento dos mesmos.

A água como insumo da produção

A água é um bem que as diferentes atividades econômicas consomem para seu respectivo processo produtivo. Estas atividades têm um consumo (m³/ano) determinado, pelo qual se deveria pagar um preço específico. Como a água é um bem que pode ser utilizado em diferentes atividades, e o comprador do bem pode aplicá-lo no que mais lhe interessar, em termos gerais, como apontam Barrantes e Castro (1999a), as verbas pelo aproveitamento da água como insumo podem ser estimadas por meio da equação:

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

Y_a : Verbas por aproveitamento da água como insumo (\$/ano)

P_a : Preço da água como insumo da produção (\$/m³)

Q_i^a : Demanda de água no setor i (m³/ano)

Madeira

Considerar o bosque somente pela madeira que oferece representa uma subutilização e uma subvalorização do mesmo. Existe uma ampla variedade de fluxos de bens e serviços que beneficiam a sociedade e agregam valor ao bosque. É o caso da beleza cênica para a indústria ecoturística; o recurso hídrico, do qual se beneficiam todos os setores da economia e o setor doméstico em geral; a regulação de gases de efeito estufa, que beneficia a comunidade nacional e internacional; a conservação dos solos, que mantém sua produtividade e reduz riscos; a disponibilidade de material genético (germoplasma) para a pesquisa científica; a provisão de produtos alimentícios e medicinais, entre outros (Barrantes, 2001).

Ainda que uma porcentagem alta dos proprietários esteja consciente dos benefícios ambientais que o bosque fornece de forma adicional à madeira que se vende no mercado, e que algumas agências públicas e privadas façam esforços para identificar os benefícios não madeireiros, usualmente estes esforços são, em escala, muito limitados, e com frequência contrários à vontade de certos grupos econômicos. A razão principal para a debilidade de tais esforços é que os proprietários dos recursos na maioria dos países recebem muito pouca ou nenhuma vantagem econômica por oferecer benefícios ambientais à sociedade. Tanto no setor privado como no público, os donos de bosques tendem a se concentrar nos custos diretos e nos benefícios tangíveis de suas atividades. Portanto, os donos de bosques produzem madeira porque podem vendê-la, enquanto os agricultores modificam os bosques porque podem cultivar a terra para obter benefícios ou para garantir sua subsistência (Bishop, 1999).

Se os benefícios não madeireiros do bosque não são quantificáveis, os proprietários não terão nenhuma motivação para promovê-los, a menos que sejam obrigados. De forma similar, as agências florestais oficiais subestimam a importância dos mesmos, já que freqüentemente não apresentam possibilidades de gerar benefícios econômicos, empregos ou impostos comparáveis aos das atividades agrícolas e florestais tradicionais, que crescem de forma sustentável e paralela ao desenvolvimento econômico (FAO, 1997), (Sedjo e Lyon, 1990).

Considerando-se que a madeira conduz a usos alternativos do solo, e a preservação do bosque a rentabilidade imediata, é importante diferenciar entre exploração industrial ou de pequena escala⁸, já que tal consideração fornece informação sobre aspectos distributivos e torna possível a identificação do caráter sustentável ou não da exploração em cada caso⁹ (Ricker e Daly, 1998).

Produtos não madeireiros

Tradicionalmente não se prestou maior atenção aos produtos não madeireiros do bosque, em parte pelos motivos apontados na seção anterior – apesar de existirem vários estudos sustentando que seu valor poderia superar ao longo prazo o da madeira. De todas as formas, não se chegou a um consenso de que o uso sustentável dos não madeireiros possa cobrir o custo de oportunidade da atividade madeireira. De fato, resultados como os de Peters *et al.* (1989) não são unânimes, pois outros estudos contradizem suas conclusões¹⁰.

⁸Ver Southgate (1992). Apresenta uma análise de custo-benefício econômico de três alternativas de uso da terra (agricultura, agrofloresta e manejo florestal somente) no Equador. As estimativas do valor presente líquido dos três usos são expressas em “equivalentes anuais”, como uma tendência de entrada de capital anual constante. A conclusão é que o manejo florestal é competitivo frente aos usos anteriores do solo. No entanto, num livro posterior, o próprio Southgate (1998) conclui que é difícil evitar o desflorestamento somente mediante a valoração dos ecossistemas florestais (ver Capítulo III).

⁹Isto se obtém a partir do cálculo da taxa máxima de rendimento sustentável.

¹⁰Podem ser analisados estudos como o de Pinedo-Vasquez *et al.* (1992), nos quais os benefícios da extração de produtos não madeireiros (frutas e látex) são comparados com o desmatamento comercial não sustentável e a agricultura de subsistência, para uma região próxima à estudada por Peters *et al.* (1989). Os resultados apresentados neste estudo mostram que o retorno da extração de uma só vez de madeira comercializável e a conversão em agricultura de subsistência excedem os retornos da extração de frutas e látex sobre o mesmo período de tempo, contradizendo os resultados obtidos por Peters (ver mais adiante).

Ainda que a demanda por atividades de recreação nos bosques tenda a aumentar nos países em desenvolvimento, devido ao processo de urbanização e incremento das verbas, é muito provável que a demanda de certos produtos não madeireiros diminua. Por exemplo, o incremento de capital nas áreas rurais pode levar a um decréscimo na demanda de produtos não madeireiros utilizados para a subsistência. Daí que o efeito real dos não madeireiros imputável ao desenvolvimento é incerto (Woon e Poh, 1998).

Outro tema para se analisar quando comparamos entre não madeireiros e produtos madeireiros, é o fato de que quando se fala de utilização e exploração de não madeireiros, geralmente estão sendo empregadas cifras “potenciais”, enquanto a madeira apresenta preços de mercado vigentes. Além disso, muitos dos produtos não madeireiros são basicamente para subsistência ou utilizados para troca, e poucos chegam a mercados locais ou a canais de distribuição mais complexos e extensos.

De todas as formas, estas limitações atuais não afetam o pressuposto de que o bosque apresenta um grande potencial. Além dos produtos não madeireiros “mais tradicionais”, tais como resinas, frutas, tubérculos, fibras, cipós, óleos, etc., o bosque constitui um laboratório fundamental, tanto do ponto de vista da pesquisa em diversas ciências da natureza, como do desenvolvimento de diferentes serviços educativos no campo das ciências naturais e sociais.

Algumas plantas silvestres são utilizadas como produtos medicinais para o tratamento de doenças. Normalmente é possível quantificar o volume utilizado em quilogramas para estes produtos, e existe um preço no mercado que o consumidor está disposto a pagar, ou que pode ser estimado baseando-se nos preços de seus bens substitutos. Portanto, é factível estimar os recursos derivados de plantas medicinais de origem silvestre¹¹.

O mesmo potencial que apresentam as plantas medicinais pode ser estendido à exploração/ extração de plantas ornamentais de seu habitat natural, a qual se viu complementada com esforços de produção de plantas ornamentais exóticas em cativeiro¹².

Existem outras espécies “ornamentais” que podem ser manejadas comercialmente (sempre que sejam respeitados os requisitos de sustentabilidade necessários) e que estão relacionadas com a fauna. Tais como rãs e peixes ornamentais, borboletas, tartarugas e jacarés, entre outros.

Outros produtos considerados entre os não madeireiros do bosque são os artesanatos, ainda que a contabilidade do artesanato comercial envolva uma série de dificuldades próprias dessa atividade. Normalmente, sua comercialização é por preços, já que não há uma unidade de medida estabelecida e única. Isto obriga contabilizar o número de peças solicitadas no mercado e saber o preço de cada uma delas. Se para alguns produtos é factível contar com uma unidade de medida diferente à da peça, como ocorre em termos de volume, a estimativa requer saber o preço por unidade do volume demandado.

¹¹Para uma análise do valor da biodiversidade como provedora de princípios ativos para a indústria farmacêutica, pode-se rever o trabalho de Simpson et al. (1999).

¹²(falta inserir) Um efeito importante da produção em cativeiro é que ajuda a diminuir a pressão pela extração de plantas silvestres, mesmo que sua produção possa trazer outro tipo de problemas ambientais.

3.2.2. Serviços econômico-ambientais do bosque

Os usos econômicos da biodiversidade vão além da venda e reprodução de espécies quando sua exploração é sustentável. Muitos dos serviços ambientais ainda não têm valor de mercado, e poderia levar algum tempo até que sejam desenvolvidos mecanismos de preços para os mesmos. Azqueta (2000) assinala que estes serviços derivam indiretamente das funções que o bosque cumpre por si só com relação à capacidade de resiliência, diversidade e equilíbrio do ecossistema global, e à proteção de outro tipo de elementos, podendo ser enumerados da seguinte forma:

Prevenção da erosão e proteção das bacias

A prevenção da erosão que a presença do bosque supõe, assim como a proteção das bacias fluviais existentes no território, representam uma série de benefícios indiretos que têm um inegável valor econômico, dentre os quais caberia apontar:

- a) A prolongação da vida útil de infra-estruturas de vias residenciais, industriais, etc.
- b) A manutenção da produtividade do solo agrícola e a defesa dos cultivos existentes mediante vento e erosão; a manutenção, da mesma forma, da produtividade das pisciculturas.
- c) O uso de água de uma determinada qualidade, tanto para consumo humano bem como para outros aproveitamentos, em benefício da população local.

Controle de inundações e deslizamentos

A função de regular os fluxos hidrológicos é considerada um serviço ambiental dos bosques. Um dos grandes problemas econômicos que enfrentam vários países é a degradação de infra-estrutura física devido aos picos naturais de água que precipitam torrencialmente em zonas de ladeiras, provocando inundações nos vales. A inundação se dá porque a ocorrência de trombas d'água supera a capacidade dos leitos naturais de drenagem da água para os oceanos. Estes picos de água se devem, em parte, exatamente pelos efeitos provocados por desflorestamento e eliminação da biodiversidade associada com a retenção de água proveniente das chuvas, a qual, sob cobertura florestal, é retida e drenada lentamente até as partes mais baixas da bacia. Neste sentido, a presença de bosques em bacias adjacentes a povoados oferece um serviço ambiental cuja desaparecimento poderia ser comparada com o valor dos custos destrutivos na infra-estrutura física e social provocada por este tipo de desastre natural (Burneo e Albán, 2001).

Preservação da biodiversidade

A biodiversidade cumpre uma grande variedade de funções no ecossistema e pode, por sua vez, produzir inumeráveis benefícios por sua riqueza como fonte de matéria-prima e ingredientes para a produção química, industrial e farmacêutica. Ainda que apresente importantes complicações no momento de calcular seus benefícios em termos econômicos, atrai fortes investimentos de empresas farmacêuticas, entre outras iniciativas (Azqueta, 2000).

Regulação do clima

O bosque assume um importante papel na regulação do clima em âmbito local. Apesar de não ser de todo compreendido, esse papel aparece refletido numa série de aspectos que têm uma indubitável tradução econômica, como a produtividade da agricultura na função da provisão de umidade e água de chuva (Azqueta, 2000).

Produção de oxigênio e seqüestro de carbono

Um serviço ambiental de grande relevância na ordem global que a vegetação do bosque oferece consiste em produzir oxigênio mediante o processo de fotossíntese, através do qual o dióxido de carbono (CO₂) que absorvem as plantas verdes é fixado como biomassa orgânica. Desta forma, a concentração excessiva de dióxido de carbono se reduz, diminuindo o efeito estufa, cujas conseqüências econômicas e humanas podem ser incalculáveis. Embora este serviço beneficie a comunidade local, nacional e internacional, seus custos são geralmente mais aceitos pelos países industrializados – com a importante exceção do maior contaminador no mundo, os Estados Unidos – pois são os que mais contribuem para aumentar o risco do efeito estufa e, em geral, são eles os signatários do Protocolo de Quioto. O bosque fixa o carbono em sua biomassa e no solo, evacua grandes porcentagens de carbono nas águas de chuvas, e torna mais lenta a oxidação biológica do carbono que se encontra dentro e sobre a superfície do solo (Burneo e Albán, 2001).

No Protocolo de Quioto estão previstos três mecanismos de implementação cooperativa que os países industrializados signatários podem usar para complementar suas ações domésticas relacionadas com os compromissos assumidos para a redução da emissão de gases que causam o efeito estufa (GEE):

- Implementação Conjunta (Joint Implementation). É um enfoque de projetos que facultam aos países industrializados o financiamento de programas de redução de GEE em outros países do Anexo I, para receber em troca Unidades de Redução de Emissões (Emissions Reduction Units, ERU) respaldadas pelas emissões não realizadas pelo outro país (artigo 6).

- Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (Clean Development Mechanism, CDM). Permite aos países desenvolvidos acumular Certificados de Redução de Emissões (Certified Emission Reduction Units, CERs) como retorno ao financiamento de projetos que incluam atividades de redução de carbono em países em vias de desenvolvimento e que atuem para o desenvolvimento de tais nações (artigo 12).

- Negociação de Emissões Internacionais (International Emission Trading, IET). Faculta aos países industrializados signatários do Protocolo de Quioto a negociação da redução de emissões de GEE para complementar os compromissos adquiridos, segundo o qual os países que reduzirem suas emissões além da cota acordada no Protocolo poderão vender aos países que emitiram acima da cota (artigo 17), (Totten, 1999).

Barrantes (2001) aponta que existem alguns requisitos básicos para a realização da estimativa das verbas pelo serviço de regulação de gases de efeito estufa. Por um lado, deve-se conhecer o volume (tn/ha/ano) que podem capturar os diferentes tipos de bosques no país, e por outro, conhecer o preço (\$/t) que pode ser cobrado pelo serviço de seqüestro de gases (ver Baldoceda, 2001; Barzev, 2001 e Portilla, 2001). Ao estabelecê-lo, é preciso saber o total de hectares que serão submetidos à prestação do serviço de seqüestro de gases. Estabelecendo uma relação entre os componentes anteriores, a estimativa das verbas pela regulação dos gases de efeito estufa é obtida aplicando-se a seguinte equação:

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

Onde:

Y_c : Verbas pela fixação de carbono (\$/ano)

P_c : Preço (\$/tn) do carbono fixado

Q_i^c : Quantidade de carbono fixado (tn/ha/ano)

N_i^c : Número de hectares reconhecidos para fixação de carbono

i : Tipo de bosque considerado para o serviço de fixação de gases de efeito estufa

A importância que tem este tema para a geração de divisas é ainda incerta em nossos países. Provavelmente seja assim até que se esclareçam de forma definitiva os aspectos relacionados com a ratificação e cumprimento dos convênios internacionais, assim como a possibilidade e o grau de participação nos mesmos que terão os países não pertencentes ao Anexo I. De todas as formas, este serviço é um dos que mais opções apresenta na atualidade para desenvolver um mercado formal na ordem internacional.

Qualidade da água

A capacidade dos bosques de reter água pode ser medida em parte pela quantidade de metros cúbicos que fluem pelos leitos superficiais dos rios, inclusive em fins de época seca. Além disso, em termos qualitativos, poderiam ser adicionados os benefícios da presença de bosques em termos de qualidade da água. No entanto, a permanência da oferta de água não teria utilidade para o homem se economicamente não existissem usuários para ela. Estudos deste recurso podem ser encontrados em Hardner (1999), Barrantes (2000), Barzev (2001), entre outros.

Dentro do complexo ecossistema do bosque natural, o recurso água constitui um fator muito importante que vem a se converter no motor que permite todas as relações do meio. Este recurso pode ser afetado tanto em sua quantidade como em sua qualidade. De qualquer modo, uma deterioração deste recurso acarreta conseqüências muito graves, que podem ter conotação local ou nacional, refletidos em problemas de erosão, sedimentação, chuvas torrenciais, inundações ou secas que determinam mudanças do clima local (Barrantes, 2001).

Beleza cênica

A beleza cênica oferece serviços de desfrute e distração no turismo nacional e estrangeiro. Neste sentido, os diversos ecossistemas individuais e seu conjunto constituem um atrativo para o turismo recreativo e científico (Barrantes e Castro, 1999).

O ecossistema florestal, em especial o tropical, converteu-se, nos últimos anos, num dos centros de atração com maior potencial para a atividade turística, com base em características apresentadas nessa demanda de serviços. Este fenômeno bem pode se converter na base do desenvolvimento de uma indústria limpa baseada no turismo de natureza com indubitáveis efeitos multiplicadores sobre a economia da região na qual está localizada e do país no qual se desenvolva (Barrantes, 2001). Exemplos latino-americanos nos quais se demonstra a importância deste serviço podem ser encontrados em Tobías e Mendelsohn (1991), Galvin (2000), Díez Galindo (2001) e Portilla (2001), entre outros.

O serviço ambiental de beleza cênica não é quantificável; logo, não é possível monitorar um volume ou quantidade específica deste serviço. Diante da impossibilidade de oferecer ou colocar no mercado uma quantidade física do serviço, para estimar os recursos possíveis de um bosque relativos ao atrativo cênico, pode-se utilizar como aproximação o que cada turista está ou estará disposto a pagar (ver Barzev, 2001; Diez Galindo, 2001; Galvin, 2000; Tobias e Mendelsohn, 1991).

Bioprospecção e lucros biológicos

A pesquisa em biodiversidade se deve ao interesse que provocam os ecossistemas naturais. O conhecimento gerado com a pesquisa é um acréscimo importante no desenvolvimento científico. Também é de grande utilidade para o desenvolvimento nacional, com a incorporação de novos bens que promovem o crescimento econômico. O caso mais evidente é o da bioprospecção, com sua intenção de encontrar novos produtos medicinais para a indústria farmacêutica.

O serviço de pesquisa não é claramente quantificável, nem existe um preço determinado para o mesmo. Para se estimar os incentivos econômicos da biodiversidade por sua permanência para o desenvolvimento científico, podem ser considerados os diferentes projetos de pesquisa desenvolvidos em biodiversidade. Os fundos financeiros que apóiam estes projetos, que geralmente são fundos externos, são considerados como recursos da biodiversidade pelo serviço de pesquisa (Barrantes, 2001). Um caso bastante conhecido na área é o convênio entre a Merck & Co Ltd. e o Instituto Nacional de Biodiversidade da Costa Rica (Inbio), assinado em 1991, no qual a InBio concordou em fornecer à Merck extratos de plantas, microorganismos e insetos das áreas protegidas da Costa Rica (ver Capítulo III). A Merck processaria os extratos e pagaria 90% do US\$ 1,1 milhão requerido para estabelecer o programa de amostras. Assim, a InBio obteria lucros com qualquer produto que chegue ao mercado, das quais 50% irão para o Fundo para Parques Nacionais.

Vias de comunicação e infra-estrutura

Este tema está associado com o serviço que o ecossistema florestal pode fornecer às pessoas quanto à prorrogação da vida útil dos açudes e represas, ou presença de uma grande quantidade de cursos de água que constituem a principal via de deslocamento de certas populações e mercadorias.

Apesar de neste caso a fronteira entre o desenvolvimento sustentável e a utilização das possibilidades do bosque ser crítica e difícil de traçar, não se pode perder de vista que o ecossistema florestal também é compatível, até certo ponto, com a presença de cultivos agrícolas, explorações pecuárias, estabelecimentos industriais (transformação da madeira), moradia (tanto de populações indígenas como de colonos), e infra-estruturas de diferentes tipos de transporte e energia, etc. (Azqueta, 2000).

4. Técnicas para valoração ambiental dos bosques

Azqueta (1994) aponta que os valores que o bosque adquire para os diferentes agentes, de acordo com as funções que cumpre direta ou indiretamente para eles, se traduzem operativamente em rentabilidade, seja financeira, econômica ou social. Portanto, há aspectos adicionais que devem ser considerados com relação aos possíveis usos do bosque no momento de se fazer a análise. O estudo destas manifestações de rentabilidade permite, da mesma forma, detectar as possíveis fontes de conflito potencial entre os diferentes agentes e grupos afetados por esta eventual ordenação.

Os fatores externos, ou a impossibilidade de interiorizar todos os custos e benefícios derivados de uma atividade econômica introduzem diferenças entre os custos e benefícios comparados com os custos e benefícios sociais, sejam estes gerados no local ou fora do local de análise.

Para se obter estimativas da importância econômica da biodiversidade dos bosques, existem diversos métodos e técnicas de valoração geralmente classificados segundo o conceito de valor adotado.

4.1. Análise custo-benefício¹³

O processo inclui:

1. Avaliar o valor monetário da conservação da biodiversidade.
2. Valorar os custos das políticas de conservação.
3. Comparar os custos e os benefícios de tais instrumentos e intervenções políticas para poder ordená-los de acordo com a relação custo-benefício (C/B).
4. Todas as políticas cujas relações C/B sejam maiores do que as consideradas como viáveis para sua aplicação.
5. A política que tiver a relação mais alta será instrumentada primeiro, seguida pela que obteve o segundo lugar em pontuação, e assim sucessivamente até que o saldo para conservação se esgote.

O valor monetário da conservação da biodiversidade pode incluir vários dos valores de uso e não-uso apontados anteriormente. Incluídos entre os primeiros estarão todos os valores diretamente relacionados com o uso, tais como informação genética para a farmacologia e diversidade de sementes, valores indiretos dos ecossistemas como provedores de serviços, além do rol da biodiversidade que possibilita a resiliência e absorção por parte dos ecossistemas frente aos resíduos gerados pelo homem. Deverão ser incluídas entre os valores de não-uso a disponibilidade a pagar dos indivíduos por recursos biológicos e a biodiversidade de forma independente dos usos atuais destes recursos.

O enfoque de custo-benefício assume que uma parte significativa das funções e serviços promovidos pela biodiversidade pode ser medida em termos econômicos. Para que seja assim, é necessário que os indivíduos tenham preferências identificáveis a favor (ou contra) as diferentes funções e serviços da biodiversidade, e que uma ou mais das metodologias analisadas adiante possam ser aplicáveis.

Randall (1991) pontua algumas das críticas feitas ao enfoque custo-benefício:

- a) A análise de custo-benefício se baseia num enfoque de valor de tipo instrumental, apesar de o “verdadeiro valor” ser intrínseco. Os valores instrumentais são de tipo variável devido ao fato de que as preferências humanas podem mudar, inclusive ocasionar perdas na diversidade, considerando-se que o valor intrínseco é constante através do tempo.
- b) Avanços na tecnologia podem possibilitar novas maneiras de ver a diversidade (a biotecnologia seria um exemplo disso). Este fato poderia reduzir a percepção de que a biodiversidade é única e insubstituível, colocando, portanto, maior pressão sobre ela (Ehrenfeld, 1988). Uma visão não instrumental lhe conferiria valor em forma independente do estágio da tecnologia.

¹³Seção obtida de Pearce e Moran (2000).

c) O custo-benefício é um enfoque adicional: avalia mudanças discretas ou pequenas no estoque de biodiversidade, mesmo quando o total do estoque é extremamente alto. O enfoque custo-benefício pode ser consistente ao julgar justificável cada pequena perda de biodiversidade; mas cada pequena alteração, por sua vez, contribui para aumentar o risco de uma perda total do estoque. (Norton, 1988)

d) O custo-benefício incorpora a noção do economista de que o valor é relativo (o valor de algo é sempre relativo a algo mais). Os críticos discutem se a biodiversidade tem um valor absoluto em si mesmo. Este valor não pode, nem deve, ser medido ou comparado em termos relativos com outras coisas.

Por sua vez, Pearce e Moran (2000) comentam estas críticas da seguinte forma:

A crítica a) reflete as diferenças filosóficas existentes sobre o conceito de valor. Mesmo quando os valores não instrumentais são considerados constantes através do tempo, há que se considerar que os pontos de vista não instrumentais, difíceis de serem traduzidos ou plasmados em políticas práticas num contexto de proteção da biodiversidade frente a suas ameaças, e de enfrentar o custo de oportunidade dos recursos destinados a conservar a biodiversidade. Por outro lado, não há segurança alguma de que os mesmos conceitos do valor intrínseco não possam mudar com o tempo.

A crítica b) tem algum fundamento, mas há certos pontos de vista que sugerem que as mudanças tecnológicas podem beneficiar a biodiversidade em vez de prejudicá-la. A modificação genética de colheitas em particular reduz as possibilidades de falhas na produção e nela introduz acréscimos. Num contexto de crescente demanda mundial por alimentos, o acréscimo na produção é algo que pode auxiliar na demanda futura por agricultura. Já que a conversão do uso da terra é uma das causas principais para a perda de biodiversidade, o efeito poderia ser positivo para conservá-la. Então, o efeito líquido da tecnologia sobre a diversidade depende do balanço obtido entre os benefícios e os danos ambientais.

O ponto de vista de que os enfoques complementares ao valor poderiam levar a uma perda total do estoque também tem certa validade. Mas os autores rebatem estes argumentos dizendo que como o estoque gradualmente se reduz, a teoria de valoração econômica determina que o valor de cada elemento restante sofra acréscimo, podendo diminuir sua afetação, já que a escassez crescente confere um valor crescente. Isto seria certo sempre que de alguma maneira os mercados em biodiversidade começassem a funcionar de forma adequada. Por sua vez, a ausência de mercados e a possibilidade de que existam certos decisores atuando irracionalmente, deixam vigente a possibilidade da perda total. Além disso, os ecologistas que defendem a existência de descontinuidades potenciais nos sistemas ecológicos, argumentam que pequenas alterações podem ter grandes conseqüências, sempre que estas mudanças ocorram numa região onde o ecossistema mantenha um equilíbrio instável. A crítica final reflete outra característica de alguns dos enfoques não instrumentais sobre a biodiversidade – já que a biodiversidade é considerada “a base da vida”, portanto a própria idéia de que esta pode ser trocada por outras coisas propõe em si um erro lógico. Portanto, a conservação da biodiversidade se transforma num imperativo categórico e numa regra moral superior. De todas as formas, Randall (1991) anotava que essa preeminência não havia sido demonstrada, em especial no contexto de uma análise de custo de oportunidade. Claramente a análise custo-benefício não é um procedimento irrefutável, que não gera controvérsias, mas tampouco o são as outras alternativas (Pearce e Moran, 2000).

4.2. Classificação dos procedimentos de valoração ambiental¹⁴

Métodos baseados em valores de mercado

Técnicas nas quais são utilizados valores de bens e serviços:

- Métodos que utilizam diretamente preços de mercado
- Mudança na produtividade
- Custo de oportunidade

Técnicas nas quais os gastos atuais ou potenciais são utilizados para valorar custos:

- Método de custo-efetividade
- Gastos defensivos ou preventivos
- Custos de reinstalação
- Custos de reposição

Métodos baseados em preferências reveladas

- Custo de viagem
- Preços hedônicos
- Métodos de bens substitutos

Métodos baseados em preferências declaradas

- Valoração contingente

Outros métodos de valoração

- Transferência de valor

4.2.1. Técnicas baseadas em valores de mercado

Métodos que utilizam diretamente preços de mercado

Os métodos de valoração mais simples de aplicar são aqueles que se baseiam em preços de mercado, quantidade e qualidade de informação relacionada para derivar valores totais. Direcionam-se em sua maioria a estudos de custo-benefício (Bishop, 1999). Muitos dos bens e serviços dos bosques são negociados em mercados organizados, tanto locais como internacionais, incluindo produtos madeireiros (madeira e lenha para combustível) e não madeireiros (alimentos, remédios, artesanatos, etc.), que estão relacionados com cultivos, pecuária, caça, pesca e recreação.

PRODUTOS NÃO MADEIREIROS: UMA ALTERNATIVA AO DESFLORESTAMENTO?

No estudo de Peter et al. (1989) é apresentada uma análise de usos alternativos dos bosques tropicais úmidos em Mishana, Rio Nanay, no Peru. Os autores comparam os benefícios financeiros da máxima extração sustentável de frutas nativas e látex com a conversão do bosque para exploração madeireira. As estimativas da produção sustentável de frutas e látex para um hectare se baseiam na análise de campo, entrevistas com coletores e publicações existentes. Usando preços médios de venda ao pormenor de frutas do bosque, baseados em pesquisas mensais no mercado de produtores de Iquitos e em preços da borracha (que era controlada pelo governo peruano) obtidos do escritório do Banco Agrícola, o valor da colheita foi calculado multiplicando-se preços por quantidades. Deduzindo das verbas os custos de colheita e de promoção (usando informação de custo de mão-de-obra e custo de transporte), o benefício líquido de um ano de colheita de frutas e de produção de látex foi estimado em US\$ 422 por hectare. Assumindo que este valor seria imutável, com preços constantes e uma taxa de desconto de 5%, os autores calcularam o valor presente líquido (VPL) da produção sustentável de frutas e látex do bosque em US\$ 6.330 por hectare.

Os autores concluem que um desmatamento seletivo e periódico combinado com coleta sustentável de frutas e látex constitui-se no mais rentável uso sustentável da terra. Os autores comparam o valor líquido atual de três opções de uso da terra: i) a extração de frutas e látex somente, ii) corte da madeira comercializável, e iii) o desmatamento seletivo e periódico combinado com extração e coleta sustentável de frutas e látex. Neste caso, a opção preferida é a iii). A coleta sustentável das frutas e látex cobre ao redor de 90% do valor dos três recursos no bosque natural (excluindo o valor das plantas medicinais, cipós e pequenas palmeiras que não foram estudadas). O estudo conclui que o uso múltiplo do bosque natural gera maiores valores econômicos, como demonstrado na tabela comparativa. Nesta tabela, são apresentados retornos financeiros líquidos para produtos não madeireiros e outros usos do bosque com um VAL de US\$/ha em 1989, utilizando uma taxa de desconto de 5%. Os valores apresentados são: coleta não madeireira de frutas e látex, US\$ 6.330; desmatamento sustentável, US\$ 490; total por hectare, US\$ 6.820. Para o caso do desmatamento baixo total, apresentam-se valores de US\$ 1.001 para a plantação florestal; para o cerne de madeira (plantando *Gmelia arborea*), US\$ 3.184, e para a criação pecuária, US\$ 2.960 (valores brutos por hectare de pastagens completas e produtivas, sem deduzir os gastos de medicamentos e cuidados gastos em pecuária).

Este estudo é um dos mais citados como exemplo de comparação econômica dos usos alternativos da terra.

Fonte: Peters, Gentry e Mendelsohn (1989).

¹⁴Existe uma literatura abundante sobre este tema: estes são alguns dos documentos que podem ser consultados para um aprofundamento teórico: Azqueta (1994; 2000), Dixon et al. (1994), Pearce e Moran (1994; 2000), Barrantes e Castro (1999), Barrantes e González (2000), Bishop (1999), Barzev (2001) e Seroa da Motta (1998).

Em geral, quando são usados preços de mercado com o propósito de se efetuar valorações financeiras, é importante determinar os preços corretos para os bens e serviços de cada alternativa de uso do solo. Em alguns casos, será necessário ajustar os preços (preços-sombra), devido à de imperfeições de mercado.

Como foi detalhado no quadro, Peters et al. (1989) fazem uma comparação das alternativas de produção sustentáveis diante de outras não sustentáveis. Foram estimados valores de mercado associados ao uso comercial dos bosques tropicais (produtos não madeireiros e manejo sustentável da madeira), compararam-nos com o retorno financeiro que se obtém na região por parte de uma indústria florestal não sustentável (de fato, a madeira é o bem proveniente do bosque mais fácil de valorar, pois existem mercados formais para sua comercialização) e a pecuária que na terra desflorestada poderia ser desenvolvida¹⁵. Em geral, os autores chegam à conclusão de que os retornos provenientes do manejo comercial do bosque são maiores que os retornos obtidos pelas plantações florestais e projetos agropecuários.

Outros autores tentaram posteriormente aproximações similares. Assim, Balick e Mendelsohn (1992) realizaram medições em duas áreas de Cayo (Belize): na primeira, o valor presente líquido (VPL) das plantas medicinais foi de US\$ 726/ha, com um ciclo de colheita de 30 anos; na segunda, o VPL foi de US\$ 3.337/ha, com um ciclo de colheita de 50 anos. Ainda que se tratasse de um valor competitivo comparado com outras formas de uso da terra (agricultura e pecuária nas condições locais), os VPLs variavam notavelmente em função do tipo do bosque (espécies, densidades de plantas comerciáveis, ciclos de colheita sustentável).

Por sua vez, Grimes et al. (1994) realizaram análises similares em três áreas de amostras em Porto Misahuallí (Napo, Equador). Embora também se tratassem de valores competitivos, existiam fortes oscilações entre os diferentes VPLs, em função da composição do bosque. No caso das reservas extrativas da Amazônia brasileira, concorrem condições particulares que tornam mais viável a extração, embora não sejam extrapoláveis a outros contextos de uso (Ruiz Murrieta e Pinzón Rueda, 1995; Ruiz Pérez, 1997; ver Capítulo II).

Outros métodos que utilizam valores de mercado de bens e serviços para valorar impactos

Os métodos que seguem, e que apóiam a análise custo-benefício, também se baseiam em preços de mercado existentes, e são aplicados para análise de alterações na produtividade, ou do custo de oportunidade das atividades desenvolvidas. Podem ser utilizados quando uma mudança na qualidade ambiental, ou disponibilidade de um recurso afetam a produção ou a produtividade das atividades humanas. A fonte de informação principal se baseia na análise de certos parâmetros que refletem condutas ou ações observadas e informação existente, tal como preços realmente pagos, ou gastos realmente efetuados, preços e custos que se encontram refletidos em mercados existentes de tipo convencional (Dixon et al., 1994).

Para estes métodos, devem ser feitas certas suposições com relação aos preços. Se for considerado que o projeto em questão não afetará consideravelmente a oferta total do produto ou serviço, pode-se optar por uma suposição de “projeto pequeno”, com o qual os preços são assumidos como constantes¹⁶. No caso de que o projeto gere quantidade suficiente de produtos ou serviços para afetar consideravelmente a oferta, o procedimento é mais complicado, pois se deve fazer um ajuste de preços e para isso deveriam ser estimadas, de alguma maneira, as curvas de oferta e demanda (Dixon et al., 1994).

Dentro dos métodos que podem se relacionar com esta categoria e que poderiam ser utilizados em ecossistemas florestais, podem ser mencionados os seguintes: mudança na produtividade e custo de oportunidade¹⁷.

¹⁵Trata-se, sem dúvida, do método mais utilizado na região. Para outros exemplos da aplicação destas metodologias para a América latina, pode-se consultar, entre outros: Pinedo Vasquez et al. (1992); Schwartzman (1989); Southgate (1992); Uhl et al. (1992); Alcorn (1989); Almeida e Uhl (1985); Anderson e Jardim (1989); Browder et al. (1996); Mattos e Uhl (1994); Bennett et al. (1994).

¹⁶Em microeconomia este caso se aproxima do caso de um projeto que é “tomador de preços”, ou que se adapta ao preço de mercado.

¹⁷Existem outras técnicas, como a da perda de recursos ou a de custos ocasionados por enfermidades, que também poderiam ser utilizadas. Podem ser consultados Dixon et al. (1994), Bishop (1999), Pearce e Moran (2000), ou Barzev (2001).

Mudança na produtividade

Esta metodologia pode ser considerada como uma extensão da análise tradicional de custo-benefício. Quando projetos de desenvolvimento afetam a produção e/ou produtividade de forma positiva ou negativa, as mudanças geradas podem ser valoradas utilizando-se preços analisados.

ANÁLISE DOS MANGUES DE HÉROES E MARTÍNEZ, NA COSTA PACÍFICA NORTE, NA NICARÁGUA

Na tese de mestrado realizada por Windevoxhel (1992), apresenta-se uma análise dos mangues de Héroes e Martínez, na costa pacífica norte, na Nicarágua. Analisa-se a perda de verbas e produtividade resultante do desflorestamento do mangue. Foram utilizadas pesquisas para se estimar o valor dos usos diretos dos artesanatos, da pesca e da extração de moluscos, e a conseqüente diminuição na disponibilidade de tais produtos, assim como na produtividade do mangue e nos recursos de pessoas que dependem dele. Neste documento, apresentam-se modelos econômico-ecológicos para avaliar os valores depreendidos do mangue sob diferentes cenários de exploração.

Estudos similares da relação entre a conversão do mangue e a produtividade da pesca tropical marinha podem ser encontrados em Barbier e Strand (1998), para o caso do México, e em Grammage (1997), para o de El Salvador.

Fonte: Windevoxhel (1992), analisado em Emerton (2001).

Este método está baseado na economia do bem-estar neoclássica e na determinação do bem-estar social. Os limites da análise são ampliados de tal maneira que estão incluídos todos os benefícios de uma ação, ocorram eles dentro ou fora dos limites normais do projeto (Dixon et al., 1994).

Para este método é necessário levar em conta todas as mudanças de produtividade, tanto no local como fora dele. As análises fora do local incluem todos os fatores externos (positivos e negativos) normalmente ignorados e que são úteis para dar uma visão verdadeira dos impactos do projeto. Uma análise “com e sem” projeto ajudará definitivamente a esclarecer o grau de dano ocasionado ou dano evitado como resultado da instrumentação do projeto. Na valoração da alternativa (sem projeto), deve-se levar em conta qualquer diminuição (que se preveja) na produtividade de não se levar a cabo o projeto (Dixon et al., 1994).

Este método também pode ser utilizado para se estimar o valor de uso indireto das funções ecológicas do bosque, através de sua contribuição às atividades de mercado. É também conhecido como de função de produção, pois alguns estudos estimam o impacto na produção e pode servir ainda para estimar perdas diretas no consumo.

Para o uso do presente método, devem ser cumpridas duas etapas. Na primeira, devem ser determinados os efeitos físicos produzidos pela mudança no ambiente. Esta pode ser realizada através de pesquisa de campo, experimentação em laboratório ou técnicas estatísticas. A segunda etapa consiste em valorar as mudanças resultantes na produção ou consumo, utilizando preços de mercado. Desta forma, o valor monetário da função ecológica é derivado indiretamente.

O método da função de produção foi utilizado tanto em países desenvolvidos como em vias de desenvolvimento para estimar mudanças na qualidade ambiental (por exemplo, desflorestamento, erosão do solo, contaminação do ar e da água), na produtividade da agricultura, no manejo florestal, na pesca, entre outros. Um requisito essencial para este método é contar com informação suficiente sobre a relação entre o recurso ambiental e a atividade econômica que nele se sustenta. Além disso, será necessário conhecimento das condições de mercado e das distorções do mesmo (Bishop, 1999).

O método de produtividade ou de “função de produção” requer mais pesquisa para poder estabelecer uma relação entre algumas mudanças ambientais (como o desflorestamento, por exemplo) e um impacto que possa ser associado com um valor monetário (por exemplo, inundações ou perda de qualidade em estuários para pesca). A natureza da relação entre causa e efeito é muitas vezes complicada.

Geralmente este tipo de avaliação integrada irá exigir adequados conhecimentos de ecologia do ambiente em questão. As relações entre diversidade biológica e resiliência representam um bom exemplo de outra “função de produção”, na qual o insumo é a diversidade biológica e o produto é a sustentabilidade ou a resiliência (Pearce e Moran, 2000).

ANÁLISE CUSTO-BENEFÍCIO (ACB) PARA A ATIVIDADE PECUÁRIA NA BACIA DO RIO CHIQUITO, NA REGIÃO DO ARENAL, NA COSTA RICA

Aylward et al. (1999) realizam uma Análise Custo-Benefício (ACB) para a atividade pecuária na Bacia do Rio Chiquito, na região do Arenal, na Costa Rica. O estudo conclui que a atividade pecuária é economicamente mais viável que a produção de madeira ou a proteção do bosque. Contrário do que intuitivamente se podia pensar, quando realizam análise custo-benefício social, os autores, ao avaliar o efeito líquido (incluindo fatores externos) que a mudança no uso do solo para a pecuária e as pastagens têm sobre a geração hidrelétrica, afirmam que tal efeito é positivo.

Os custos e benefícios da pecuária (carne e leite) são comparados com a produção florestal e com a proteção do bosque, tanto do ponto de vista dos proprietários privados, como da perspectiva muito mais ampla em nível social. O valor presente líquido (VPL) é calculado para sete tipos diferentes de propriedades e para quatro regiões de vida relacionadas com o tipo de bosque e a ocorrência de deslizamentos. Os valores considerados correspondem a um período de 70 anos. O fator chave na diferença entre o ACB privado e o social é o impacto na geração hidrelétrica. Também são incorporados neste último os fatores externos além da região de estudo, em propriedades com alternativas produtivas diferentes da geração hidrelétrica, e com usuários de recurso água abaixo.

O ACB econômico remove todas as distorções nos preços, tanto dos efeitos causados pelos impostos como pelas distorções de preços utilizando preços-sombra. Procura-se associar efeitos negativos da erosão do solo pela conversão do bosque em pastagem, mas nenhuma evidência científica suporta uma relação entre a idade das pastagens (uma proxy para erosão do solo) e a produtividade.

O ACB social centra-se nos impactos da conservação do bosque em três usinas hidrelétricas que se beneficiam da água do Lago Arenal. Estas unidades fornecem 44% da geração hidrelétrica na Costa Rica, que por sua vez cobre 70% de toda a oferta elétrica do país. Outro fator externo considerado é o impacto na qualidade da água de irrigação e para consumo humano, mas é valorado como insignificante. Costuma-se incluir algumas variáveis qualitativas sobre perda de biodiversidade, e algumas estimativas de serviço de sequestro do carbono (perdido). Nenhuma tentativa é feita para incorporar à análise valores de opção nem de existência.

A avaliação dos impactos hidrológicos é feita com base num algoritmo criado por Aylward (1998), que vincula a mudança no uso do solo e a mudança no bem-estar.

Ao contrário do que se esperava, o incremento em sedimentação gerado pela conversão do bosque repercute muito levemente na capacidade de geração. Por outro lado, os benefícios do incremento na força e a quantidade de água (pela perda da cobertura florestal) em termos de geração adicional são muito significativos. A análise sugere que a conversão do bosque, neste caso, significa um benefício econômico líquido de US\$ 610 por hectare na escala menos produtiva da pecuária, e de US\$ 8.700 no caso da produção de lácteos, pelos fazendeiros de Dos Pinos. Somente certos pequenos produtores na região ocidental baixa obtêm benefícios líquidos negativos de US\$ -185 nesta análise. As cifras incluem os custos evitados da proteção do bosque.

O estudo apresenta uma análise detalhada do impacto da conversão do bosque sobre a geração hidrelétrica. Os resultados são extremamente interessantes, pois demonstram que em certos casos os efeitos da conversão podem ser positivos. A aplicação da metodologia a outros países dependerá da existência da informação, do trabalho e dos fundos requeridos. O estudo é menos exaustivo nos outros elementos da análise de custo-benefício. Não existe uma explicação do motivo pelo qual valores como bioprospeção, ecoturismo ou uso diversificado e agrofloresta não são incluídos na ACB.

Fonte: Aylward, Echeverría, Allen, Mejías, Porras (1999), analisado em Bishop (1999).

Custo de oportunidade¹⁸

Este método está baseado na idéia de que os custos para o uso de um recurso para certas atividades que não têm preços num mercado estabelecido ou que não são comercializados podem ser estimados, utilizando-se como variável de aproximação¹⁹ a verba perdida (ou não recebida) por deixar de utilizar o recurso em outros usos alternativos que têm preços de mercado. Por exemplo, as verbas perdidas na atividade florestal e logo na atividade agropecuária representam o custo de oportunidade de declarar um parque nacional ou área protegida numa determinada extensão do território nacional, ou simplesmente em se decidir (por parte do dono da propriedade) por não desmatar e preservar o bosque para diferentes usos.

Portanto, em vez de tentar valorar diretamente os benefícios do parque (o que é bastante complicado, pois é necessária muita informação normalmente indisponível), estes podem ser calculados com base nas verbas perdidas em atividades produtivas alternativas antes mencionadas. Neste caso, o custo de oportunidade poderia ser considerado como uma estimativa do custo de preservação (Pearce e Moran, 2000).

ANÁLISE CUSTO-BENEFÍCIO ECONÔMICA DA ATIVIDADE PECUÁRIA NA AMAZÔNIA

Browder (1998) apresenta uma análise custo-benefício econômica da atividade pecuária na Amazônia, dando ênfase no custo de oportunidade social dos benefícios perdidos em atividades florestais e em subsídios entregues pelo governo aos pecuaristas. Os subsídios foram avaliados em US\$ 224 por hectare, enquanto as perdas na atividade florestal alcançaram os US\$ 511 por hectare, chegando a um custo de oportunidade total de US\$ 735 em média. Isto pode ser comparado com o valor presente líquido médio estimado para a atividade pecuária que sobe para US\$ 162 por hectare.

A análise foi elaborada sobre os resultados de Browder (1985), e inclui o cálculo do custo social da informação de pastagens, em termos de custo de oportunidade dos fundos públicos usados para subsidiar a pecuária, e o da madeira (com mercado) perdida durante o processo de conversão.

O custo de oportunidade do governo é calculado utilizando-se uma média anual dos retornos do investimento em bônus corporativos norte-americanos de longo prazo e notas de tesouraria. Este retorno foi multiplicado pelo total anual destinado à pecuária entre os anos de 1966 a 1983 (para créditos tributários) e de 1997 a 1983 (para créditos rurais subsidiados). O custo de oportunidade da perda em manejo florestal foi calculado com base numa estimativa de madeira cortada, mas não vendida. Browder constatou que 50% da madeira foram perdidos. O custo de oportunidade social foi agregado durante o período de 1966 a 1983.

O estudo se baseou no desperdício de madeira para calcular o custo de oportunidade da madeira, mas não considerou a possibilidade de uso de não-madeireiros e de manejo sustentável de bosques como uma alternativa que poderia tornar o custo de oportunidade ainda maior. A análise também excluiu os custos da formação das pastagens relacionados com impactos ambientais, produtos não madeireiros perdidos e os valores de opção e existência.

Fonte: Browder (1988); (1985), analisado em Bishop (1999).

Entre as situações nas quais este enfoque pode ser aplicado, estão a alteração dos níveis de precipitação, o estabelecimento de proteção de áreas ou reservas de vida selvagem, de locais culturais, religiosos ou históricos. A técnica é relativamente rápida e direta e fornece informação valiosa aos decisores e ao público. É um poderoso instrumento para se promover, ou não, a realização de obras de infra-estrutura pública²⁰ (Dixon et al., 1994).

¹⁸O termo “custo-benefício” pode ser utilizado em grande quantidade de situações e técnicas e deve ser entendido como a melhor alternativa que se deixa de lado (se perde) no momento de tomar uma decisão ou realizar uma atividade específica.

¹⁹Estas variáveis também recebem o nome de “proxy”.

²⁰Outros casos de análise de custo de oportunidade constituem os trabalhos de Baldoceca (2001), Tello Fernández (2001), Browder et al. (1996) e Acosta-Arias (1994).

4.2.2. Técnicas nas quais os gastos atuais ou potenciais são utilizados para valorar custos

Método de custo-efetividade

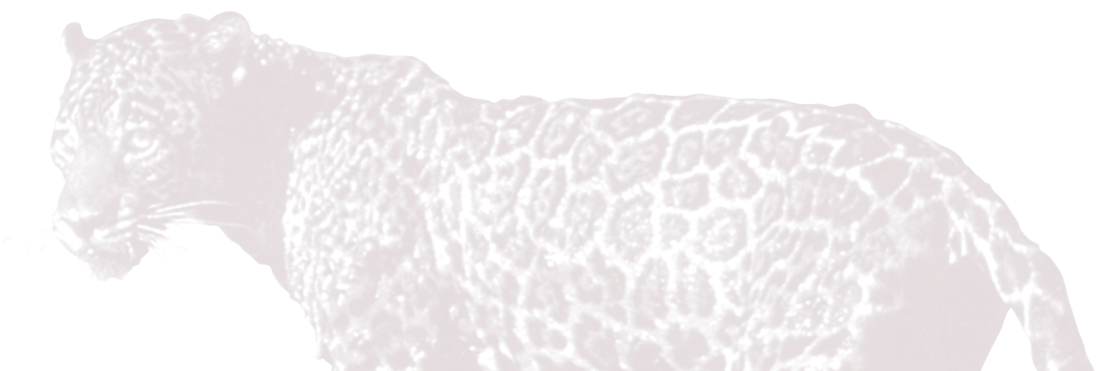
Este método não procura medir diretamente o valor do bem ou o benefício ambiental do mesmo, mas analisar e quantificar os custos de diferentes métodos que permitam alcançar um nível ou efeito previamente determinado (Dixon et al., 1994).

Através desta técnica, podem ser identificados os custos de instrumentação de uma política ou ação específica e determinar se tal ação é desejável ou não. O método pode ser utilizado para avaliar as vantagens e desvantagens entre benefícios percebidos, mas não mensuráveis de uma ação e os custos das diferentes alternativas para se executar tal ação. Permite, portanto, avaliar os custos relativos de opções alternativas para alcançar um objetivo ambiental pré-estabelecido, como, por exemplo, a obtenção de um nível determinado de qualidade de água. Será selecionada a alternativa (política) que minimiza os custos de realização de tal ação, mas que cumpre com os objetivos (Barzev, 2001).

Algumas vezes, as técnicas de otimização possíveis de manejar objetivos múltiplos, como a programação linear, por exemplo, podem ser utilizadas para ajudar a estabelecer padrões. Eles podem levar em conta de forma simultânea o nível do produto primário, as considerações ambientais e os custos associados com estratégias alternativas (Dixon et al., 1994). Uma vez que se tenha determinado o objetivo, a análise de custo-efetividade é aplicada para todas as alternativas disponíveis e então se escolhe aquela que cumpre o objetivo assinalado com o menor custo possível.

Gastos defensivos ou preventivos

Pretende-se estimar o valor de um dano ambiental através dos gastos efetivos realizados pelos indivíduos, empresas, governos ou comunidades para prevenir efeitos ambientais indesejáveis. Dado que os danos ambientais são geralmente difíceis de se avaliar (por sua magnitude, extensão e percepção social), a informação sobre os gastos defensivos constitui uma boa aproximação de tal valor. No entanto, quando os gastos defensivos são impostos pelo governo de forma obrigatória, estes perdem a capacidade de refletir comportamento, escolha ou preferências individuais (Dixon et al., 1994).



VALORAÇÃO ECONÔMICA DO DANO AMBIENTAL OCACIONADO PELO DERRAME DE PETRÓLEO NA LOCALIDADE DE SÃO JOSÉ DE SARAMURO – LORETO

Yparraguirre (2001), em seu estudo “Valoração Econômica do Dano Ambiental Ocasionado pelo Derrame de Petróleo”, levado a cabo nas ribeiras do Rio Marañón, próximas da localidade de San José de Saramuro, na região de Loreto, trata de aproximar a disponibilidade a pagar a fim de se evitar um dano ambiental.

A metodologia trata uma perda da qualidade ambiental aproximando-a com base no valor de não-uso, deixando para futuros estudos a estimativa do valor econômico total. Realizou entrevistas pessoais a possíveis beneficiários de uma ação preventiva contra dano ambiental de um ecossistema. Foram realizadas pesquisas com 200 pessoas (representantes do mesmo número de famílias) e grupos focais.

O estudo de valoração possibilita uma aproximação a um mínimo de danos ambientais referentes à perda de qualidade de vida (ambiental) das pessoas afetadas e, desta forma, procura preencher certos vazios legais que existem dentro da legislação ambiental peruana.

O objetivo deste estudo é, por um lado, calcular uma soma para possível compensação aos moradores da região a partir da disponibilidade a pagar a fim de se evitar um dano ambiental e, por outro, identificar os impactos ocasionados pelo derrame de petróleo sobre a fauna e a flora, tanto terrestre como aquática, na área que sofreu o dano. A área afetada (pelo derrame da balsa FA 346 de OFOPECO em 3 de outubro de 2000) abrangeu desde a embarcação da unidade de produção de Yanayacu até a jurisdição do distrito de Nauta (220 km de extensão sobre as ribeiras do Rio Marañón). A população objeto de estudo foi de 18.933 pessoas de grupos dedicados à pesca, atividades agrícolas e de coleta dependentes do Marañón e seu ecossistema. Como resultado, descobriu-se que 82% das pessoas pesquisadas estavam dispostas a pagar para evitar danos ambientais como o ocorrido no Rio Marañón.

O valor pela perda da qualidade ambiental, ou valor de não-uso baseado na DAP das famílias pesquisadas é de 10 soles (US\$ 2,86) por mês. Projetado nos dez anos necessários para a biodegradação do petróleo, o montante sobe para um valor presente líquido de US\$ 210 por família. O outro valor resultante como factível da análise estatística é o de 20 soles (US\$ 5,72), que nas mesmas condições representaria um VPL da DAP por família de aproximadamente US\$ 420.

Fonte: Yparraguirre (2001).

A idéia desta metodologia é que ao investir em medidas defensivas e/ou de mitigação (custos preventivos), melhorará a qualidade ambiental, gerando assim maiores benefícios para a sociedade. Os benefícios sociais estão refletidos no aumento dos excedentes do consumidor e do produtor.

Este método utiliza preços de mercado, sejam os preços do bem ambiental analisado (se existem), ou os preços de alguns bens relacionados direta ou indiretamente com o bem ou serviço ambiental em questão. A mudança no bem-estar dos indivíduos se mede através das variações nos excedentes do consumidor e do produtor.

Esta é uma técnica relativamente simples e bastante prática porque permite avaliar os efeitos positivos do investimento público em obras de conservação, medidas preventivas contra desastres naturais, campanhas de prevenção para a saúde, campanhas para manejo de recursos e/ou problemáticas ambientais como incêndios, etc. Finalmente, quanto mais efeitos positivos forem identificados (custos evitados), maior será o benefício social gerado pelo investimento em prevenção.

No entanto, existem algumas desvantagens desta metodologia, relacionadas justamente com a estimativa dos benefícios intangíveis: 1) é difícil estimar os benefícios econômicos sociais e determinar como se repartem entre o excedente do consumidor e o excedente do produtor; 2) quando ocorrem mudanças na qualidade ambiental, os produtores tomam medidas defensivas (por exemplo, mudança para cultivos mais resistentes), o que dificulta identificar se o aumento da qualidade ambiental e a quantidade do bem se devem unicamente às medidas preventivas adotadas; 3) os preços não se mantêm constantes, portanto sua mudança reflete não necessariamente apenas a melhora ambiental produto das medidas preventivas; 4) em outras palavras, a combinação inicial de fatores mudou e por isso não são situações facilmente comparáveis.

Custos de reinstalação

Este método se baseia nos custos estimados aos quais se deve incorrer em caso de reinstalação de um determinado recurso natural, comunidade ou ativo físico provocada por danos ambientais. Pode ser considerado uma medida superior de custo ambiental e constitui-se, portanto, numa medida indireta interessante do benefício que pode ser derivado das ações levadas a cabo para prevenção de dano. Os custos de reinstalação de assentamentos humanos de regiões perigosas para áreas alternativas mais seguras constituem medidas indiretas do benefício de prevenção de catástrofes (Bishop, 1999).

Custo de reposição

É uma metodologia bastante parecida à anterior, utilizada fundamentalmente para projetar os custos da contaminação ou destruição ambiental (poluição, desflorestamento, etc.). Baseia-se na medição dos custos incididos da substituição de ativos produtivos danificados por um projeto. Estes custos podem ser medidos por técnicos ou empresas de contabilidade para custos de reposição ou restauração de um ativo físico ou recurso natural. Estes cálculos podem ser interpretados como uma estimativa dos benefícios de se prevenir danos.

METODOLOGIA PARA MEDIR O CUSTO DE RECUPERAÇÃO OU REPOSIÇÃO DOS BOSQUES

Em Barrantes e Chaves (2000) é utilizada uma metodologia para medir o custo de recuperação ou reposição com base numa conferência de especialistas e indicadores biofísicos baseados em sistemas de informação geográfica (SIG). Os autores, considerando que os bosques têm um valor muito além da madeira neles existente, e que existe grande debilidade na informação, assim como uma falta quase total de mercados organizados para serviços ambientais, desenvolveram uma oficina de especialistas em diferentes disciplinas para avaliarem, em função dos diferentes bens e serviços ambientais, o que o bosque fornece para a sociedade. Esta conferência de especialistas foi fonte de informação principal para este estudo, apoiado por uma revisão bibliográfica de estudos existentes, assim como indicadores biofísicos gerados por imagens SIG.

Os custos totais, associados ao dano causado pela mudança no uso do solo florestal, foram calculados com base na recuperação do ecossistema utilizando-se custos de mercado. A este custo se agregou um custo social pelos benefícios perdidos. Foi gerado um índice de afetação do ecossistema. O custo de recuperação do ecossistema para bosque secundário foi calculado em US\$ 1.358 por hectare, e o custo social, em US\$ 743. Para bosque maduro, estes custos foram de US\$ 1.396 e US\$ 765 por hectare, respectivamente.

Este modelo permitiu, com base nas opiniões de especialistas, custos de mercado, imagens SIG e transferência de valores, chegar, em tempo recorde, a uma valoração do dano ambiental gerado pelo desflorestamento das palmeiras em San Lorenzo (Esmeraldas). Este foi o ponto de partida para que o Ministério demandasse uma compensação por dano ambiental, o que gerou um precedente importante no país.

Fonte: Barrantes e Chaves (2000).

A racionalidade deste método é similar à dos gastos preventivos, embora os custos de reposição não constituam uma valoração objetiva dos danos potenciais; ou melhor, são os verdadeiros custos de reposição, se o dano realmente ocorreu. Pode ser interpretado como um procedimento contável utilizado para determinar se é mais eficiente permitir que o dano ocorra ou preveni-lo. Neste método, se admite que a magnitude dos danos pode ser quantificada e que o custo total de reposição não é maior que o valor dos recursos produtivos destruídos e, em consequência, constituem-se metodologias economicamente eficientes para efetuar a reposição (Dixon et al., 1994).

Um método similar ao de reposição ou restauração de um ativo físico ou recurso natural se baseia nos custos de reposição ou substituição dos bens e serviços ambientais perdidos por um dano ambiental, mais que o recurso ou o próprio ativo. Implica em elaborar e determinar os custos de um projeto “sombra” ou equivalente que ofereça um serviço ambiental substituto de maneira a compensar a perda dos bens ou serviços ambientais, ou qualidade ambiental. É especialmente útil quando se torna necessário manter as condições dos recursos ambientais intactas diante dos eventuais riscos. Por exemplo, a plantação de um bosque por compensação às emissões de uma central de geração térmica, cujos custos ambientais seriam custos equivalentes ao da plantação do bosque (Barzev, 2001).

4.2.3. Métodos baseados em preferências reveladas

Estes métodos de valoração fazem uso dos preços de mercado de forma indireta. São utilizados estes métodos quando se pretende analisar diversos aspectos ou atributos dos recursos naturais ou serviços ambientais e não se têm preços refletidos no mercado estabelecido.

Como exemplos de bens e serviços que podem ser valorados através destes métodos, menciona-se a qualidade do ar ou a beleza cênica, que geralmente são bens de caráter público, não transitam explicitamente nos mercados. No entanto, é possível estimar seu valor (implícito) através de preços pagos com outros bens ou serviços (substitutos) nos mercados estabelecidos (Dixon et al., 1994).

Custo de viagem

É um método bastante utilizado para a valoração de bens e serviços de recreação ou recursos cênicos. Foi especialmente utilizado em países desenvolvidos. Baseia-se no suposto de que os consumidores avaliam a experiência de visitar um bosque ou área recreativa por meio do que gastam para chegar até ele, incluindo todos os custos diretos de transporte, assim como o custo de oportunidade do tempo investido na viagem, o qual pode ser estimado através dos ganhos não percebidos.

MODELO DE CUSTO DE VIAGEM

Em Tobias e Mendelsohn (1991) é apresentado um modelo de custo de viagem utilizado para estimar o valor do ecoturismo em ecossistemas florestais, baseado numa análise cross-sectional de 81 regiões na Costa Rica, na qual se calculava a demanda e o excedente do consumidor. Neste artigo são apresentadas estimativas da disponibilidade a pagar dos turistas locais pela visitação da Reserva do Bosque Nublado de Monteverde (MCFR). Os autores concluem que os benefícios do ecoturismo nesse local excedem o preço pago pela Reserva na aquisição de novas terras, portanto fornece uma justificativa para expandir o tamanho da Reserva (ganho recebido). A informação do número de visitantes originada em cada região foi combinada com a informação da população existente em cada estado, para derivar as taxas de visitação à Reserva por estado. Outra informação utilizada inclui a distância entre cada estado e a Reserva do Bosque Nublado de Monteverde, a densidade populacional e as taxas de analfabetismo por estado.

A função de demanda para os visitantes à reserva foi estimada através de dois modelos:

Taxa de visitação = $36.17 - 0.121 \text{ distância} + 0.006 \text{ densidade}$
(estatística t) (4.20) (2.77) (2.76)

Taxa de visitação = $44.42 - 0.107 \text{ distância} + 0.006 \text{ densidade} + 0.001 \text{ analfabetismo}$
(estatística t) (4.28) (2.40) (1.82) (1.40)

Os resultados são usados para prever a taxa de visitação para a população doméstica total e para estimar a curva de demanda para visitação do parque, assim como o respectivo excedente do consumidor. Os valores do excedente do consumidor de cada região são somados a fim de se obter o excedente do consumidor anual total, que foi estimado entre US\$ 97,500 e US\$ 116,200. Com base nisso, o valor presente líquido da reserva (por recreação) foi estimado entre US\$ 2,4 e US\$ 2,9 milhões. Considerando-se que o valor real da demanda por recreação permanece constante no tempo e que existe uma taxa de desconto de 4%, sendo que existem aproximadamente 3.000 visitantes nacionais por ano, o local é valorado em torno de US\$ 35 por visita.

Os autores pontuam que este valor pode subestimar o valor do ecoturismo na Reserva de Monteverde por três razões: 1) o valor das visitas recreativas é considerado constante enquanto na realidade a taxa de visitação cresce 15% anualmente; 2) a estimativa do valor foi calculada somente com base nos visitantes nacionais, levando em conta que os estrangeiros são quatro vezes mais que os nacionais. Se estes valoraram o mesmo que os nacionais, um montante de US\$ 400.000 a US\$ 500.000 deveria ser somado ao valor anual de tal reserva; 3) o valor de recreação dos locais não reflete outros usos de conservação possíveis, tais como coleta seletiva de não madeireiros, proteção de fontes de água, proteção do habitat dos animais selvagens e espécies raras, etc.

Também mencionam o valor de recreação da reserva em termos de US\$/ha. Dado que o valor atual líquido da recreação tanto no âmbito doméstico como internacional é de aproximadamente US\$ 12,5 milhões e a reserva tem um total de 10.000 ha, calcula-se uma média do valor de recreação de US\$ 1.250 por hectare. Este valor é comparado com o preço de mercado da terra aos arredores da reserva (entre US\$ 30 e US\$ 100 por hectare).

Os autores sustentam que a expansão da reserva para ecoturismo está economicamente garantida como um uso "superior" da terra. Os altos valores estimados para o ecoturismo parecem justificar a expansão da reserva e, portanto, a compra de novas terras.

De todas as formas, não fica claro neste estudo se o número de visitantes ou sua disponibilidade a pagar serão considerados quando estendidos à reserva, para que se justifique a referida compra adicional de terras das localidades, especialmente por ser uma reserva manejada privadamente. Tampouco fica claro se as terras das localidades apresentam a mesma diversidade biológica, beleza natural ou qualquer outra atração que possa ser apreciada pelos ecoturistas.

Fonte: Tobias e Mendelsohn (1991), analisado por Bishop (1999).

O modelo de custo de viagem é utilizado para determinar a demanda por serviços de recreação e se baseia na estimativa de modelos de demanda para estes fins. Os serviços de recreação podem ser usados tanto por turistas como por pessoas da localidade. Este método foi aplicado recentemente em países em desenvolvimento, especialmente em lugares onde existem maiores níveis de capital e mercados em desenvolvimento com acréscimo na demanda de serviços relacionados às áreas de recreação e beleza cênica. O comportamento observado no turista pode ser utilizado para se calcular o valor dos bens e serviços ambientais que não possuem um preço definido nos mercados; portanto, podem ser calculados utilizando-se custos envolvidos no uso do bem ou serviço turístico (Bishop, 1999).

Mediante pesquisas e análises de gastos efetuados com transporte do local de origem ao local turístico (parque, praias, montanha etc.), podem ser determinados os custos efetuados pelos visitantes, conforme a distância, o meio de transporte e as condições de uso do serviço. Determinam-se assim os preços implícitos para o uso de um lugar e seus serviços. As pesquisas permitem identificar características sócio-econômicas dos entrevistados, lugar de origem, dias reservados para o uso do local (incluindo tempo de viagem) e verba perdida. Com base na informação recolhida, determina-se o excedente (benefício) obtido através dos custos envolvidos, o qual é tomado como aproximação do valor que o indivíduo oferece ao recurso natural ou serviço ambiental (Seroa da Motta, 1998).

Três passos são necessários para a utilização deste método:

- 1) realiza-se uma pesquisa entre aqueles que visitaram o local para determinar os gastos envolvidos com o acesso ao parque. Estes custos, como já se mencionou, incluem tempo de viagem, gastos despendidos para se chegar e sair do local, tarifas de visita. Além disso, são recolhidas informações sobre o local de origem e aspectos sócio-econômicos do entrevistado (rendas, nível de educação etc.).
- 2) analisa-se a informação resultante da pesquisa com o objetivo de derivar uma equação que aproxime a curva de demanda pelo local (isto relaciona o número de visitantes com o custo por visitação).
- 3) deriva-se o valor de uma mudança nas condições ambientais oferecidas; para isto é necessário determinar a disponibilidade a pagar por mudanças (melhorias) para o local, ou para evitar algum efeito negativo (perda dos serviços ou da qualidade ambiental).

Comparando a disponibilidade a pagar em locais similares com diferente oferta de serviços, é possível determinar qual é o valor derivado de certas mudanças nos serviços oferecidos (Bishop, 1999). Barzev (2001) pontua que sobre a informação utilizada há que se levar em conta o seguinte: i) Custos inevitáveis: existem alguns custos que são inevitáveis, portanto ninguém discute se devem ou não ser incluídos no cálculo total. Assim são considerados os derivados exclusivamente de deslocamento (custo de gasolina por quilômetro mais os custos de amortização e manutenção do veículo; custo da passagem de ônibus, passagens aéreas, custo de estacionamento e entrada no local, etc.); ii) Custos facultativos: o traslado ao local de visita pode implicar em necessidade de se alimentar pelo caminho, inclusive pernoitar. Somente são considerados parte do custo de viagem aqueles gastos que não são facultativos (no sentido de que são procurados porque acrescentam um componente próprio de utilidade a toda a experiência); iii) O tempo e seu valor econômico: a discussão é se deve ser incluído como custo e, no caso de sê-lo, como se deve avaliá-lo? O ponto de partida para a estimativa do preço do tempo, o inclui no conceito de custo de oportunidade: o tempo investido em algo poderia ter sido dedicado a uma atividade alternativa.

Em outras palavras, a pessoa pode dedicar o tempo a uma atividade produtiva (trabalho), ou desfrutar de uma maior quantidade de tempo livre em outro local mais próximo (ócio); iv) Valor econômico do trabalho: o tempo tem um custo de oportunidade que se expressa em termos de produção. Como medida do valor econômico do trabalho, geralmente se utiliza o salário recebido pela pessoa afetada, sendo que este salário é um reflexo de sua produtividade marginal (contribuição para a produção total).

Os passos a seguir para a aplicação do método de custo de viagem poderiam se assinalados da seguinte forma (Pearce e Moran, 2000):

- ✓ Seleção da variável dependente²¹.
- ✓ Divide-se o entorno de influência do local de recreação em regiões (círculos concêntricos, no caso, mais simples, divisões não regulares, ou em função de populações próximas). Cada região caracteriza-se por um determinado custo de viagem.
- ✓ Definir amostras de visitantes ao local.
- ✓ Obter taxas de visitação para cada região definida.
- ✓ Identificar as viagens de propósitos variados.
- ✓ Estimar os custos de viagem.
- ✓ Obter uma regressão estatística.
- ✓ Construir uma curva de demanda.

A relação entre bens privados e ambientais é importante. Por exemplo, se ambos os bens são complementares dentro da função de utilidade das pessoas, o desfrute do bem ambiental requer um consumo de bem privado.

O método de custo de viagem é uma técnica bastante apropriada para valorar a demanda por locais de recreação de importância, tais como parques nacionais, áreas protegidas, centros turísticos ou instituições carismáticas. As técnicas utilizadas contribuem bastante, mas de todas as formas, há que se considerar algumas limitações, particularmente a necessidade de contar com uma grande quantidade de informação, o que demanda tempo e dinheiro para o levantamento e processamento, assim também como certas limitações nas metodologias estatísticas existentes.

Outro problema que pode se apresentar com este método é, ao utilizá-lo para valorar atrativos que compartilham importância similar com outros atrativos na mesma região, complica-se a estimativa do custo de viagem imputável a cada um deles.

²¹Quando se seleciona a variável dependente, pode-se escolher entre: a) visitas a partir das regiões definidas em torno do recurso, ou b) visitas individuais. A segunda opção define o modelo de custo de viagem individual e se baseia na coleta de informação anual sobre viagens em escala individual. A segunda opção permite somente trabalhar com uma variável de viagens per capita. Embora não exista um consenso com relação a qual variável dependente utilizar, os resultados obtidos pelos dois métodos podem ser muito diferentes. Pearce e Moran (2000) se referem ao estudo de Garrod e Willis (1999), o qual mostra que a versão individual do modelo reduz o excedente do consumidor de forma importante. A maior divergência se explica pelo chamado erro ocasionado pelas respostas dos entrevistados nas pesquisas individuais.

POSSIBILIDADES NA DETERMINAÇÃO DA DEMANDA

Uma alternativa para construir a curva de demanda do local é utilizar a taxa de visitação, assumindo que qualquer incremento no custo de viagem teria o mesmo efeito nas taxas de visitação que um acréscimo equivalente na tarifa de visitação; assim, os valores da demanda são obtidos utilizando-se a equação estimada para a taxa de visitação. O excedente do consumidor local seria calculado como de costume, aproximando a área sob a curva de demanda para cada região.

Outra alternativa é construir uma equação de demanda individual; neste caso, procura-se verificar a demanda dos serviços do local para cada pessoa em particular em função não somente do custo de acesso, mas também de suas características próprias.

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

V_{ij}	é o número de visitação que a pessoa “i” faz ao local “j”.
C_{ij}	é o custo que se supõe para chegar até o local.
M_i	é a variável dummy que é “1” quando uma pessoa menciona um local substituto (da mesma categoria, bosque) quando entrevistada.
G_i	é o mesmo que F_i , apenas nomeia outro lugar substituto de outra categoria (ej.: Lago).
N_i	é o tamanho do grupo que acompanha o indivíduo “i”.
P_{ij}	é outra variável dummy que assume o valor “1” se a visitação ao local “j” foi o único propósito da viagem.
E_{ij}	é a proporção na qual a pessoa estima que a visitação a “j” contribuiu para o desfrute durante a excursão.
L_{ij}	é o número de horas passadas em “j”.
A_i	é a idade da pessoa.
Q_i	é sua entrada.
e_{ij}	é a margem de erro.

$$V_{ij} = a + B_1C_{ij} + B_2M_i + B_3F_i + B_4G_i + B_5N_i + B_6P_{ij} + B_7E_{ij} + B_8L_{ij} + B_9A_i + B_{10}Q_i + E_{ij}$$

CÁLCULO DO VALOR MONETÁRIO DO TURISMO NA RESERVA DE PRODUÇÃO FAUNÍSTICA DE CUYABENO, NO NORDESTE DA AMAZÔNIA EQUATORIANA

Galvin (2000) realiza um cálculo do valor monetário do turismo na Reserva de Produção Faunística de Cuyabeno, no nordeste da Amazônia equatoriana (com uma área de 603.400 ha). Neste estudo, foram estimadas: 1) as verbas brutas geradas por conceito de turismo na Reserva de Cuyabeno para companhias de turismo, comunidades indígenas e o Ministério de Meio Ambiente; 2) procurou-se compreender melhor as preferências dos turistas estrangeiros, analisando o custo de viagem e a disponibilidade a pagar tarifas de entrada mais elevadas que as existentes.

O estudo determinou um valor bruto de verba para as companhias turísticas de US\$ 2.433.203; para as comunidades indígenas, US\$ 245.480; e para o Ministério do Meio Ambiente, US\$ 132.856. O valor monetário total com ecoturismo em Cuyabeno, em 1998, foi ao redor de US\$ 2,8 milhões.

Foi realizado um levantamento da informação necessária na análise de custo de viagem. Os turistas em sua maioria são jovens com idade média de 35 anos. O custo total para visitar o Equador, incluindo a Reserva Cuyabeno e excluindo a tarifa aérea, foi de US\$ 1.659. A média de estadia no Equador é de vinte dias. O turista, conforme se registrou, gastou US\$ 369 em média, somente para visitar a Reserva de Cuyabeno.

Foi realizada uma pesquisa de disponibilidade a pagar por visitação à Reserva de Produção Faunística de Cuyabeno com 180 turistas estrangeiros com base na melhora do serviço. Os resultados da pesquisa revelaram que 68% dos turistas estrangeiros acreditam que a cobrança dos US\$ 20 atuais de tarifa está “perfeita”. No entanto, quando foram perguntados sobre a disposição para pagar uma tarifa mais alta para incentivar melhorias no manejo da Reserva, 57% estavam de acordo em pagar uma média de US\$ 38 a US\$ 35.

O autor não realiza um cálculo das demandas nem dos excedentes do consumidor para se obter uma valoração mais precisa de qual poderia ser o aumento nas tarifas para a visitação das reservas.

Fonte: Galvin (2000).

Valores da propriedade (preços hedônicos)

Conhecido como método dos preços hedônicos, baseia-se na idéia de que os preços podem ser entendidos como preços compostos, nos quais é factível determinar os preços implícitos de certas características do ativo (que são justamente as que determinam seu valor). Assim, por exemplo, o preço de uma propriedade na praia é determinado, entre outros fatores, pela qualidade do entorno (vizinhança), tamanho, tipo de construção, localização e arquitetura, beleza cênica, etc. A consideração de variáveis como tamanho (número de m²), localização (proximidade com o local de trabalho, transporte, comércio, etc.) e tipo de construção (alvenaria, madeira, etc.) são facilmente calculáveis, e a diferença serve para aproximar o valor de características tais como o ambiente e a beleza cênica (Seroa da Motta, 1998). As aplicações mais comuns destas técnicas são dirigidas para a valoração de propriedades ou bens-raízes, e também para calcular diferenças dos salários em diferentes localidades, relacionadas sempre com conceitos de qualidade de vida (Bishop, 1999).

O suposto básico é que o diferencial de preço obtido depois que todas as variáveis comuns fossem consideradas, reflete a valoração que os indivíduos dão ao bem ou serviço ambiental analisado.

O quanto é útil este método de valoração de recursos ambientais? É uma pergunta interessante. Existem poucos estudos rigorosos em biologia no bosque. De todas as formas, estudos que incorporaram o valor dos ativos, os bosques, as praias e a beleza cênica, em geral demonstraram que são atributos significativos no valor das propriedades. Portanto, o nível em que os atributos da biodiversidade podem ser valorados através deste método é limitado a facetas que se apresentam nos preços de mercados complementares (a disponibilidade a pagar, na maioria dos casos, por propriedades). Somente um pequeno número de recursos biológicos entra nesta categoria e até estes não podem ser valorados eficientemente se aparecem problemas com a disponibilidade da informação existente. É importante levar em conta que o método dos preços hedônicos é “ex-post” e que não capta os valores de não-uso (Pearce e Moran, 2000).

Outra forma de ver os preços hedônicos é através do “diferencial de salários”, que consiste em estimar o diferencial de salário requerido para que um trabalhador aceite um trabalho sob condições ambientais diferentes daquelas em que habitualmente se desenvolve.

Resumindo, podemos definir que os objetivos da técnica hedônica são:

- Descobrir (tornar explícitos) os preços potenciais de bens ou atributos para os quais não existe um mercado formal.
- Utilizar estes preços para avaliar decisões que afetem a oferta de tais atributos (mudanças na qualidade).

Métodos de bens substitutos

Este é um método bastante simples. Para aqueles recursos florestais que não têm mercado ou que são utilizados diretamente (por exemplo, lenha), o valor pode ser calculado a partir do preço de mercado de bens similares (por exemplo, a lenha vendida em outras áreas) ou o valor da melhor alternativa ou bem substituto (por exemplo, carvão vegetal ou gás para consumo doméstico). O alcance para o qual o valor do bem de mercado alternativo reflete o valor do bem ambiental em questão depende do grau de similitude ou substituição entre eles. Em algumas circunstâncias, um

bem substituto pode também não ter preço de mercado, mas ainda ser possível inferir um preço sobre ele. Bishop (1999) faz referência a um estudo de Fleming (1983) realizado em duas bacias com cobertura florestal no Nepal. Neste estudo, a lenha foi valorada com base no valor que tem um substituto próximo, o esterco de gado, que pode ser desidratado e queimado quando não há lenha. O custo de oportunidade de utilização do esterco como combustível no lugar do adubo foi estimado com base nas perdas em produção de grãos em decorrência da perda de fertilidade da terra.

No estudo de Adger (1995) apresentado no quadro, pode-se observar como são utilizados preços substitutos para aproximar o valor de alguns elementos, como o dos produtos não madeireiros.

VALORAÇÃO ECONÔMICA TOTAL DOS BOSQUES DO MÉXICO

Adger et al. (1995) apresentam uma valoração econômica total dos bosques do México quando são utilizados para turismo e recreação, para extração de produtos não madeireiros, para armazenamento de carbono, proteção de água, produtos farmacêuticos potenciais e valores de existência. O estudo conclui que os produtos não madeireiros são muito significativos e que o valor de armazenamento do carbono por si só é superior ao uso típico do bosque em muitas partes do mundo.

Este estudo utiliza benefícios estimados a partir de uma variedade de estudos secundários, transferência de valor e extrapolações, realizados para a totalidade dos bosques no México. Os valores econômicos considerados são de uso direto, indireto, de opção e de existência.

Os bosques foram divididos em quatro tipos: tropicais sempre verdes, tropicais decíduos, temperados coníferos e temperados decíduos. Alguns dos benefícios foram ajustados conforme o tipo de bosque.

Turismo e Recreação: Baseia-se em informação secundária sobre métodos de valoração contingente, custo de viagem e disponibilidade a pagar. A informação utilizada é para seis reservas, a qual logo se expande no âmbito nacional. Os benefícios totais estão estimados em torno de US\$ 30,6 a US\$ 33,6 milhões por ano.

Produtos Não Madeireiros: Utiliza preços-sombra e bens substitutos para valorar os usos diretos de uma soma de produtos (incluindo materiais de construção, remédios, combustíveis e frutas). Os resultados chegam a um valor de US\$ 330 por hectare por ano para bosques tropicais sempre verdes e temperados decíduos. Como estes valores foram obtidos baseados num único bosque, não se estendem para os bosques em geral. No entanto, em outros países latino-americanos, os autores transferem valores estimados.

Armazenamento de Carbono: São utilizados estudos prévios sobre a retenção de carbono pelos bosques. A soma utilizada está entre 30 e 160 toneladas de carbono por hectare, dependendo do tipo de bosque. É utilizado o valor calculado por Fankhauser (1995), da tonelada de carbono, que é de US\$ 20. O valor presente líquido deste serviço vai de US\$ 650 a US\$ 3.400 por hectare.

Água: Este estudo se limita a quantificar os benefícios do serviço de purificação de água resultante do controle da erosão do solo. Outros serviços relacionados com a água, como redução de inundações, por exemplo, foram omitidos devido à limitação de informação. O serviço considerado foi valorado em US\$ 20 por cada mil toneladas de descarga, o que totaliza um custo economizado em purificação de US\$ 2,3 milhões.

Valores de opção para a farmacologia: Este valor de opção derivado de novos descobrimentos farmacêuticos originados nos bosques do México é calculado utilizando-se um modelo desenvolvido por Pearce e Puroshothaman (1992).

O modelo multiplica o número de espécies presentes no bosque pela probabilidade de que destas espécies seja derivado um produto útil. Este é logo multiplicado pelo valor do ganho que poderia pagar tal produto.

Este valor total pode ser dividido pela área do bosque para se obter um valor de opção expresso em hectare. Muitas das variáveis neste modelo são atingidas por um alto grau de incerteza, o que leva à estimativa de valores entre US\$ 1 a US\$ 90 por hectare ao ano. O estudo utiliza uma estimativa central de US\$ 6,4 por hectare ao ano ou US\$ 330 milhões ao ano para a totalidade do bosque.

Valor de existência: Para se estimar estes valores, o estudo recolheu informação de uma série de transações realizadas em preservação ambiental no México, incluindo contribuições a organismos e programas de conservação, negociações de conversão de dívida e uma pesquisa com turistas. Tais transações são interpretadas como indicadores de disponibilidade a pagar para a manutenção dos valores de existência. O estudo aponta que esta metodologia somente considera os valores de existência recolhidos. A alta proporção de valores de existência custosos e difíceis de calcular permanece sem poder ser captada devido às características de bens públicos que possuem. Esta metodologia revela uma soma de US\$ 0,03 a US\$ 10 por hectare. O estudo usa um valor superior para derivar uma estimativa de US\$ 60 milhões para todos os bosques, reconhecendo que somente uma porção deste valor é atribuível aos bosques.

É interessante notar que os autores não incluem o valor da madeira explorada sustentavelmente.

Fonte: Adger, Brown, Cervigni e Moran (1995).

4.2.4. Métodos baseados em preferências declaradas

Métodos de valoração contingente – mercados construídos

Estão fundamentados na medição do impacto de um projeto sobre o bem-estar de uma comunidade, medindo a máxima disposição para pagar por um determinado bem ou serviço. Para a realização deste tipo de valoração, utiliza-se um enfoque direto (utilização de pesquisas, entrevistas, questionários e outros). Pergunta-se às famílias beneficiárias quanto estariam dispostas a pagar por um benefício e/ou o que estariam dispostas a receber como compensação por tolerar um prejuízo (Pearce e Turner, 1990).

MÉTODO DE VALORAÇÃO CONTINGENTE PARA SE ESTIMAR O VALOR DE USO E O DE EXISTÊNCIA

Em Moran e Moraes (1995), os autores utilizam o método de valoração contingente para estimar o valor de uso e o de existência que os visitantes da parte sul do pantanal atribuem à preservação desse ecossistema, que está localizado na bacia do Rio Paraguai, região de Corumbá e Miranda, no Brasil. O estudo tem o propósito de explorar a adequação do método de valoração contingente para captar o valor econômico total de um local natural.

Para tal efeito, utilizam várias formas de escolha de valores de disposição para pagar e vários processos econométricos de estimativa. Os resultados se baseiam em três tipos de questionários com escolhas diferentes de valoração contingente: formato aberto, dicotômico simples e dicotômico duplo. Os resultados para a disponibilidade a pagar foram bastante diferentes, já que para o método de formato aberto, dependendo do modelo utilizado, se obtêm valores entre R\$ 52,76 e R\$ 89,74, e para os modelos dicotômicos (Logit multiderivado, Probit bivariado, Não paramétrico e Dicotômico duplo) oscilam entre R\$ 168,29 e R\$ 346,10. Neste exemplo, determina-se uma exceção ao que se conhece das publicações tradicionais, na qual se afirma que a valoração dicotômica entrega valores de DAP conservadores. Sobre a base da agregação, os autores calculam valores do ecossistema que oscilam entre 5,8 e 15,13 milhões de reais.

Fonte: Moran e Moraes (1995), em Seroa da Motta (1998).

A valoração contingente é aconselhável quando não existe informação de mercado nem preços de bens ou serviços substitutos que possam revelar as preferências dos indivíduos (disposição para pagar ou aceitar) com relação a certos recursos naturais ou serviços ambientais. Consiste em apresentar aos indivíduos situações hipotéticas e lhes perguntar sobre sua possível reação a tal situação (como, por exemplo, preservar uma área silvestre, construir uma ponte, melhorar/ piorar a qualidade ambiental, etc.).

As entrevistas podem ser realizadas por meio de questionários, ou através de diversas técnicas experimentais com grupos específicos, reuniões de especialistas (Técnica Delphi), entre outras, nas quais os indivíduos reagem a estímulos apresentados sob condições controladas. A idéia básica do método é estimar as valorações que os indivíduos dão a aumentos ou diminuições na quantidade ou qualidade de um recurso ou serviço ambiental, usando condições simuladas (mercados hipotéticos) (Berzev, 2001; Pearce e Moran, 2000).

Existe uma ampla gama de técnicas contingentes específicas, a maioria baseada em teoria de tomada de decisões e jogo, que busca “auscultar” o comportamento dos indivíduos frente a situações concretas e que leva em consideração suas respectivas obliquidades.

Entre as principais estão (Dixon et al., 1994): i) Jogos de transações: esta aproximação busca as preferências dos consumidores. A idéia é apresentar ao possível consumidor pacotes de bens, nos quais estejam incluídas somas de dinheiro e níveis de recursos ambientais. São oferecidas diferentes combinações destes bens e em seguida são trocados os pacotes. O intercâmbio denota as equivalências entre dinheiro e aumentos do nível de bens ambientais, os quais permitem conhecer a disponibilidade a pagar (intercambiar) um pelo outro; ii) Método da escolha sem custo: através desta aproximação, procura-se medir a valoração implícita dos bens ambientais.

Pede-se às pessoas que escolham entre dois ou mais grupos hipotéticos de bens e serviços, sem que devam “pagar” por eles, e depois se lhes pergunta qual preferem. Um exemplo poderia forçar a escolha entre um bem ou serviço ambiental ou montante de dinheiro; iii) Experiências em aceitar ou recusar, uma técnica também usada para se estimar a disponibilidade a pagar (ou para ser recompensado) por um bem (ou dano) ambiental. Este método específico está baseado na teoria de preferências reveladas e na teoria da demanda tudo ou nada; iv) Jogos de licitação: esta simulação é usada para estimar a disponibilidade a pagar (ou para receber compensação) por um bem (ou dano) ambiental. Está baseada na criação hipotética de um mercado para estes bens ou serviços, sustentada nos conceitos hicksianos de variação compensada e variação equivalente. A idéia de fundo da licitação é poder determinar a área sob a curva de demanda para estes bens não movimentados no mercado; v) Técnica Delphi: não se determina por essa técnica a valoração dos bens através dos consumidores diretamente; é praticada por grupos de especialistas, os quais supostamente reagem com uma visão social sobre o valor de um bem ou serviço ambiental. O método é aplicado num processo iterativo de retro-alimentação entre os grupos de especialistas.

MEDIDAS DE TROCA EM BEM-ESTAR. VARIAÇÃO COMPENSATÓRIA E VARIAÇÃO EQUIVALENTE

A troca no bem-estar de um indivíduo pode ser calculada através da variação compensatória (VC) ou da variação equivalente (VE). Em cada caso, existem duas opções de análise.

A variação compensatória é a quantidade de dinheiro que deveria ser quitada/ dada a um indivíduo depois de uma mudança positiva/ negativa em seu bem-estar (salto a uma curva de indiferença mais alta/baixa), para deixá-lo em seu nível de bem-estar original (na curva de indiferença original – U_0). Em outras palavras, é a quantidade máxima que um indivíduo estaria disposto a pagar (DAP) para que uma mudança favorável se concretize ou a quantidade mínima que tal indivíduo estaria disposto a aceitar (DAA) para que uma mudança desfavorável fosse produzida. A VC pode ser expressa da seguinte forma:

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

Onde,

Q_0	é a qualidade ou quantidade do bem ambiental antes da mudança.
Q_1	é a qualidade ou quantidade do bem ambiental deteriorada ou melhorada.
U_0	é o nível de utilidade inicial.
U_1	é o nível de utilidade depois da mudança (positiva ou negativa) efetuada.
$E(P, Q_0, U_0)$	é a função de gasto inicial.
$E(P, Q_1, U_0)$	é a nova função de gasto necessária para manter o nível de utilidade U_0 .

Neste caso, se $Q_1 > Q_0$, então diremos que a qualidade ou a quantidade do bem ambiental em questão melhorou ou aumentou, portanto a pessoa teria passado para uma curva de indiferença mais alta. Neste caso, será necessário que a VC seja < 0 (negativa), para que seja possível a esta pessoa regressar ao seu nível original de utilidade U_0 ; se $Q_1 < Q_0$, a VC necessária para deixá-lo em U_0 será > 0 (positiva).

Por outro lado, a variação equivalente é a quantidade de dinheiro que deveria ser entregue ao consumidor se a mudança não chegasse a ocorrer – para que de todas as formas esteja em seu novo nível de bem-estar U_1 – ou o que ele estaria disposto a pagar para evitar uma mudança desfavorável. Em outras palavras, é a quantidade máxima que o indivíduo está disposto a pagar (DAP) para evitar uma mudança desfavorável ou a quantidade mínima que o indivíduo está disposto a aceitar (DAA) por renunciar a uma mudança favorável.

O cálculo da VE se faz a partir da função de gastos do indivíduo. Traduz-se na diferença do gasto necessário para se alcançar o novo nível de bem-estar, evitando uma mudança desfavorável no bem ambiental, dado um nível de preços P e o nível de utilidade depois da instalação da indústria de celulose U_1 , (U_0 é o nível de utilidade inicial):

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

Neste caso, se $Q_1 > Q_0$, então diremos que a qualidade ou a quantidade de bem ambiental em questão melhorou/ aumentou, ou seja, que a mudança favorável se deu e que, portanto, a pessoa teria passado na realidade a uma curva de indiferença mais alta U_1 . Neste caso, a VE será < 0 (negativa), pois seria equivalente ao que a pessoa estaria disposta a pagar para que não regressasse a U_0 . Se Q_1 não se dá (a mudança favorável não se deu), a VE seria a quantidade necessária que deveria ser dada à pessoa para fazê-lo chegar de todas as formas a um nível de utilidade equivalente a U_1 ; seria, portanto, > 0 (positiva).

Fonte: Adaptado de Silderberg (1990).

O painel do NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) oferece um grupo de sugestões que deveriam ser seguidas no momento de elaborar pesquisas de disponibilidade a pagar (Arrow et al., 1993), em especial quando se espera que a valoração contingente forneça informação sobre valores de não-uso que possam ter suficiente qualidade em solicitações de tipo legal e em casos de correção ambiental (Pearce e Moran, 2000). O uso destas recomendações está sendo revisto e generalizado para todos os estudos de valoração contingente, apesar de os debates persistirem sobre a eficácia de algumas das recomendações²².

As diretrizes do NOAA para a aplicação destes métodos são as seguintes:

- Utilize entrevistas pessoais.
- Utilize disponibilidade a pagar (DAP) em lugar de disponibilidade a aceitar (DAA).
- Utilize formatos dicotômicos.
- Realize um teste prévio dos instrumentos de pesquisa.
- Realize um teste prévio sobre qualquer fotografia a ser utilizada.
- Utilize uma descrição do cenário precisa e adequada.
- Prefira as elaborações conservadoras (é preferível subestimar que superestimar a DAP).
- Evite brilhantismo (costuma-se a exagerar a DAP para aparentar solubilidade).
- Revise a consistência temporal dos resultados.
- Use um exemplo representativo (em lugar de um exemplo conveniente).
- Lembre os entrevistados de alguns substitutos que não sofreram intervenções.
- Lembre os entrevistados da existência de restrições orçamentárias.
- Inclua sempre uma opção de resposta para o “Não” e para “Não responde”/ “Não conhece”.
- Inclua perguntas de continuação e verificação para validar perguntas de valoração.
- Tabule e relacione os resultados.
- Analise o grau de compreensão dos entrevistados.

EXEMPLOS DE FORMATOS PARA A REALIZAÇÃO DE PESQUISAS

Formato Aberto: Qual é a quantia máxima que se estaria disposto a pagar a cada ano, através de um aumento de impostos, para melhorar a paisagem nas mediações da cidade segundo a forma proposta?

Formato de Aposta: Pagaria US\$ 5 cada ano, através de um aumento de impostos, para melhorar a paisagem nas mediações da cidade segundo a forma proposta?

Se a resposta é “Sim”: O entrevistador continuará aumentando a quantia até que a resposta seja “Não”. Então se obterá a máxima DAP.

Se a resposta é “Não”: O entrevistador continuará aumentando a quantia até que a resposta seja “Não”. Então se obterá a máxima DAP.

Cartão de Pagamento: Quais dos valores abaixo citados descrevem da melhor forma a máxima disponibilidade a pagar a cada ano, através de um aumento de impostos, para melhorar a paisagem nas mediações da cidade segundo a forma proposta?

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 dicotômico com limite simples: Pagaria US\$ 5 a cada ano, através de um aumento de impostos, para melhorar a paisagem nas mediações da cidade segundo a forma proposta? (o preço varia aleatoriamente através do exemplo).

Formato dicotômico com limite duplo: Pagaria US\$ 5 a cada ano, através de um aumento de impostos, para melhorar a paisagem nas mediações da cidade segundo a forma proposta? (o preço varia aleatoriamente através do exemplo).

Se a resposta é “Sim”: Estaria disposto a pagar US\$ 10?

Se a resposta é “Não”: Estaria disposto a pagar US\$ 1?

Fonte: Adaptado de Barzev (2001).

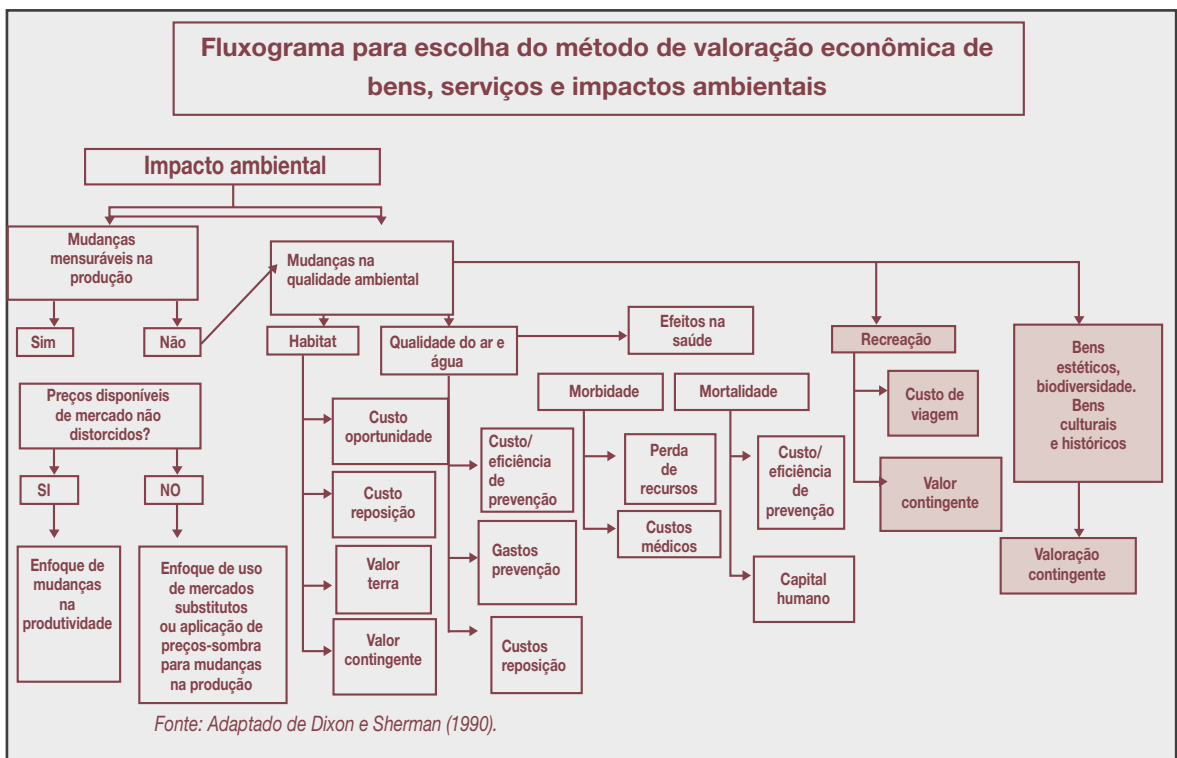
²²Por exemplo, a recomendação de fazer entrevistas pessoais foi rebatida, pois foram encontrados bons resultados realizando entrevistas por telefone e por correio. A recomendação do uso do formato dicotômico também foi rebatida e inúmeros artigos foram publicados em que se comparavam este formato com outros como o formato aberto ou o de alternativas múltiplas (Leida Mercado, Environmental Economics Adviser BDP-SURF-Panama.com.pers.)

Os procedimentos de valoração econômica das funções do bosque analisados apresentam peculiaridades, em ocasiões importantes, conforme o tipo concreto de função considerada, o que justifica uma atenção especial a sua classificação e aos métodos específicos requeridos para tal fim. No entanto, estes procedimentos não se vêem diretamente alterados em decorrência de ser o bosque objeto de estudo correspondente a uma ou outra tipologia, já que a valoração de uma função corresponderá sempre a um mesmo esquema metodológico, independente de qual seja o tipo de bosque analisado.

Portanto, a apresentação da metodologia para a valoração das funções dos espaços naturais florestais se fez independentemente da tipologia dos bosques; ainda que tal tipologia deva ser levada em conta na prática da valoração, já que as funções presentes num ecossistema florestal, assim como sua importância e traços característicos, deverão variar dependendo do tipo de bosque submetido a estudo. Neste sentido, as características dos ecossistemas florestais recomendarão a aplicação de um ou outro método; por exemplo, os produtos não madeireiros costumam ser mais abundantes em bosque úmido tropical do que em bosque seco.

O fluxograma obtido de Dixon e Sherman (1990) é uma interessante tentativa de resumo dos principais métodos de valoração, feita a partir da consideração dos impactos ambientais previsíveis – sem querer se transformar em regra estrita, pois não leva em consideração muitas das inter-relações e complementaridades entre as diferentes técnicas e métodos.

Quadro I.4.



4.2.5. Métodos adicionais de valoração

Funções de transferência de resultados²³

É importante assinalar que em muitas ocasiões é eficiente e tem custo-efetivo adaptar os resultados de valoração obtidos em outros estudos de caso de interesse. Não se pode perder de vista que, em geral, os exercícios de valoração (por qualquer de seus métodos) demandam uma grande quantidade de informação de base, fortes requisições financeiras, uma quantidade não desprezível de trabalho qualificado e, sobretudo, considerável tempo disponível, o que geralmente os decisores não têm. Não é de se estranhar, portanto, que se tenha surgido recentemente uma linha de trabalho consistente que trata de especificar claramente as condições que devem reunir os estudos-fonte para serem adaptáveis, e o tipo de função que seria necessária para realizar tal transferência.

ESTUDOS SOBRE BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS REALIZADOS EM BOSQUES TROPICAIS DE CARACTERÍSTICAS SIMILARES

Em Azqueta (2000), a fonte de informação são estudos realizados sobre bens e serviços ambientais que se ajustam suficientemente bem ao objeto de valoração, à mudança analisada, às propriedades do bem objeto de estudo e à população de interesse. O autor, na medida do possível, selecionou estudos realizados em bosques tropicais de características similares, utilizando em sua maioria, transferências de valor ora da própria Amazônia (peruana, brasileira), ora de outros países da América Latina, obtendo os seguintes resultados:

- Madeira: US\$ 70-200 por hectare (não é um rendimento sustentável).
- Produtos Não Madeireiros: os valores são de US\$ 22-272 para a primeira parcela de bosque de terra firme, US\$ 38-234 para a segunda, e US\$ 29-97 para a do bosque inundado, com uma taxa de desconto de 5%. Estas cifras lançam um valor presente por hectare de US\$ 2.939 para a primeira parcela, US\$ 2.721 para a segunda e US\$ 1.257 para a terceira. O valor presente líquido médio ponderado é de US\$ 2.306 por hectare.
- Prevenção de erosão e proteção de bacias: US\$ 238 anuais por hectare, existindo uma perda de 10% da produtividade agrícola do terreno.
- Regulação do ciclo hídrico: US\$ 19 ao ano por hectare.
- Proteção da Biodiversidade: US\$ 7 ao ano por hectare, o que lança um VPL de US\$ 420 por hectare.
- Depósito de carbono: existe uma perda de US\$ 300-500 por hectare para o bosque aberto. Em troca, a conversão de bosque fechado secundário ao terreno agrícola ou de pastagem supõe uma perda de US\$ 1.000 a US\$ 1.500 por hectare, e a passagem do bosque primário para terreno agrícola ou de pastagem, uma perda de US\$ 2.000 por hectare.
- Turismo: US\$ 3,2 por visita para os turistas com vários propósitos e US\$ 70 para aqueles que somente chegaram a visitar os bosques nativos.
- Funções sociais: disposição dos residentes de países desenvolvidos para pagar US\$ 24-31 por família.

Fonte: Azqueta (2000).

A transferência de valores se baseia no fato de que o valor econômico de um ativo ambiental pode ser extrapolado a partir dos resultados de algum estudo já realizado. Na publicação existente, ao estudo-fonte se conhece com o nome de study site, e ao segundo, estudo objeto da transferência, como policy site.

Considerando a grande quantidade de objeções de tipo acadêmico que foram colocadas, a principal vantagem deste enfoque é que, ao se utilizar fontes de informação secundárias, é possível uma grande economia de custo e tempo. No entanto, há que se considerar algumas importantes limitações:

²³Seção obtida de Azqueta (1994) e (2000).

- Ao aplicar esta metodologia, considera-se que as estimativas dos estudos primários (estudos-fonte) são os “verdadeiros” valores, de forma que a qualidade dos resultados da transferência nunca poderá ser melhor que a do estudo-fonte, o qual, por sua vez, depende da confiabilidade e validade dos métodos de valoração utilizados.

-É necessário ter muito em conta a idoneidade dos resultados dos estudos primários a serem transferidos, já que muitas das valorações realizadas são específicas de um bem ou serviço ambiental. Um dos temas mais complicados na transferência de valores é encontrar um estudo-fonte com uma especificação do recurso ambiental que se ajuste suficientemente bem ao objeto de valoração, à mudança analisada, às propriedades do bem objeto de estudo e à população de interesse.

VALORAÇÃO ECONÔMICA TOTAL DO BOSQUE ATRAVÉS DE DIFERENTES MÉTODOS

Em Portilla (2001), são utilizados alguns métodos de valoração, como o custo de oportunidade, a transferência de valor e os preços de mercado, com o intuito de se chegar ao valor econômico total valorando os diferentes bens e serviços ambientais do bosque. Conclui-se que o valor do Bosque de Proteção Cordillera Escalera no Peru, determinado pelas variáveis de uso direto, varia entre US\$ 4.032.936 e US\$ 4.135.179 por ano (agricultura, água potável, extração de sal, piscicultura, fauna –10% do valor total–, atividade florestal, não madeireiros –10% do valor total– e atividades turísticas). Foi apontado que o uso potencial destes bens varia entre US\$ 93.840.279 e US\$ 105.359.241. Para o caso dos serviços ambientais, apresenta valores entre US\$ 393. 234. 813 e US\$ 400.616.643 (o serviço de geração de água é o principal). O valor econômico total da diversidade biológica deste bosque é apontado entre US\$ 487.076.092 e US\$ 505.975.885, com um valor médio de US\$ 496.525.988 (a preços do ano 2000).

Neste caso, haveria que se tomar cuidado com a agregação total dos bens e serviços ambientais realizados pelo autor, devido ao fato de que algumas atividades poderiam se mostrar excludentes entre si, ou não poderiam ser generalizadas para toda a extensão da reserva. De todas as formas, é uma boa tentativa de aproximação de todos os valores (incluindo o de existência) de uma reserva determinada.

Fonte: Portilla (2001).

Em síntese, ao se empregar o método da transferência de benefícios, deve-ser considerar que se está aceitando o possível custo social que surgiria se as estimativas são de baixa qualidade e conduzem a decisões equivocadas. Recomenda-se, por isso, que no processo de transferência, seja realizada uma análise das limitações ou dos juízos assumidos pelo analista, o que fortalecerá a utilidade da informação gerada. Tudo isso põe em relevo a importância de não transgredir os limites dentro dos quais esta metodologia pode oferecer resultados satisfatórios. Esta é uma primeira aproximação para orientar as decisões, e tão somente isso.

Para fixar tarifas, impor multas ou iniciar algum pedido por compensação de dano ambiental, esta metodologia deverá ser acompanhada de métodos mais precisos, como os analisados no capítulo anterior, que permitam ratificar ou retificar as conclusões obtidas com base neste método. De todos os modos, não deve ser ignorada a grande utilidade que tem este tipo de metodologia para os decisores no momento de enfrentar problemas que exigem uma solução urgente.

É evidente que o trabalho do analista neste momento se vê bastante facilitado, pois pode contar com um inventário de estudos primários de valoração de fatores ambientais externos sistematicamente organizado. Nesta linha vem trabalhando o Environmental Canadá, desde 1993, para a elaboração de uma base de dados desta espécie, conhecida como Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI), com o objetivo de tornar mais fácil e acessível a transferência de benefícios. Também a Agência de Proteção do Meio Ambiente dos Estados Unidos (EPA, em inglês) passou a trabalhar neste sentido para melhorar a utilização do enfoque de transferência de benefícios.

AS ETAPAS DO PROCESSO DE TRANSFERÊNCIA

Normalmente são consideradas cinco etapas para o processo de transferência. As quatro primeiras constituem etapas prévias necessárias para a seleção dos estudos que servirão como fonte de informação primária, e na quinta, realiza-se a transferência de benefícios propriamente dita. As quatro fases prévias são:

1) Análise da mudança ou efeito a se valorar economicamente. Nesta fase, analisa-se exaustivamente o bem ou serviço ambiental (ou sua variação) que será objeto da pesquisa, assim como as características sócio-econômicas da população afetada pela mudança.

2) Identificação dos possíveis estudos-fonte. Esta segunda fase concentra-se num trabalho de busca bibliográfica para identificar as aplicações dos métodos de valoração que focalizaram o bem ou serviço ambiental de interesse.

3) Análise da adequação dos estudos-fonte. O objetivo desta terceira fase é identificar, dentro dos estudos já analisados, os que melhor se adaptam aos elementos da pesquisa. Recomenda-se a maior correspondência possível entre o contexto para o qual se pretende transferir as estimativas e o contexto no qual se originou, atendendo fundamentalmente os seguintes fatores: os atributos físicos, biológicos e ecológicos do bem ambiental, a mudança objeto de valoração e as características sócio-econômicas da população.

4) Comprovação da qualidade das estimativas dos estudos-fonte selecionados. A positividade das estimativas resultantes do processo de transferência depende em grande parte da qualidade dos estudos-fonte utilizados, a qual é examinada em função de sua confiabilidade e validade. Os resultados são confiáveis se a variação dos mesmos se deve a erros aleatórios. Nesta fase, são analisados os possíveis estudos-fonte prestando especial atenção àqueles elementos que podem introduzir variabilidade e/ou obliquidades nas valorações econômicas estimadas: credibilidade do cenário em questão, tamanho da amostra, forma de pagamento, forma funcional da equação de demanda, etc.

5) Realização da transferência dos valores. Nesta fase, finalmente, realiza-se a extrapolação dos valores monetários estimados nos estudos-fonte selecionados do contexto do projeto de pesquisa que se está levando a cabo. Existem três vias possíveis de se realizar esta transferência:

- Transferência do valor unitário médio. Este processo de transferência é o mais simples, já que assume a hipótese de que uma mudança no bem-estar experimentada por um indivíduo médio no contexto do estudo-fonte é igual à experimentada por um indivíduo médio no novo contexto de valoração. A transferência implicaria unicamente em multiplicar este valor médio por unidade de análise (por exemplo, o excedente do consumidor médio por visitação de uma área recreativa) pela mudança antecipada que resultaria no contexto objetivo, se a valoração é ex-ante; e pela mudança ambiental já conhecida, se a valoração é ex-post.

- Transferência do valor médio ajustado. O processo de extrapolação é o mesmo que no caso anterior, mas os valores unitários médios são ajustados antes de serem transferidos. Este ajuste pode ser de dois tipos. O primeiro se deve às divergências existentes entre ambos os contextos de valoração, de modo que o analista realiza o ajuste nas estimativas primárias para que elas venham a refletir melhor as condições do novo local. No segundo tipo, o analista opta por corrigir os valores do estudo-fonte se encontra evidências de existência de obliquidades.

- Transferência da função de valor. Neste caso, se transfere a função de demanda, previamente estimada, num contexto similar à nova análise proposta. O analista deve reunir os dados sobre as variáveis independentes da função de demanda para a pesquisa objetiva: preço do bem ambiental, preço de seus bens substitutos, pagamentos médios da população, etc. Com esta informação, e os parâmetros estimados da função de demanda do estudo-fonte, calcula-se uma nova equação, a partir da qual podemos estimar o valor médio do recurso analisado. Com este processo, são esperadas estimativas menos obliquas do que com a transferência do valor médio.

Se os resultados obtidos com este enfoque de transferência de valor cumprem alguns requisitos mínimos de exatidão com relação a determinados usos, o analista poderá obter valorações monetárias de fatores externos ambientais, com alguns custos monetários e de tempo disponível significativamente menores que se tivesse aplicado qualquer outro método de valoração. Devido ao fato de os estudos primários constituírem-se na fonte de informação para a transferência, sua utilização é fundamental para o bom desenvolvimento deste enfoque. Esta dependência converte o estudo da precisão e consistência destes métodos numa área de pesquisa importante para garantir a idoneidade da transferência de benefícios.

Ainda que a análise de outro tipo de método de valoração escape aos objetivos deste estudo, serão mencionados métodos adicionais que podem ser utilizados para a valoração ambiental.

A programação linear, por exemplo, é um método baseado em matrizes matemáticas que incorpora os valores do projeto e seus impactos em termos de restrições lineares em cada um dos setores envolvidos. O método dos coeficientes integrais, desenvolvido no CEPAL por uma equipe interdisciplinar, faz uso de técnicas de programação matemática em suas diversas formas (linear, não linear, por objetivos, dinâmica). Serve de meio para integrar os diferentes componentes do valor na função objetivo (Função de Benefício Social Líquido) e incorporar os diferentes fatores exógenos (restrições ambientais, biológicas, sócio-culturais, tecnológicas, etc.).

Existem, além disso, outros métodos de aplicação ainda menor, como o “método do gasto bruto”, o “método residual” e as “análises de múltiplos critérios”; mas convém considerá-los, apesar das dificuldades neles implícitas, para que possam ser bem aplicados em determinados tipos de projetos.

A decisão de múltiplos critérios (DMC)²⁴

A decisão de múltiplos critérios (DMC) aparece dentro da teoria da decisão como uma opção para otimizar vários objetivos, de forma simultânea e possivelmente em conflito (Azqueta e Ferreiro, 1994). Nos problemas relacionados com o meio natural particularmente, há uma série de conflitos entre os critérios de tipo econômico (maximizar a eficiência do aproveitamento dos recursos), os critérios de conservação do meio ambiente e os critérios de equidade social (garantir uma distribuição equitativa dos benefícios e/ou minimizar os impactos negativos sofridos).

Apesar da otimização dos diferentes objetivos propostos simultaneamente ser bastante difícil, devido aos conflitos existentes entre eles, fica a critério dos responsáveis do projeto o resultado final. A decisão de múltiplos critérios proporciona uma série de indicadores que ajudarão na decisão final, embora esta sempre esteja sujeita aos critérios subjetivos da autoridade ou do dono do recurso. As duas grandes ramificações em que se divide a decisão de múltiplos critérios são: a decisão com objetivos múltiplos e a decisão multidiscreta.

A decisão de múltiplos critérios acolhe de forma natural, pois esta é a sua essência, a multiplicidade de critérios (facetas, impactos, pontos de vista, etc.) que em toda escolha real são colocados. Isto traz consigo numerosas vantagens (Azqueta e Ferreiro, 1994):

- Não há necessidade de recorrer à rígida redução em escala monetária, como faz a análise custo-benefício.
- Pelo contrário, a decisão de múltiplos critérios constitui-se numa espécie de análise do conflito entre os critérios, oferecendo múltiplas possibilidades de compromisso.
- Neste caso, bastante freqüente em assuntos de gestão ambiental, na qual os critérios refletem opiniões dos diferentes autores decisores envolvidos, a decisão de múltiplos critérios, da mesma maneira, abre um espaço adequado para a discussão, permitindo que ela transite entre alternativas e critérios, o que torna necessariamente esta discussão mais reflexiva e menos apaixonada.

A decisão de múltiplos critérios, por outro lado, não se opõe a outros enfoques metodológicos necessários devido às características de alguns problemas. De fato, pode ser um excelente complemento da análise custo-benefício. Por sua vez, a dinâmica, a incerteza ou os múltiplos atores são facetas que podem ser acolhidas pela decisão de múltiplos critérios. Contudo, estas vantagens não devem nos fazer esquecer as sutilezas e cuidados que se deve ter no momento de aplicar este método:

²⁴Obtido de Azqueta e Ferreiro (1994) e de Barrantes (2000).

- Uma adequada seleção e medida dos critérios, que devem essencialmente obedecer a sólidas razões descritivas, quando se trata de um único decisor; ou considerações ditadas pela natureza do conflito, quando se está num contexto de negociação.
- Uma cuidadosa consideração das ponderações, por seu papel crucial como representação das preferências do decisor e por sua importância chave nos resultados finais.
- Uso e interpretação corretos do método ou dos métodos de ordenação empregados.
- Uma análise de sensibilidade que permita equilibrar a robustez dos resultados com relação à freqüente imprecisão dos dados e parâmetros utilizados.

Quadro I.5. – Resumo dos métodos de valoração econômica

TÉCNICAS	DESCRIÇÃO	COMENTÁRIOS	BIBLIOGRAFIA RECOMENDADA	ERROS COMUNS	LIMITAÇÕES E DIFICULDADES
MÉTODOS BASEADOS EM VALORES DE MERCADO (Madeireiros e Não Madeireiros)					
Técnicas que utilizam diretamente preços de mercado					
1) Mudanças na produtividade	Esta metodologia pode ser considerada como uma extensão direta da análise tradicional de custo-benefício. Quando um projeto de desenvolvimento afeta a produção e/ou produtividade (positiva ou negativamente), as mudanças geradas podem ser valoradas usando preços de mercado ou econômicos (ou preços-sombra no caso de existir alguma distorção). Utiliza preços estabelecidos nos mercados, assim como estudos de mercado, observação direta e mercados experimentais.	<p>Usos diretos: Extrativos: Exploração de madeira; lenha para combustível; materiais para a construção; fruta; plantas medicinais e aromáticas; caça; produção de cultivos; pecuária.</p> <p>Não Extrativos: Recreação.</p> <p>Usos indiretos: Regulação hidrológica; prevenção de inundações; disponibilidade de água para uso doméstico e irrigação; impacto em pescadores, purificação de água; impactos sobre a saúde; polinização de cultivos; controle de pragas; regulação de microclimas; custo de calefação/refrigeração, etc.</p>	<p><i>Peters, Gentry e Mendelsohn (1989).</i></p> <p><i>Windevoxhel (1992) analisado em Emerton (2000).</i></p> <p><i>Aylward (1998), analisado em Bishop (1999).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Supor que a produtividade está completamente perdida (ou ganha). • Supor que toda mudança em produtividade é positiva (ou negativa): é necessário ver o efeito líquido de todas as mudanças. • Supor que altos níveis de uso são sustentáveis. • Usar em cálculos níveis sustentáveis de colheita calculados com base no nível atual de exploração. • Não considerar que os preços de muitos produtos comercializados são distorcidos por intervenções do governo ou por falhas no mercado. • Não utilizar análise econômica/ social (ajustando fatores externos) e somente utilizar análise financeira/ privada. 	<ul style="list-style-type: none"> • Muitas quantias não são registradas nos mercados. • Geralmente é difícil estimar a mudança em quantias. • Muitos produtos de interesse não são comercializados e não têm substitutos aparentes. • Necessita de estudos caros e geralmente a informação é insuficiente. • Nem sempre existem substitutos. • Evita economias e falta de economias de escala. • Não considera efeitos distributivos de benefícios. • Não se pode conhecer a margem de erro nas estimativas ao utilizar bens substitutos para os cálculos.

<p>2) Custo de oportunidade</p>	<p>Está baseado na idéia de que os custos de utilização de um recurso para certas atividades que não têm preços num mercado estabelecido, ou não são comercializados, podem ser estimados usando como variável de aproximação a verba perdida (ou não recebida) para deixar de utilizar o recurso em outros usos alternativos que têm preços de mercado.</p>	<p>Um exemplo pode ser aproximar o valor de uma área protegida através dos recursos perdidos por atividades agropecuárias e madeireiras.</p>	<p><i>Browder (1988).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Assumir que sempre existe uma atividade alternativa que pode ser desenvolvida. • Todos os erros enunciados no método de mudança de produtividade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizar os valores obtidos por este método como uma medida apropriada para compensação por danos ecológicos. • Geralmente esta medida deve ser considerada como uma aproximação do mínimo valor de um benefício determinado.
<p>Técnicas nas quais os gastos atuais ou potenciais são utilizados para valorar custos</p>					
<p>3) Método de custo-efetividade</p>	<p>Este método não procura medir diretamente o valor do bem ou o benefício ambiental do mesmo, mas analisar e quantificar o menor custo entre diferentes métodos que permitam alcançar um nível ou efeito previamente determinado.</p>	<p>Podem ser identificados os custos de se aplicar uma política ou ação específica e determinar se tal ação é desejável ou não. Geralmente utilizado quando o que se busca é minimizar custos de uma decisão política tomada.</p>		<ul style="list-style-type: none"> • Não considerar que os preços de muitos produtos são distorcidos por intervenções do governo ou por falhas no mercado. • Não utilizar análise econômica/ social (ajustando os fatores externos) e somente utilizar análise financeira/ privada. 	<ul style="list-style-type: none"> • Não se valora o bem ou serviço ambiental, somente se valora o custo da política que o afeta.
<p>4) Gastos defensivos ou preventivos</p>	<p>Pretende-se estimar o valor de um dano ambiental através dos gastos efetivos ou potenciais a cargo dos indivíduos, firmas, governos ou comunidades, necessários para prevenir efeitos ambientais indesejáveis.</p>	<p>Os danos ambientais são difíceis de avaliar (por sua magnitude, extensão e percepção social), a informação acerca dos gastos defensivos constitui uma boa aproximação.</p>	<p><i>Yparraguirre (2001).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Os mesmos que em custo-efetividade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Não se pode saber a margem de erro nas estimativas ao utilizar bens substitutos para os cálculos.
<p>5) Custos de reinstalação e reposição</p>	<p>Custos de reinstalação Este método se baseia em custos estimados nos quais se deve incorrer para a reinstalação de um determinado recurso natural, comunidade ou ativo físico devido a danos ambientais. Custo de reposição Uma metodologia bastante parecida à anterior, usada fundamentalmente como calculadora dos custos da contaminação ou destruição ambiental (poluição, desflorestamento, etc.).</p>	<p>Pode ser considerado como uma medida superior do custo ambiental e constitui-se, portanto, numa medida indireta interessante do benefício que pode ser derivado das ações levadas a cabo para prevenir que tal dano ocorra. Baseia-se na medição dos custos aos quais se incorre ao substituir ativos produtivos prejudicados por um projeto. Estes custos podem ser medidos baseando-se em estimativas técnicas ou contáveis dos custos de reposição dos ativos físicos ou recursos naturais afetados.</p>	<p><i>Barrantes e Chaves (2000).</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Os mesmos que no custo-efetividade 	<ul style="list-style-type: none"> • Nem sempre existem substitutos para os ecossistemas afetados. • Evita economias e não-economias de escala. • Os resultados destes métodos dependem do quanto eficiente é a estimativa do potencial econômico do bosque.

MÉTODOS BASEADOS EM PREFERÊNCIAS REVELADAS (Estes métodos de valoração fazem uso dos preços de mercado de forma indireta – mercados sub-rogados. Utiliza-se esta classe de métodos quando diversos aspectos ou atributos dos recursos naturais ou serviços ambientais a serem analisados não têm preços refletidos num mercado.)					
<p>1) Custo de viagem</p>	<p>Para valorar bens e serviços de recreação ou recursos cênicos. Baseia-se no suposto de que os consumidores valoram a experiência de visitar um bosque em relação ao que é gasto para se chegar até ele, incluindo todos os custos diretos de transporte, assim como o custo de oportunidade de seu tempo gasto em viagem (ganhos não contabilizados). Aplica-se a valoração em áreas naturais que cumprem uma função de recreação e têm características únicas. Procura-se estimar como varia a demanda do bem ambiental (o número de visitação) diante de mudanças no custo de seu desfrute, analisando as mudanças no excedente do consumidor.</p>	<p>Mediante pesquisas e estimativas de custo de deslocamento do local de origem ao local turístico (parque, praia, montanha, etc.), determinam-se os custos incididos sobre os visitantes, segundo a distância, meio de transporte e condições de uso. Metodologia utilizada:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Atribuição de locais de turismo. • Pesquisas de uso de recreação (região de origem, visitas por ano, propósito e custo da viagem, características sócio-econômicas). • Definição da função de custo da viagem. • Cálculo dos benefícios líquidos e dos excedentes do consumidor. 	<p><i>Tobias e Mendelsohn (1991)</i> <i>em Bishop (1999).</i></p> <p><i>Galvin (2000).</i></p>	<p>Os erros mais comuns são cometidos em:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Estimativa sobre todo o tempo empregado na viagem como imputável ao destino analisado. • Erros de cálculo nos gastos diretos de viagem e entrada no local imputáveis na análise. • Considerar viagens de múltiplos propósitos como de um só propósito, sem análise, ajustes e cálculos necessários. 	<ul style="list-style-type: none"> • Não oferece informação sobre os não-usuários ou usuários potenciais; unicamente sobre os visitantes. • Os resultados são muito sensíveis à especificação da demanda e ao valor atribuído ao tempo. • Omite valores de existência e opção e os benefícios que as pessoas que nunca visitaram o lugar percebem. • As viagens têm muitos propósitos e a viagem em si pode ser parte do prazer, não um custo.
<p>2) Método de preços hedônicos</p>	<p>Baseia-se na idéia de que os preços podem ser considerados compostos, com os quais podem ser determinados os preços implícitos de certas características do ativo (que são justamente as que determinam seu valor). Outra forma de considerar os preços hedônicos é através do “diferencial de salários”, que consiste em estimar o diferencial de salário requerido para que um trabalhador aceite um trabalho sob condições ambientais diferentes daquelas em que habitualmente se desenvolve.</p>	<p>A suposição é que o diferencial de preço obtido, depois de todas as variáveis comuns terem sido consideradas, reflete a valoração que o(s) indivíduo(s) faz(em) do bem ou serviço ambiental em questão.</p>			<ul style="list-style-type: none"> • É um método muito pouco utilizado fora do âmbito de valoração de bens-raízes.
<p>3) Métodos de bens substitutos</p>	<p>Este método é bastante simples para o caso daqueles recursos florestais que não têm mercado, que são utilizados diretamente, ou para subsistência (por exemplo, a lenha). De fato, este é um dos métodos mais utilizados como apoio aos demais métodos.</p>	<p>O valor da lenha utilizada numa comunidade pode ser estimado com base no preço de mercado de bens similares (por exemplo, a lenha vendida em outras áreas) ou o valor da melhor alternativa ou bem substituto (por exemplo, carvão vegetal ou gás para consumo doméstico).</p>	<p><i>Adger, Brown, Cervigni, e Moran (1995).</i></p>		<ul style="list-style-type: none"> • A medida na qual o valor do bem de mercado alternativo reflete o valor do bem ambiental em questão depende do grau de semelhança ou substituição entre eles.

MÉTODOS BASEADOS EM PREFERÊNCIAS DECLARADAS (Estes métodos de valoração fazem uso de mercados fictícios ou potenciais).					
<p>1) Método de valoração contingente (MVC)</p>	<p>Fundamenta-se na medição do impacto de um projeto sobre o bem-estar de uma população, medindo a máxima disposição para pagar para se evitar um mal ou para receber uma melhoria ambiental. Utiliza-se um enfoque direto (utilização de pesquisas, entrevistas, questionários, etc.). Pode-se aplicar a qualquer situação porque obtém dados de um mercado hipotético. Aplicar o MVC é melhor que não aplicar nada, especialmente quando se trata de bens ambientais sem transação, cujo valor econômico é desconhecido. Ajuda a quantificar qualquer Impacto Ambiental.</p>	<p>Pergunta-se mediante um questionário quanto estariam dispostas a pagar por um benefício e/ou o que estariam dispostas a receber como compensação por tolerância a um prejuízo. Técnicas contingentes:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Jogos de Transações. • Experimentos. • Aceitar ou recusar. • Jogos de Licitação. • Escolha sem Custo. • Técnicas Delphi. 	<p><i>Moras e Moraes (1995), em Seroa da Motta (1998).</i></p>		<p>Obliquidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ponto de partida: a DAP expressa em questionários do tipo referendum pode ser afetada pelo valor inicial proposto. • “Embedding”: o mesmo bem recebe um valor mais baixo se é considerado parte de um bem maior. • DAP vs. DAA: não significa o mesmo perguntar pela “disposição a pagar” que pela “disposição a aceitar uma compensação”. • Hipotético. • Forma de pagamento. • Entrevistador.
OUTRAS METODOLOGIAS					
<p>1) Análise de múltiplos critérios</p>	<p>Idéia central: avaliar um problema (economia) de forma multidimensional com um conjunto limitado de indicadores que emitem sinais contraditórios da sustentabilidade. Impossibilidade de maximizar tudo ao mesmo tempo (Roy, 1985 e Martinez-Alier, 1994). As duas grandes ramificações em que pode ser dividida a decisão de múltiplos critérios são: a decisão de objetivos múltiplos e a decisão multidiscreta.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Pode ser aplicada no nível macroeconômico. • Permite vincular sistemas econômicos e ecológicos mediante indicadores monetários e não monetários, (afim com a escola conhecida como Economia Ecológica). • Resultados consistentes com outros enfoques: mostra o trade-off do desenvolvimento econômico. • A definição e número de indicadores, a estruturação da informação e as inovações podem modificar os resultados. 			<ul style="list-style-type: none"> • A otimização dos diferentes objetivos propostos simultaneamente é bastante difícil, devido aos conflitos existentes entre eles. • O resultado final fica a critério dos responsáveis pelo projeto. • A decisão de múltiplos critérios proporciona uma série de indicadores que ainda ajudam a tomar a decisão final, não impedem que esta esteja sujeita aos critérios subjetivos da autoridade ou do dono do recurso.
<p>2) Transferência de valor</p>	<p>Baseia-se na suposição de que o valor econômico de um ativo ambiental poderia ser extrapolado, sob certas circunstâncias, a partir dos resultados de algum estudo já realizado. Nas publicações sobre o assunto, o estudo-fonte é conhecido como study site, e o segundo, o estudo objeto da transferibilidade, como policy site. Considerando as objeções, a principal vantagem deste enfoque é que, ao utilizar fontes de informação secundárias, é possível uma economia de custo e tempo. Existem três vias possíveis de se realizar esta transferência:</p> <ol style="list-style-type: none"> a) Transferência do valor unitário médio. b) Transferência do valor médio ajustado. c) Transferência da função de valor. 	<p><i>Fases do Processo de Transferência de Valor:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Análise da mudança ou efeito a se valorar economicamente. • Identificação dos possíveis estudos-fonte. • Análise da adequação dos estudos-fonte. • Comprovação da qualidade das estimativas dos estudos-fonte selecionados. • Realização da transferência dos valores. 	<p><i>zqueta (2000), Portilla (2001), em Glave e Pizarro (Editores)</i></p>	<p>Problemas com os dados:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dados incompletos/não sistemáticos. • Cobertura geográfica inadequada. • Variação de estoques. • Mudanças técnicas. • A teoria “mentira grande” de validação de indicadores. <p>Ao usar a transferência de valores, deve-se ter em conta que se está aceitando o possível custo social que surgiria se as estimativas são de baixa qualidade e conduzem a decisões equivocadas.</p>	<p>As estimativas dos estudos primários (estudos-fonte) são assumidas como os “verdadeiros” valores, de forma que a qualidade dos resultados de transferência nunca poderá ser melhor que a do estudo-fonte. Um dos temas mais complicados é encontrar um estudo-fonte com uma especificação do recurso ambiental que se ajuste suficientemente bem ao objeto de valoração, à mudança analisada, às propriedades do bem objeto de estudo e à população de interesse. Este tipo de cálculos deve ser entendido como uma primeira aproximação ao valor que se busca quantificar e sobre o qual deveria ser realizado um estudo muito mais aprofundado, caso se pretendesse ratificar ou retificar os resultados obtidos por este procedimento.</p>

D. Burneo, com adaptações de Jäger et al. (2001) e do material do Seminário “Rentabilizar a Conservação da Biodiversidade”, organizado pelo WBI, o Consórcio de Pesquisa Econômica e Social e a Fundação MacArthur (Lima, Peru – Janeiro de 2002).

5. Conclusões

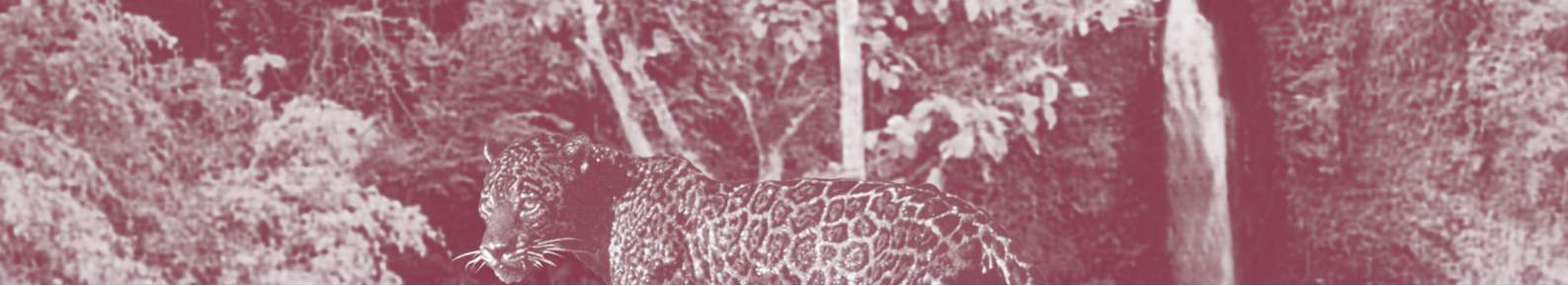
- Os fatores externos ou a impossibilidade de internalizar certos efeitos colaterais derivados das atividades econômicas em ecossistemas florestais introduzem diferenças substanciais entre os custos e benefícios privados, por um lado, e sociais, por outro. Portanto, a menos que se chegue a um consenso na distribuição de valores para os diferentes recursos, estes tenderão a ser mal manejados e, em particular, super explorados.
- Os valores que adquire o bosque para os agentes econômicos, de acordo com as funções que cumpre direta ou indiretamente para eles, se traduzem operativamente em diferentes níveis de rentabilidade. O estudo destas manifestações de rentabilidade permitirá detectar as possíveis fontes de conflito entre os diferentes agentes e grupos afetados. De fato, em economias inflacionárias, os agentes costumam orientar suas decisões ao curto prazo. A principal razão para este comportamento é que o custo de oportunidade das atividades de longo prazo é incrementado de forma considerável à medida que os preços aumentam, tornando mais rentáveis atividades como a exploração madeireira não sustentável e gerando, assim, processos de desflorestamento.
- Muitos dos bens e serviços do bosque ainda não têm valor de mercado, e poderia passar algum tempo para que fossem desenvolvidos mecanismos de preços para os mesmos. A impossibilidade de cristalizar estes benefícios nas funções de utilidade privada pode gerar falhas de mercado que se traduzem em aparentes custos adicionais para as atividades sustentáveis, custos que freqüentemente devem ser assumidos pelos proprietários da terra, sejam agentes públicos ou privados.
- Esta situação cria a equivocada percepção de que a conservação representa custos adicionais e um sacrifício de oportunidades econômicas contidas em outros usos não sustentáveis do bosque. Portanto, a falta de habilidade para gerar benefícios diretos da conservação pode significar que as áreas protegidas, bosques de conservação e bosques privados, dos quais a sociedade extrai uma série de benefícios ambientais e econômicos, sejam alterados e trocados por outros usos para satisfazer interesses locais de curto prazo, com a conseqüente atribuição ineficiente dos recursos no tempo.
- Apesar de sua grande importância, os resultados da valoração econômica de um ecossistema florestal não deveriam ser pensados exclusivamente como um meio de fornecer informação sobre valores monetários para seus bens e serviços. Estes resultados deveriam ser utilizados principalmente como suporte de um processo eficiente de tomada de decisões por parte das autoridades florestais, seja em elaboração de políticas ou na aplicação de instrumentos e regulamentações; ou ainda, como uma fonte de informação que permita realizar uma análise custo-benefício das propostas apresentadas frente aos seus respectivos projetos-sombra.
- A tecnologia de valoração, ainda que tenha avançado bastante nos últimos anos, é ainda imperfeita, razão pela qual há que se ter em conta que os resultados obtidos através das diferentes metodologias geram valores aproximados e parciais. Para se obter uma estimativa da importância econômica da biodiversidade dos bosques, existem diversos métodos e técnicas de valoração, geralmente classificados segundo o conceito de valor adotado. Muitas vezes é necessário e aconselhável utilizar mais de um método por vez, ou estimar o mesmo valor mediante diferentes técnicas. Isto possibilita:

- Gerar informação para o desenvolvimento e aplicação de metodologias de análise e formulação de políticas.
- Desenvolver estratégias para a conservação, recuperação, manutenção e aproveitamento sustentável dos recursos florestais.
- Estabelecer preços para bens e serviços da biodiversidade.
- Desenvolver sistemas contáveis que exponham a relação economia-ecologia.
- Estabelecer o custo que têm as atividades econômicas sobre o ambiente e os ecossistemas florestais.
- Apoiar sistemas de geração de verbas para o financiamento da conservação da biodiversidade.
- Incluir a variável ambiental na formulação de políticas de desenvolvimento.
- Determinar a forma na qual a sociedade percebe o valor dos serviços ambientais.
- Considerar a resposta da sociedade diante das mudanças na existência dos recursos.
- Reconhecer a relação entre serviço ambiental, desenvolvimento econômico e bem-estar.
- Fornecer critérios econômicos para sustentar tarifas e cobranças.
- Permitir transparência e rendimento de contas.
- Efetuar análise custo-benefício das alternativas de uso do solo.

CAPÍTULO II

A activação do valor.
Da abordagem plural de
métodos de valoração á
elaboração de políticas e
incentivos

Xavier Izko



1. Fluxos ecológicos e processo de valoração

Como vimos, existem diferentes classificações dos bens e serviços proporcionados pelos ecossistemas. Seus usos podem ser diretos (bens e serviços) e indiretos (funções ambientais), tanto com relação ao presente (uso atual) como ao futuro (uso potencial – valor de opção); existem também componentes (biodiversidade, cultura) que podem ser valorados como “ativos” em si mesmos (“valor de existência”), independentemente de sua conexão com uma determinada forma de uso.

No entanto, os bens e serviços ambientais se referem frequentemente às classificações propostas; existe uma realimentação permanente entre as diferentes formas de valorização, incluindo tanto os valores específicos de cada dimensão ambiental como os fluxos de valor que se produzem entre cada uma delas. Assim, a biodiversidade (que tem um valor de existência) pode também ser objeto de uso direto ou indireto, através de atividades como a pesquisa, educação, obtenção de material genético ou proteção da estabilidade ecológica e suas funções.

Da mesma forma, as espécies de vida silvestre (além de seu uso direto) podem ser valorizadas indiretamente a partir de listas ecológicas chave, como a dispersão de sementes (Barbier, 1992; Pearce, 1993; Pearce e Moran, 1995). De forma similar, determinadas atividades produtivas que se desenvolvem fora dos bosques (agricultura, piscicultura, apicultura) podem se basear numa valorização dos bens ou serviços ambientais proporcionados pelos ecossistemas (água, flora, etc.). Este conjunto de articuladores permite chegar a uma espécie de “valor agregado total”, que ajuda a recriar permanentemente os equilíbrios no âmbito de toda a área sob manejo.

Vimos também que é factível recorrer a uma ampla categoria de métodos de valoração explícitos ou implícitos, diretos ou indiretos, quantitativos ou qualitativos. De fato, existe uma casuística cada vez mais abundante que dá conta da possibilidade de ativá-los em benefício da conservação (ver Capítulo I).

No entanto, fica ainda descoberta uma parte da questão. Por um lado, os estudos de caso examinam às vezes um ponto específico dos ecossistemas, associado frequentemente aos aspectos mais facilmente identificáveis, e deixam de lado outros aspectos menos suscetíveis de quantificação ou qualificação apropriada. Por outro lado, nem sempre é fácil dar conta do conjunto de valores dos ecossistemas. Embora muitos serviços e funções possam ser avaliados em termos econômicos, outros não podem ser objeto de uma valoração monetária significativa.

Sem dúvida, alguns métodos devem ser aplicados de forma individual quando as características de um determinado bem ou serviço requerem uma aproximação específica e exclusiva; mas existem situações na quais resulta insuficiente somente um modo de acesso à valoração, em particular quando se trata de dar conta do conjunto de valores de um ecossistema, ou das relações entre uma área protegida e sua região de amortecimento.

Nestes casos, é recomendável procurar priorizar os métodos de valoração, apelando para a combinação de várias alternativas de forma sincrônica ou diacrônica (não são a mesma coisa a “mudança de produtividade” fora do bosque e a valoração de um bem ou de um serviço ambiental dentro dele), mas evitando ao mesmo tempo a eventual duplicação dos valores. Contudo, ainda que a combinação de diferentes métodos seja algo plausível e desejável em termos científicos, sua aplicação pode encontrar obstáculos pelas dificuldades práticas, como a impossibilidade de recorrer a um número suficiente de especialistas ou problemas orçamentários.

Estas são algumas sugestões para a utilização sucessiva dos diferentes métodos de valoração:

- a análise poderia avançar quantificando os outputs físicos que têm preços de mercado (valores de uso direto, como no caso da madeira e dos produtos florestais não madeireiros, PFNM), sobretudo em bosques comunitários e privados sobre os quais são exercidas diferentes pressões, já que é uma aproximação mais segura e costuma outorgar mais confiança aos atores envolvidos;
- esta valoração está sujeita às distorções do mercado, sendo aconselhável recorrer a outras medidas complementares, valorando separadamente os benefícios ambientais indiretos, para poder dispor de uma visão global do conjunto de possibilidades de valoração, até o ponto em que o projeto a justifique;
- onde não existe a possibilidade de se realizar uma valoração mercantil direta, é conveniente utilizar dois ou mais métodos alternativos (por exemplo, os gastos atuais ou potenciais para valorar custos mais as preferências reveladas ou declaradas) a fim de encontrar uma categoria plausível de valores;
- métodos como os “custos de oportunidade” (baseados nos recursos perdidos) podem dar uma idéia aproximada do custo da preservação, em vez de valorar os benefícios diretos que poderia proporcionar, por exemplo, um Parque Nacional. No entanto, frente à sua aplicação prática, somente a valorização do Parque em si mesma (combinando diferentes tipos de valoração) permitirá imaginar em que medida os custos de oportunidade podem ser reduzidos ou compensados, sobretudo em casos nos quais existem maiores impactos, e antecipar se a proteção do Parque é politicamente viável ou um mero gesto voluntarista;
- o caso dos produtos não madeireiros permite visualizar a possibilidade de conjugar diferentes perspectivas em sua valoração e manejo:
 - ✓ a extração de PFNM está relacionada com outros componentes do ecossistema. De fato, o extrativismo pode incentivar a desaparecimento da macrofauna devido às atividades de caça associadas, e altera o processo de co-evolução planta-animal. Contudo, a colheita de PFNM é muito mais sustentável que outras alternativas, como a pecuária ou o desmatamento;
 - ✓ a colheita dos PFNM é compatível com outras atividades, como a colheita seletiva de madeira (ver Capítulo I);
 - ✓ a sustentabilidade econômica do extrativismo requer uma apropriada combinação com outras atividades, como a agricultura. De fato, o extrativismo está sendo visto como a primeira etapa em direção a uma agricultura sustentável, de maneira que a (semi)domesticação de plantas com agregação de valor se converta no desenlace normal das atividades extrativas, mantendo o bosque como um repositório de plântulas, suscetível de ser valorado também de outros pontos de vista (serviços). Contudo, é importante evitar que os produtos não madeireiros semi-domesticados fora do bosque não degenerem e incidam sobre os habitats originais (Ruiz Pérez, 1997; Nepstad e Schwarzman, 1992; Aragon Castillo, 1995);
- o método de múltiplos critérios constitui também, em si mesmo, um enfoque plural do valor, que complementa as alternativas “objetivas” com os critérios subjetivos, no âmbito dos processos reais de tomada de decisões.

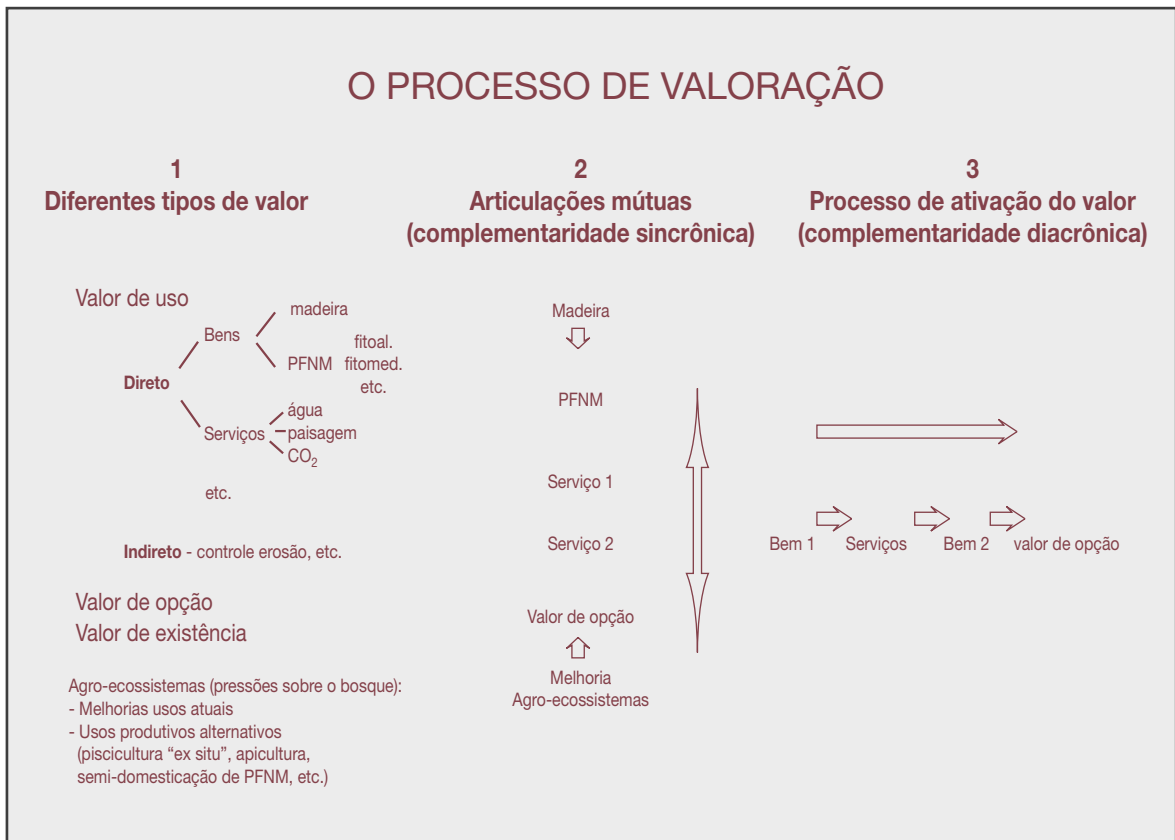
Relações ecossistêmicas e acessos à valoração

Por outro lado, a existência de diferentes elementos e interações dentro dos ecossistemas convida a conjugar enfoques diferentes da valoração de bens e serviços, que podem ser ativados de forma simultânea (sincrônica) ou sucessiva (diacrônica).

Em dois livros recentes, Southgate (1998) e Ferraro (2000) contrapõem, respectivamente, a economia agrícola à economia florestal e os pagamentos por serviços ambientais às atividades de desenvolvimento. Concluem, no primeiro caso, a insuficiência global dos recursos florestais para fazer frente às pressões que se originam nas áreas agropecuárias, no mercado e nas políticas estatais; e em segundo, a maior conveniência dos pagamentos por serviços ambientais versus as práticas habituais do desenvolvimento (produtos não madeireiros, manejo de pressões fora do bosque, etc.).

No entanto, a perspectiva apropriada não é contrapor as diferentes atividades, mas aprender a ativá-las de maneira seletiva, sinérgica e processual (Izko, 1998), considerando os diferentes contextos sócio-ambientais, estabelecendo vínculos apropriados entre os ecossistemas florestais e os agro-ecossistemas (dos quais freqüentemente originam as pressões sobre os bosques) e utilizando de maneira sucessiva as alternativas disponíveis: num momento dado, a alternativa 1 pode ser melhor que a alternativa 2; mas isso não quer dizer que a alternativa 2 seja ruim, já que pode ser ativada mais adiante, quando existam condições apropriadas, dando lugar a uma série de “complementaridade diacrônica” entre elas ao longo do tempo. O Quadro II.1 ilustra estas alternativas (ver também tópico seguinte deste capítulo).

Quadro II.1



2. Pequenos produtores, ecossistemas florestais e agro-ecossistemas: combinação de enfoques para o uso sustentável dos bosques¹

Queremos ilustrar a viabilidade desta abordagem ao mesmo tempo plural e diferenciada, mediante a aplicação do conjunto de instrumentos disponíveis no caso dos pequenos produtores rurais (indígenas, camponeses, colonos), que constitui uma das categorias sociais mais diretamente relacionadas com o desflorestamento e, ao mesmo tempo, com as possibilidades de um manejo sustentável. Os instrumentos utilizados antecipam também a possibilidade de recorrer a mecanismos não econômicos, como medidas de incentivo (ver mais adiante).

2.1. Ecossistemas florestais e lógicas produtivas

Em termos gerais, os ecossistemas florestais são parte integrante do sistema produtivo indígena e camponês, não podendo ser considerados separadamente dos demais componentes da economia rural.

Existem, certamente, autênticas “culturas florestais” na América do Sul (povos indígenas), com importantes conhecimentos sobre os usos dos bens e serviços florestais, embora confrontem diferentes processos de mudança. Mas também os demais atores rurais com acesso a recursos florestais (camponeses, alguns colonos) tendem a criar um equilíbrio entre a necessidade de solo florestal para ampliar a fronteira agrícola e o uso do bosque, o que proporciona, por exemplo, água ou pasto para a pecuária em muitos bosques da região andina. No entanto, em situações de acesso precário à terra e em regiões de expansão da fronteira agrícola (colonização), a “cultura loteada” camponesa frequentemente entra em conflito com a “cultura florestal” remanescente e tende a prevalecer sobre ela.

A sustentabilidade do desenvolvimento depende precisamente das interações entre o conjunto de recursos disponíveis (atuais e potenciais), de maneira que seja possível valorá-los de forma diferenciada e diferenciar as modalidades de controle sobre as pressões exercidas pelas pessoas². E isto exige prestar atenção às suas lógicas culturais e produtivas, considerando sua estrutura e orientação (subsistência/ mercado, etc.).

Na realidade, o uso sustentável poderia ser caracterizado como a arte de manejar os recursos a partir das pressões que as pessoas exercem sobre eles, incorporando e ampliando os elementos “positivos” da relação com o entorno (conhecimentos tradicionais, práticas sustentáveis). E este “manejo de pressões” implica em analisar a origem, as manifestações e a orientação dos usos, identificando também as causas não locais das pressões e sua relação com a cena local, buscando aproximar progressivamente os comportamentos das pessoas ao ideal ambiental ao longo do “processo de uso” (Izko, 1998)³.

¹Estas reflexões foram produzidas no âmbito do Programa Regional de Bosques Nativos – PROBONA (UICN-IC), do qual o autor deste capítulo foi coordenador (1993-2001). A sistematização das experiências do programa deu lugar a um estudo de caso, que obteve o Primeiro Prêmio Latino-Americano em ocasião do Fórum Internacional das Montanhas (PNUMA- Mountain Forum- CONDESAN). O estudo foi publicado em <http://www.condesan.org/infoandina/foros/bishkek>

²Ver Wunder, Laso e Guerrón (1996) e Wunder (2000) para as relações entre a economia florestal e os demais títulos da economia camponesa, referindo-se ao caso equatoriano. Ver Painter e Durhan (1994) para a análise das causas sociais da destruição ambiental na América Latina.

³Para uma visão panorâmica das principais posições existentes em torno do desenvolvimento sustentável, ver, entre outros: Goodman e Redcliff (editores) (1991); Jacobs (1995); Reid (1995); Kirkby et al. (1995); Jiménez Herrero (2000).

Interações dentro dos ecossistemas florestais

Como já foi apontado (ver Capítulo I), dentro dos ecossistemas florestais existem espécies da fauna e flora que interagem entre si num meio físico abiótico, dando lugar a uma série de fluxos estruturais e funcionais que possibilitam a provisão de bens e serviços florestais. Do ponto de vista do uso sustentável, a apropriada ativação do conjunto de usos possíveis de um ecossistema florestal (diretos e indiretos) requer conjugar de forma interativa as seguintes dimensões:

- a preservação de recursos e funções estratégicas (flora e fauna endêmicas e amenizadas, fontes de água, solos em inclinações pronunciadas, microclima);
- a recuperação dos ecossistemas degradados (conservação de solos, reflorestamento, reciclagem de resíduos, controle da contaminação...);
- e o uso sustentável, propriamente como dos bens (madeireiros, não madeireiros) e serviços disponíveis (água, paisagem, clima, fixação de CO₂).

Estas três dimensões permitem estruturar a regionalização dos bosques. Devem se retro-alimentar mutuamente, de maneira que seja possível negociar a substituição de pressões sobre recursos estratégicos a serem protegidos, mediante o uso sustentável de outros recursos menos ameaçados (dentro e/ou fora dos bosques) e a recuperação da capacidade produtiva dos solos no processo de degradação.

Interações “entre” ecossistemas

Por sua vez, os ecossistemas florestais se relacionam com outros ecossistemas, como as planícies de altitude no caso dos bosques nublados, com os quais são freqüentemente estabelecidas – por contingüidade geográfica e complementaridade ecológica – relações sinérgicas na provisão de serviços ambientais (água, controle da erosão e do microclima).

Os bosques estão também vinculados com os agro-ecossistemas situados em suas mediações, com os quais estabelecem relações alternadas, que oscilam entre a provisão de bens e serviços por parte dos bosques (água), a extração sustentável (funcional à existência de conhecimentos nativos tradicionais ou às práticas introduzidas pelos projetos) e a depredação (pressões). Dentro dos agro-ecossistemas, encontramos usos atuais passíveis de serem melhorados (semi-intensificação produtiva), complementados com projetos produtivos alternativos.

Cada um dos componentes de ambos os ecossistemas (ecossistema florestal/ agro-ecossistema) é ativado diferencialmente em função do tipo de recursos existentes, da lógica institucional e produtiva dos atores locais e da natureza das pressões a controlar.

Nas circunstâncias dos pequenos produtores rurais, as ações dentro dos ecossistemas florestais devem ser complementadas por ações nos agro-ecossistemas, com tendência a diversificar e (semi) intensificar os usos. Somente nesta perspectiva podem ser superados planejamentos como o denominado “paradoxo de Jevon”, aplicado inicialmente nas fábricas de carvão inglesas do século 19, utilizado freqüentemente por conservacionistas fundamentalistas, e que defende que a melhora da eficiência do uso de um recurso conduz freqüentemente a um uso maior deste recurso.

É evidente que não basta apenas melhorar os usos atuais fora do bosque, porque o êxito conduziria à procura de mais solo florestal, mas é necessário também valorar simultaneamente bens e serviços florestais plurais, em perspectiva sinérgica (complementaridade de usos, substituição dos usos que degradam os ecossistemas), e ativar controles sociais apropriados. Desta maneira, seria factível superar o fetichismo e a “monocultura ambiental” (que se encontram num só produto ou serviço), distribuindo os impactos potenciais entre vários títulos de manejo.

Em geral, as publicações especializadas costumam ser pessimistas com relação às possibilidades de controlar o desflorestamento somente mediante a valorização dos ecossistemas florestais (Southgate 1998; Kaimowitz et al., 2000). Por outro lado, parece que o aumento da oportunidade de se obter verbas alternativas incide na diminuição da pressão sobre os recursos (Blaikie, 1984; Chambers, 1987, ver Bebbington, 1993). Numa direção complementar, a diversificação dos produtos e métodos de produção dentro de uma área de manejo melhora a capacidade de se adaptar à mudança, como sustenta McNeely (1997). Reduzir o atrativo do desmonte mediante o emprego de métodos indiretos que reorientem os investimentos aos outros títulos não florestais pode se constituir também numa estratégia paralela (Rudel e Horowitz, 1996).

Nesta perspectiva interativa, o êxito ou fracasso no manejo de um componente isolado não é critério suficiente para concluir a sustentabilidade ou insustentabilidade global dos modelos de desenvolvimento; em outras palavras, não basta comprovar que uma prática de manejo é em si mesma sustentável, mas também que é preciso demonstrar em que medida substitui práticas anteriores inadequadas ou fornece outras futuras.

Por outro lado, é importante ter em conta os princípios “progressivos” do uso sustentável; no caso dos bosques nativos, não podemos esquecer que na maioria das vezes estamos diante de uma natureza de fato já modificada, sendo que os resultados do “manejo de pressões” deverão ser medidos pela diminuição da distância entre os usos atuais e os potenciais (definidos a partir da sustentabilidade ecológica ótima).

Os objetivos imediatos deste tipo de manejo são minimizar danos e otimizar os usos (melhores tecnologias de extração, manejo das terras desflorestadas, geração de mais valor agregado sobre uma quantidade menor de recursos, manejo das cadeias de intermediação...); enquanto isso, será propiciada a geração de alternativas econômicas que valorizem outros recursos, recuperem a paisagem degradada e substituam os usos menos adequados à aptidão natural dos ecossistemas, com ritmos e processos que variam em intensidade e duração, de acordo com o tipo de atores envolvidos. Estas considerações introduzem por completo a temática do papel que desempenham as variáveis econômicas no manejo dos bosques nativos, com relação ao tipo de atores analisados.

2.2. Insustentabilidade ecológica, economia e pobreza rural

Os modelos de desenvolvimento rural propiciaram frequentemente a degradação dos ecossistemas, baseando-se em argumentos como a necessidade de “gerar recursos” para satisfazer as necessidades das populações rurais, sem considerar a “qualidade” ambiental de tais recursos e os altos riscos de reversão da situação de aparente bem-estar ao médio ou longo prazos, devido precisamente às bases nas quais se sustentava o modelo de desenvolvimento; por outro lado, esta degradação funde também suas raízes na crescente inadequação dos conhecimentos tradicionais, conjugada com determinadas decisões de política econômica (Blaikie, 1984)⁴.

⁴A pobreza rural costuma ser provocada por um conjunto de fatores de caráter estrutural, como as políticas econômicas, o estímulo mercantil à depredação, a desigual distribuição de recursos e riqueza, a estrutura de posse da terra e do acesso aos recursos em geral combinados com um baixo ou inadequado nível de educação e com ausência de propostas produtivas apropriadas. Além dos fatores ecológicos e econômico-produtivos, também a desigualdade distributiva é nociva ao meio ambiente, já que contribui para manter níveis absolutos de pobreza que conduzem à degradação ambiental; fatores como o pouco poder de acumulação de capital causam desemprego e subemprego, e podem induzir à super utilização dos recursos naturais para suprir a falta de capital (González de Olarte, 1995; Stonich, 1993).

Neste sentido, a deterioração ambiental prejudica as bases do desenvolvimento, enquanto o processo de empobrecimento assumiu a forma de um processo gradual e acumulativo, embora seja visto normalmente como manejável e sem riscos. No entanto, não se pode esquecer que as espécies animais e vegetais, a água, ar e solo se convertem em recursos não-renováveis quando seu uso é inadequado (Carabias et al., 1995; Altieri, 1992). Por isso é que se faz necessário identificar uma estratégia que supere ao mesmo tempo a pobreza e a degradação no setor rural; em outras palavras, urge propor alternativas de uso dos recursos que detenham e revertam a deterioração do meio ambiente, e propiciem ao mesmo tempo o aproveitamento diversificado dos recursos naturais renováveis, tendo em conta que a diversidade biológica se constitui por si mesma em fator de desenvolvimento.

Em termos gerais, a insustentabilidade ecológica dos recursos é também econômica e demasiadamente insustentável em termos sociais; mas as conseqüências da deterioração ambiental nem sempre são notadas de imediato, e os efeitos de um uso inadequado dos recursos naturais podem demorar anos para serem notados; por outro lado, a tendência normal dos diferentes fatores é procurar obter benefícios imediatos, por necessidade de sobrevivência ou por lucro. Neste caso, o desafio central para o planejamento de alternativas de manejo é demonstrar que as práticas sustentáveis propostas são mais proveitosas que as práticas insustentáveis anteriores (Sizer, 1994).

A economia a partir da ecologia

Neste âmbito interpretativo, coloca-se o problema de como internalizar os fatores externos ambientais (efeitos ambientais indiretos e não desejados) com relação às lógicas produtivas dos pequenos atores rurais.

A conciliação da economia camponesa com a economia do meio ambiente é a exigência que surge de forma mais imediata; a primeira incorre freqüentemente numa espécie de fundamentalismo desenvolvimentista, no qual o mais importante é gerar verbas, enquanto a segunda tem sempre dificuldades para converter o “valor em si” dos recursos em valor para as pessoas que os degrada ou que os utiliza.

As tendências recentes da economia ecológica, que consideram a economia como um sistema aberto em comunicação permanente com as dimensões social e ecológica, numa perspectiva interdisciplinar, nos permitem uma primeira aproximação ao tema⁵. As sistemáticas inquietações de alguns economistas ecológicos (Kapp, 1994), com tendência a identificar as “inter-relações dinâmicas” entre os diferentes subsistemas (econômico, físico e social), convidam a relacionar de maneira mais precisa impactos ambientais e processos econômico-produtivos, orientados para a substituição de práticas depredatórias, conceitos expressos genericamente (mas nem sempre concretizados) pela economia ecológica.

Nesta direção, o ponto de partida adotado não é tanto o da economia como disciplina e problema, para buscar concordâncias possíveis com outras abordagens disciplinares, mas as formas de relacionamento com os recursos naturais definidos pelas lógicas e orientações das pessoas (“pressões” e formas positivas de relacionamento com o entorno), e a partir delas recolocar as relações entre sociedade, economia e ecologia.

Em outras palavras, pode-se considerar que a matriz mais apropriada para repensar este conjunto de inter-relações será uma matriz interdisciplinar que supere o enfoque no “manejo de recursos”, para chegar até o “manejo de pressões”, incorporando funcionalmente os instrumentos e metodologias de valoração – mais além do formalismo economicista – e os incentivos das diferentes disciplinas.

⁵Ver, entre outras, as compilações de Aguilera e Alcántara (Editores) (1994) e de Ricaldi Arévalo (1999).

Kapp (1994-[1997]) aludia a este problema aceitando que a crise ambiental obrigava os economistas a “reconhecer as limitações de seus enfoques metodológicos e cognitivos, e a revisar os alcances de sua ciência”, convidando a deixar de analisar os problemas econômicos e ambientais em sistemas fechados, a partir do reconhecimento de que “a ação humana e as decisões econômicas relacionadas com a produção não ocorrem em sistemas fechados, sequer em semi-fechados, mas dentro de um sistema de relações e estruturas dinâmicas em contínua interação aberta entre si”.

Alguns economistas ecológicos deram passos significativos nesta direção, reconhecendo a necessidade de conhecer em profundidade a estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais e de pesquisar os fatores sócio-institucionais envolvidos na crise ambiental (Aguilera e Alcántara, 1994).

Para Martinez Alier (1992), fica pendente a questão fundamental do “encaixe” ecológico da economia da deterioração ambiental, elevando o preço dos recursos mais problemáticos e incentivando sua substituição por outros mais abundantes, sem deixar de lado as penalidades pelas conseqüências não desejadas do processo produtivo; adicionalmente, propõe acumular uma informação física útil que permita reorientar a assimetria existente entre os custos físicos e a valoração monetária dos bens ambientais, embora esboce modelos analíticos que não desenvolve. A “gestão do patrimônio energético” como objetivo final da economia, redefinindo a mera realização de cálculos econômicos em termos monetários, inaugurou também uma verba imprescindível à valoração alternativa dos bens e serviços ambientais, de forma que possam ser assegurados sua reprodução e desenvolvimento ao longo do tempo (Passet, 1994). O mesmo Pierce (1973) concluía há algum tempo a irrelevância do método custo-benefício como guia das políticas meio ambientais e sugeria o recurso de critérios extra-econômicos para identificar pautas mais adequadas de definição da qualidade ambiental.

No entanto, a maioria das tentativas de solução culmina na valoração econômica das unidades físicas utilizadas. Além do problema político de como fazer pagar pelos novos preços, no caso das economias camponesas, nem sempre é factível nem desejável internalizá-lo por inteiro. Esta “incomensurabilidade dos fatores externos ambientais”, unida à necessária colaboração multidisciplinar no âmbito de uma “ciência post-normal” permite, como veremos, introduzir a possibilidade de se apelar para uma certa “externalização” da economia, introduzindo-a numa matriz ambiental.

Sem dúvida é necessário continuar ajustando os procedimentos de valoração, com relação a usos diretos e indiretos (ver Capítulo I), incluindo a criação de mecanismos apropriados para o pagamento por serviços ambientais⁶, e propiciar a internalização econômica de variáveis como a contaminação e a degradação, mediante entrada e ausência de incentivos monetários ou a reparação dos danos causados (o conceito de que “quem contamina paga” incorpora a idéia de que os fatores ambientais externos devem ser transformados em internos por aqueles que os causam. Neste sentido, também se reconhece implicitamente que a coletividade é que possui os direitos de propriedade sobre o meio ambiente. (Ver mais adiante).

⁶No caso dos serviços ambientais, é factível promover gradualmente sua valorização por parte dos usuários. O pagamento gradual de tais serviços (sobretudo água) por parte daqueles que os utilizam fora do bosque e a apropriada redistribuição dos benefícios obtidos entre os que estão no momento de assegurar sua provisão (indígenas e camponeses neste caso) pode chegar a constituir uma ajuda poderosa para controlar as pressões sobre os bosques, mas requer negociar medidas apropriadas que não marquem a população com novas cargas impositivas; por isso sua ativação nem sempre é factível a curto prazo e exige ser complementada, sobretudo no início, com outros procedimentos. Um mecanismo útil para proteger os bosques em função de seus serviços (ver Incentivos) é redistribuir as taxas municipais à circulação de bens e serviços, de maneira que uma parte seja destinada a compensar proprietários privados e coletivos pela provisão de serviços ambientais, incentivando a conservação. Este tipo de taxas está sendo utilizada de maneira bem-sucedida no Brasil (Loureiro e Rolim, 1996) e começou a ser utilizada também em outros lugares.

Esta internalização, em particular, constitui uma exigência imperiosa no caso de grandes empresas e atividades industriais com fortes impactos ambientais, embora as regulamentações possam ser complementadas às vezes com incentivos positivos (exonerações parciais de cargas impositivas àqueles que contaminam menos), que oferecem uma motivação mais permanente para continuar reduzindo os impactos negativos e podem estimular as empresas a inovar suas tecnologias de controle da contaminação (Jacobs, 1995).

De fato, nas circunstâncias de muitos países sul-americanos (onde a corrupção convive com a impunidade), alguns atores podem preferir pagar as infrações (ou tentar evitá-las), em vez de modificar seu comportamento ou inovar suas tecnologias, o que evita considerar com maior ênfase os incentivos “positivos” (ver Capítulo IV).

No entanto, este tipo de procedimentos nem sempre é válido para pequenos agricultores, já que o princípio de que “quem contamina paga” pode induzir a aumentar as práticas predatórias, piorando sua situação de pobreza (restrições de liquidez e de capacidade de investimento; Holden e Binswanger, 2000). Além disso, as isenções impositivas não costumam afetá-los de forma significativa.

Sem dúvida, deve-se propiciar a internalização mediante a educação ambiental e podem ser valorizados os bens e serviços florestais que possuem um valor direto para o consumo e a agricultura (caça tradicional, fito-alimentos, pasto, água) ou que podem ser vendidos no mercado (madeira, produtos não madeireiros). Mas isto não deve ser realizado de forma isolada, e sim no âmbito de propostas que melhoram a economia e substituem ao mesmo tempo a degradação e as pressões sobre os ecossistemas florestais, operando como pequenas “trocas” econômicas no interior dos ecossistemas. Este tipo de procedimentos se relaciona precisamente com a possibilidade de “externalizar” a economia e introduzi-la numa matriz ambiental.

A título de exemplo, nas economias camponesas, o processo de tomada de decisões produtivas pode se basear também na qualidade ambiental. Da mesma maneira os recursos continuam sendo utilizados; os solos se degradarão até sua completa e irreversível erosão; e quando são operadas mudanças significativas no uso do solo, ou seu uso é melhorado, a base de recurso se restaura ou se mantém estável.

Nesta direção, a demonstração da qualidade ambiental deve ser acompanhada pela oferta de melhorias econômicas. De fato, quando o indígena ou o colono decide mudar de uso baseando-se em considerações como “a degradação ambiental prejudica as bases do desenvolvimento” e “a qualidade ambiental favorece a continuidade produtiva”, o que estão fazendo é traduzir implicitamente em termos econômicos (aumento da produção e da produtividade) dimensões que não o são (qualidade ambiental), para tornar possíveis as decisões numa economia de mercado. Isto é, a economia se constitui em mediadora entre dimensões que têm uma base estritamente ambiental (qualidade dos recursos), o que ilustra a necessidade de introduzir uma perspectiva transdisciplinar na análise de processos de natureza sócio-ambiental. Nem a economia nem a ecologia são por si mesmas as que conduzem à solução, mas a combinação de ambas no âmbito de um novo enfoque.

Neste sentido, as características dos processos degradantes e de manejo de recursos naturais exigem prestar atenção às relações entre fatores naturais e sociais. Diante das tecnologias que tendem a separar as variáveis geofísicas e ambientais das sócio-econômicas, é necessário discriminar o tipo de recurso ou de produtos em função de seu impacto ecológico, chegando assim a uma proposta de níveis de degradação ambiental, cujo reverso é a substituição de práticas degradantes por outras mais consoantes com a capacidade dos ecossistemas (Izko (ed.), 1998).

O que está por trás destas medidas é a possibilidade de melhorar a produção ou os recursos, diminuindo ou estabilizando ao mesmo tempo a degradação, o que possibilita, por sua vez, continuar produzindo e gerando benefícios. Mas os próprios incentivos são de natureza social e ecoprodutiva, assim como o são os procedimentos utilizados (negociação), que apelam à capacidade das instituições de apoio para estabelecer consensos com os atores locais acerca de quais usos são os mais pertinentes, com base em propostas concretas de substituição.

Lutz et al. (2000) concluem que os pequenos agricultores somente tenderão a aceitar práticas de conservação de solos (incluindo reflorestamento) quando elas forem mais rentáveis que as atuais, entendendo que a rentabilidade varia em função dos contextos. Neste sentido, é importante demonstrar as vantagens comparativas das práticas de conservação e complementá-las com outras práticas, como a intensificação de determinados processos produtivos, compensando os eventuais custos excessivos da conservação de solos mediante incentivos produtivos em outros pontos mais “sustentáveis” da economia local.

Em situações nas quais o uso competitivo do solo é a situação normal (diferentes práticas agropecuárias competindo no mesmo espaço produtivo), ou onde existem fortes pressões sobre os ecossistemas, a metodologia da “conversão ecológica” pode ser um das soluções mais eficazes para diminuir os danos ambientais e, ao mesmo tempo, melhorar as condições econômicas das populações rurais. Em termos gerais, a “conversão ecológica” aspira diminuir os níveis de impacto/degradação ambiental, incrementando ao mesmo tempo os benefícios líquidos das economias rurais e tentando tornar factível o controvertido “trade-off” entre economia e ecologia⁷. Em geral, a perspectiva metodológica da troca/ substituição incorpora os seguintes componentes:

- Caracterização da dinâmica da insustentabilidade (origem, manifestações e orientação das pressões sobre os recursos).
- Determinação dos níveis de degradação ambiental (NDA), categorizando os usos em função de seu maior ou menor impacto ambiental, a fim de poder priorizar uma ou outra forma de intervenção no momento de programar as ações⁸.
- Definição paralela de indicadores sócio-econômicos por nível de degradação (quantificação e qualificação da produção e/ou dos recursos), para poder determinar qual parte da produção e/ou dos recursos é obtida a custa de qual impacto ambiental.
- Substituição gradual das práticas depredatórias, mediante a otimização dos usos atuais (agricultura, pecuária), complementados com outros projetos produtivos e com a ativação dos usos potenciais (tanto dos agro-ecossistemas como dos bosques), de maneira que a produção e/ou recursos gerados no cenário não degradante superem num determinado momento o nível de recursos gerados no cenário degradante, permitindo controlar as pressões sobre os bosques. Dever-se-á ter em conta a necessidade de compensar eventuais custos de oportunidade, assim como o investimento no aprendizado de novas práticas de manejo.

O Quadro II.2 Matriz de substituição de recursos, ilustra as interações entre os diferentes títulos produtivos referentes a um ecossistema com aspecto de floresta habitado por indígenas e colonos, e a seqüência de substituição. Esta matriz resume o processo de “substituição de recursos” com relação a variáveis ambientais (pressões sobre os ecossistemas/ degradação), combinando os melhoramentos do uso atual, a ativação do uso potencial (incluindo produtos não madeireiros e ecoturismo) e a implementação de projetos produtivos alternativos (ver Izko (ed.), 1998)⁹.

⁷Valoração Econômica Total dos Bosques no México. Adger et. al. (1995) valoram o Valor Econômico Total dos bosques do México quando eles têm uso turístico e recreativo. Consideraram produtos não madeireiros e serviços ambientais, tais como captura de carbono, proteção de fontes de água, possíveis produtos farmacêuticos. O estudo utiliza metodologia de transferência de benefícios de diferentes estudos de bosques mexicanos. Para tanto, foram classificados os bosques em tropicais sempre verdes e decíduos, temperados coníferos e decíduos. Os valores econômicos estimados foram uso direto, indireto, opção e existência.

⁸Ver metodologia detalhada em Izko (ed.) (1998).

⁹Alguns aspectos relacionados com a restauração da paisagem (reflorestamento em processo) não são considerados explicitamente nesta matriz; a conservação de solos está incluída no avanço dos usos atuais.

Em resumo, pretende:

a) passar das categorias de maior degradação a outras de degradação menor, ou de uma categoria degradante (D) a outra não degradante (ND) (coluna 6);

b) melhorar o uso atual (comparação das colunas 1 e 2, A e C) e incorporar novos títulos ao processo de substituição (uso potencial/ projetos produtivos alternativos – coluna 2B), cuja ativação depende das características de cada comunidade e/ou chácara;

c) definir, baseando-se na situação anterior:

✓ em que tempo se consegue obter os recursos/ produtos alternativos (ritmo/ processo de estabilização do fluxo econômico substituto – coluna 3),

✓ com qual investimento econômico (coluna 7),

✓ em que tempo se consegue recuperar o investimento realizado (coluna 8),

✓ beneficiando a que número de famílias (colunas 4 e 5), em função da consolidação do modelo e do investimento mobilizável pelo projeto.

Em geral, o modelo de substituição conjuga diferentes tipos de uso dentro e fora do bosque, apoiados por processos de educação ambiental, capacitação e aumento do poder local (ver mais adiante). As diferentes alternativas de manejo (individuais, grupais e/ou de comunidades) são ativadas em função dos diferentes contextos de uso (não todas são utilizadas no mesmo micro-espço produtivo), embora combinem alternativas familiares, grupais, de comunidades e entre comunidades. O ritmo de ativação dos usos alternativos e/ou de substituição dos usos degradantes depende de fatores como:

(i) a estrutura da posse da terra, e a quantidade/ qualidade dos recursos disponíveis e ativáveis;

(ii) a existência de outros usos competitivos do solo e de maiores ou menores custos de oportunidade;

(iii) fatores culturais e institucionais que podem acelerar ou desativar o processo de substituição¹⁰.

A seqüência de usos alternativos deverá estabelecer um apropriado equilíbrio entre o curto prazo (cultivos anuais, pastos), o médio prazo (semi-domesticação de produtos não madeireiros com agregação de valor, cultivos semi-perenes, ecoturismo) e o longo prazo (reflorestamento), de maneira que a produção/ recursos degradantes diminuam na medida que se otimizam os usos não degradantes, e se ativam bens e serviços ambientais alternativos.

O referencial para a ativação desta “conversão” é a valoração comparativa das diferentes alternativas ecoprodutivas (dentro e fora do bosque) do interior de uma matriz ambiental que as vincula com a dinâmica da degradação.

¹⁰No tópico seguinte (Incentivos – Envolvimento dos atores e fortalecimento institucional) são ilustrados alguns dos aspectos principais relacionados com este tipo de fatores.

Quadro II.2. Matriz de substituição de recursos

Título de Manejo e Uso do solo	Benefícios Líquidos Atuais por ha/ano (1)	Benefícios Líquidos Alternativos ano (2)	Ano de Fluxo estabilizado (3)	Número de famílias beneficiadas (4)	Recursos líquidos por família ano (5)	Nível de Degradação Ambiental (6)	Investimento por unidade – custos de produção (7)	Tempo de recuperação (8)
A) Uso Atual								
Pecuária								
A.1 Pastos/ gado	41				430.2	D2/D3	47.8	< 2 anos
Cultivos anuais								
A.2 Mandioca + banana	557.97				autoconsumo	ND1	135.5	< 1 ano
A.3 Milho	159,4				autoconsumo	D3	84,5	> 1 ano
CULTIVOS PERENES/ SEMI-PERENES								
A.4 Laranjinha (<i>Solanum quitoense</i>)	207.1				265.1	D2/D1	444.2	2 anos
A.5 Cacau	58.8				22.9	ND2/ND1	92.0	< 2 anos
B) Uso alternativo								
B.1 Ecoturismo	-	23,688.00	2	60	394.8	ND3	41,920.55	< 2 anos
B.2 Bromélias	-	87,801.56	Ano 3	160	548.8	ND3	122,228.93	> 1 ano
B.3 Menta (cabeceiras do bosque)	-	864	1 año	50	216	ND3	531	< 1 ano
B.4 Amora e apicultura (cabeceiras do bosque)	-	208.4	Ano 2		208.4	ND3	358.54	1.8 anos
B.5 Piscicultura	-	21,150	9 meses	100	211,5	ND3	10500.0	5 meses
B.6 Reflorestamento	em proceso							
C) Otimização do Uso Atual		por ha ano						
C.1 Melhoria de estábulos	Con cerca eléctrica	114.6	Año 2	200	775.52	ND2	548	2.2 anos
C.2 Melhoria da laranjinha (<i>Solanum quitoense</i>)	por ciclo/ha	785.67	Año 2	90	1571.3	ND2/ND1	581.58	7 meses
C.3 Melhoria do cultivo de cacau		575.60	Año 4	72	287.8	ND2/ND3	1729.9	3 anos
C.4 Pita (<i>Selenicereus megalanthus</i>)		2604.7	Año 3	45	2604.7	ND1/ND2	2490.9	9 meses

Nota: Os valores desta matriz são reais e se baseiam em estudos agroeconômicos específicos realizados em 1998 no distrito de Archidona (Napo-Ecuador, 600-2400 msnm), no âmbito do Programa Regional de Bosques Nativos Andinos – PROBONA (UICN-IC). Alguns preços estão em processo de atualização. Esta matriz está sendo ativada no processo de desenvolvimento da micro-região.

De modo geral, os métodos de valoração utilizados são os seguintes:

- análise custo-benefício e mudanças em produtividade: valoração econômica das mudanças produtivas, positivas e negativas, geradas pelo projeto de desenvolvimento, de maneira que diminua a degradação na medida que os benefícios econômicos alternativos aumentem (ver “matriz de substituição de recursos”);
- custos de oportunidade: recursos perdidos nas atividades produtivas atuais em lugar de outras atividades alternativas (por exemplo, deixar de produzir milho e laranjinha com degradação numa ladeira de muita inclinação, em troca reflorestá-la; melhorar a produtividade de outros pontos do circuito produtivo atual e incorporar na balança usos alternativos, como o ecoturismo);
- decisão de múltiplos critérios: contínuas deliberações dentro do projeto e seleção das melhores opções com os atores locais, a fim de conciliar diferentes objetivos possivelmente conflitantes.

Por exemplo:

- ✓ custos de deixar certas atividades produtivas degradantes, como a laranjinha (perda de contatos comerciais e apoios de patrocinadores urbanos) versus incorporação de novos títulos produtivos com maiores ganhos (pita - *Selenicereus megalanthus*), mas também com maiores custos de capacitação e transação (aprendizado de novos mercados);
- ✓ custos culturais e relacionais de redefinição de certo tipo de liderança tradicional (que priorizava a subcontratação de parentes próximos a cada troca de dirigentes) versus benefícios econômicos de manutenção das pessoas mais capazes em seu cargo, tornando-as dependentes da assembléia;
- ✓ custos culturais de se abandonar a tradicional “mendicância institucionalizada” e a tendência à “coleta” de fundos externos (como se coletava os frutos do bosque) versus a constituição de fundos de créditos de capitalização local, cuja recuperação permitia uma maior rotação do apoio (solidariedades transversais) e criava uma mentalidade de auto-estima.

3. Incentivos para a conservação dos ecossistemas florestais

Como vimos no Capítulo I, realizou-se um grande progresso nos últimos anos para desenvolver métodos de valoração apropriados, de forma que a valoração econômica dos ecossistemas florestais constitui-se num instrumento fundamental para assegurar que o processo de decisão seja bem informado e orientado, e que possa ao mesmo tempo contribuir poderosamente para a educação dos atores e do público em geral. Na V Conferência das Partes do Convênio sobre Diversidade Biológica (1998), reconheceu-se que “a valoração econômica da biodiversidade e dos recursos biológicos é uma importante ferramenta para elaborar medidas de incentivo bem orientadas e calibradas”.

Neste sentido, a valoração econômica não constitui um fim em si mesma, mas é funcional para sua apropriada ativação na conservação e uso sustentável dos ecossistemas. A valoração econômica dos ecossistemas florestais constitui, portanto, um acréscimo para as decisões políticas. Além disso, uma valoração apropriada pode estimular comportamentos com tendência a preservar ou usar sustentavelmente o recurso valorado.

No entanto, a valoração sozinha pode ser suficiente para promover a efetiva conservação do bem ou serviço valorado, sendo aconselhável proceder à elaboração de medidas formais de incentivo. Por outro lado, nem tudo pode ser valorado, de forma que a valoração econômica pode se tornar insuficiente. Neste caso, deveriam ser utilizadas outras medidas ou uma combinação de várias delas. A valoração econômica pode ser também a ponte para a ativação de um incentivo de natureza não econômica; por exemplo, a valoração de um determinado bem ou serviço ou da biodiversidade em si permitem constatar tal valor e aplicar uma medida pertinente para preservá-lo, mesmo que não seja de natureza estritamente econômica (regulação, subsídio).

Uma medida de incentivo é um instrumento econômico ou legal, inscrito num âmbito de política elaborado para promover comportamentos positivos ou desencorajar atividades nocivas (incentivo negativo). Como veremos, os incentivos incluem medidas sociais e institucionais (participação dos atores, criação de capacidades, fortalecimento institucional, provisão de informação), além dos instrumentos formais de política (V Conferência das Partes do CDB, maio de 2000).

Os incentivos (e não incentivos) podem ser agrupados em diretos (em dinheiro ou em espécie) e indiretos (medidas fiscais, provisão de serviços, fatores sociais) (McNeely, 1988). Uma classificação alternativa é a proposta por Young (1996), que distingue entre taxas, medidas de “comando e controle” e mecanismos institucionais. Huber et al. propõem também uma taxonomia de instrumentos de política aplicáveis à gestão ambiental em geral (Acquatella, 2001), e distinguem entre:

- (i) regulamentações e sanções;
- (ii) encargos, impostos e tarifas;
- (iii) incentivos e financiamentos;
- (iv) criação de mercados;
- (v) intervenção na demanda final – regulamentação informal;
- (vi) legislação – responsabilidade por danos.

No caso dos bosques, estes são os incentivos mais aconselháveis (OCDE, 1999b), que incorporam incentivos econômicos, regulamentações, fundos e “incentivos contextuais” de caráter sócio-institucional relacionados com o contexto de elaboração e implementação (Quadro II.3).

Quadro II.3. Incentivos que estimulam o uso sustentável e a conservação dos ecossistemas florestais

<p>Incentivos econômicos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - estímulos produtivos que substituem usos depredatórios - cargas impositivas, compensações e taxas ambientais - criação de mercados e distribuição de direitos de propriedade bem definidos - reforma ou remoção de subsídios perversos <p>Regulamentações e fundos</p> <ul style="list-style-type: none"> - padronizações, regulamentações e restrições de acesso - fundos ambientais e financiamento público <p>Incentivos contextuais de caráter sócio-institucional:</p> <ul style="list-style-type: none"> - provisão de informação, criação de capacidades científicas e técnicas - valoração econômica - fortalecimento institucional e envolvimento dos atores
--

Abordaremos em primeiro lugar os aspectos comuns da construção de um incentivo, para em seguida repassar as diferentes medidas de incentivo existentes (entre eles, os incentivos econômicos) e identificar os critérios para a combinação apropriada delas.

3.1. Como implementar as medidas de incentivo – incentivos contextuais¹¹

3.1.1. Uma premissa importante: o público e o privado

O maior objetivo na implementação de incentivos é provavelmente o fato de que a biodiversidade florestal abarca tanto a esfera pública como a privada, de forma que ambas devem ser consideradas num sistema de incentivos (OCDE, 1999b).

Com relação à esfera privada, uma política apropriada deverá começar por estabelecer e fazer cumprir direitos de propriedade bem definidos sobre recursos claramente identificados, o que induzirá a maximizar o valor presente líquido de todos os futuros benefícios derivados destes recursos.

Com relação ao acesso aberto, os direitos de propriedade representam um avanço significativo. No entanto, os proprietários privados somente costumam prestar atenção àqueles valores que são passíveis de apropriação de forma privada, sobretudo os valores de uso direto e alguns serviços.

Muitos valores associados a valores de uso indireto e à diversidade biológica, como o valor de existência, não podem ser apropriados privadamente nem refletidos nos mercados, por serem muito complexos e difusos. Portanto, não tenderão a refletir nas decisões dos proprietários privados, salvo naqueles casos em que os valores públicos – vinculados à sociedade como um todo – estejam intrinsecamente associados aos privados.

Não existe apenas um mercado no qual o bosque tropical recebe todo seu valor. Os instrumentos baseados no mercado são frequentemente os mais efetivos em termos de custo e os mais eficientes para estimular o uso sustentável, mas em muitos casos é necessário recorrer também a regulamentações e restrições a fim de assegurar um nível apropriado de conservação. No entanto, todo ajuste nos comportamentos que implique em passar de um uso insustentável a um sustentável traria benefícios públicos, mas criaria também custos em termos de perdas privadas, o que exige medidas adicionais para compensar tais perdas e, ao mesmo tempo, fazer reconhecer o valor de existência dos ecossistemas.

3.1.2. Elementos necessários para implementar incentivos

Neste âmbito, a pluridimensionalidade da biodiversidade florestal requer enfoques que levem em conta todos os fatores relevantes, considerando além de tudo a existência de múltiplos atores. Existem três elementos particularmente cruciais para a implementação bem-sucedida dos incentivos:

- aplicação de informação,
- criação de capacidades institucionais e técnicas,
- envolvimento das populações locais.

¹¹Embora importante, este conjunto de variáveis causa uma série de inquietações que não podem ser solucionadas dentro dos limites do presente documento. Aplicam-se aqui somente os principais aspectos relacionados com a dimensão sócio-institucional e as culturas dos atores dos limites do presente documento.

Informação

A falta de informação constitui uma das principais barreiras para a aplicação de incentivos apropriados:

- o primeiro passo para traçar políticas apropriadas é o levantamento de informação sobre as características dos recursos armazenados, as pressões a que estão expostos e os benefícios que proporcionam. A informação científica de alta qualidade é necessária numa análise global da biodiversidade e na elaboração de determinados incentivos, mas não é requerida em cada caso nem em todas as etapas do processo (ver mais adiante);
- adicionalmente, é importante calcular o tempo e os recursos necessários para se obter esta informação, assim como antecipar a possibilidade de que estes custos sejam devolvidos ao longo do processo de implementação do incentivo;
- esta informação deverá contribuir para a elaboração das medidas mais apropriadas e de suas estratégias de implementação, reduzindo os custos de aplicação, cumprimento e monitoração das mesmas, assim como o risco potencial de se aplicar medidas impróprias;
- dentro desta informação, é essencial focar a natureza do incentivo e seus efeitos. Monitorar adequadamente as respostas durante e depois de sua implementação é também uma parte importante da política;
- finalmente, deverá se procurar uma adequada disseminação desta informação entre os atores envolvidos (ver mais abaixo).

Criação de capacidades

A criação de uma capacidade adequada para a elaboração, implementação, monitoração e prática da medida é essencial para seu êxito. O processo de geração de capacidades implica nos seguintes passos:

- criação de um âmbito legal e institucional apropriado para implementar as medidas.
- criação de competência conceitual para entender a natureza dos fatores interventores, assim como o alcance dos incentivos; contudo, não se requer a assessoria contínua de especialistas, basta criar uma estrutura apropriada para poder recorrer ao conhecimento científico em momentos críticos (envolvimento na elaboração do instrumento; posterior participação num conselho científico assessor).
- treinamento formal da equipe encarregada de traçar e implementar a medida, nos aspectos científicos e econômicos básicos relacionados com a conservação e uso sustentável.
- criação de capacidades dos atores locais: em situações de descentralização da tomada de decisões, o fortalecimento e envolvimento dos atores locais requerem certa quantidade de informação, apoio legal e técnico, capacitação em planejamento, tomada de decisões, gestão administrativa e acompanhamento-monitoração.
- junto com a criação de capacidades, a educação ambiental cumpre um papel fundamental. Além de permitir se chegar a novas atitudes e formas de valoração do ambiente, a educação ambiental pode ajudar a controlar as pressões sobre os bosques, “sustentando” o processo produtivo até coincidir com o aprimoramento econômico (incentivos diretamente produtivos), que pode continuar retro-alimentando.

Envolvimento dos atores locais e fortalecimento institucional

Existem diferentes formas de aproximação à análise dos atores. Entre elas, a denominada “análise de atores envolvidos” é particularmente útil para identificar o papel que indivíduos ou grupos podem desempenhar com relação ao processo de definição e aplicação de incentivos, seja em termos de influências no êxito das atividades programadas ou dos efeitos que as medidas de incentivo podem ter sobre eles.

Este tipo de análise concretiza-se numa matriz em que consta a identificação dos atores, seu mandato ou missão, seu posicionamento e interesses, as capacidades ou forças mobilizáveis e o apoio ou oposição a um determinado projeto, além de algumas características específicas funcionais à análise estratégica de forças.

Neste sentido, se faz necessário apresentar de maneira apropriada os benefícios das medidas de incentivo, identificar as atividades que podem prejudicar ou os conflitos que podem desatar, e programar as mudanças e ajustes requeridos, seja nos atores ou nas próprias medidas. De forma paralela, é importante definir bem as estratégias para se obter apoio e reduzir obstáculos (tipo de informação requerida, grau de importância e modalidades de envolvimento de cada tipo de atores no processo de planejamento, possíveis influências de terceiros, etc.), prestando atenção a fatores como a habilidade de alguns atores de influir no comportamento dos outros ou de apresentar suas solicitações particulares como se fossem as solicitações do grupo (ver mais adiante).

3.1.3. A participação e as culturas institucionais

Estes são alguns dos principais aspectos a serem considerados com relação ao envolvimento dos atores e suas correspondentes culturas institucionais.

Participação local

A participação dos atores e a consideração de seus interesses são cruciais para o êxito ou fracasso de um incentivo, já que eles são ao mesmo tempo os beneficiados imediatos dos bens e serviços florestais, e os que exercem pressões sobre eles. Neste sentido, são também os que mais podem ganhar ou perder na manutenção da biodiversidade florestal. Revisemos algumas evidências em torno dos processos participativos, com relação ao tema que nos ocupa.

As percepções dos atores locais constituem o ponto de partida imprescindível do processo participativo. A cultura das populações locais é o ponto de acesso à sua valoração dos recursos naturais e permite identificar outras valorações diferentes do ambiental, que podem redefinir ou ao menos complementar as percepções externas. Por outro lado, a atenção às representações e práticas das pessoas permite adequar, de maneira pedagógica, os incentivos externos, particularmente em situações de ausência de conhecimentos tradicionais. Assim, nos relevos de selva dos estribos orientais do Equador, intensamente desflorestados para fins pecuários, o valor objetivo imediato que pode ser destinado a um recurso como a água com fins agropecuários ou de consumo humano não é necessariamente compartilhado pelas populações locais, cujo maior desejo é que deixe de chover para que as vacas não se afundem no lodo; neste sentido, a água se torna passível de ser valorizada em função de propostas para a piscicultura ou a construção de futura represa, enquanto são exploradas outras possíveis vias para a valoração do ecossistema.

Evidentemente, o processo de uso sustentável exigirá uma aproximação gradual das percepções atuais das pessoas nos usos ideais do ecossistema, mas também a redefinição das visões externas e sua adequação aos ritmos locais.

Mas a participação não é um fato linear (do conhecimento das pessoas para a solução dos problemas), e sim uma estrutura de uma série de aproximações sucessivas e diferenciadas das pessoas e de seu entorno cultural comunitário. Entre elas, uma adequada “tecnologia social” na definição e implementação de formas pertinentes de aproximação, a reconstrução das condições de participação comunitária, a relação dos conhecimentos com suas práticas correspondentes, a identificação do elemento dinamizador/ ativador da participação, etc.

É importante considerar os limites do conhecimento e das práticas locais. Os ecossistemas encerram possibilidades de valoração adicionais às proporcionadas pelo conhecimento tradicional. Por outro lado, o saber tradicional freqüentemente passou por um processo de deterioração, ou já não é completamente funcional a uma natureza degradada, porque não pode evoluir e se adequar às novas exigências. É também freqüente, ainda em comunidades tradicionais, a invasão de mudanças exógenas que escapam à memória do grupo e que, ao mesmo tempo, interrompem-na. Este conjunto de situações exige o recurso complementar de formas alternativas de conhecimento (Izko, 1995 e 2002).

No entanto, tanto a geração externa de conhecimentos como a intervenção exógena planejada possuem condições específicas quais se legitimam:

- inscrever-se no âmbito de um processo apropriado de comunicação intercultural entre os atores externos e as pessoas, ou entre populações indígenas e populações de colonos, cujos conhecimentos não possibilitam práticas apropriadas de manejo;
- incluir a devolução cuidadosa de conhecimentos e resultados, como instância de validação e como ponte para as práticas, de maneira que permita a apropriação, por parte dos atores, dos conhecimentos gerados;
- no caso da intervenção planejada, ser funcional à existência de processos de “dissonância cognitiva” (divergência entre os ideais normativos e as práticas reais, freqüente em processos de mudança), de maneira que ajude a recriar uma apropriada consonância (Izko, 1997b).

Também é importante ter em conta que existem instâncias formais e informais que organizam a participação local. Com relação a elas, esta participação deve ser seletiva e diferenciada: nem todas as pessoas que são afetadas pelas medidas têm por que participar automaticamente na formulação da política, que pode ser delegada a representantes, embora seja de fato importante para o êxito das medidas que as pessoas estejam bem informadas de todas as etapas do processo e de seus resultados, que se sintam afetadas positivamente pela implementação do incentivo e que participe no processo de implementação (projeto concreto de valoração de um determinado bem ou serviço, constituição de comitês de vigilância e continuação, etc.).

Outra condição básica para que as pessoas participem ativamente na conservação do meio ambiente é que tenham a autoridade e a responsabilidade para fazê-lo. De fato, uma grande parte da suposta “falta de cuidado” ambiental se deve ao fato de que as pessoas não se sentem responsáveis ou não têm o poder para atuar, o que está vinculado à revisão das bases legais para este envolvimento, incluindo o consentimento de direitos de propriedade ou de uso específicos (Pye-Smith e Borrini Feyerabend, 1995), e à delegação efetiva de tarefas na medida em que se consolidam as capacidades.

A distribuição de benefícios e a equidade social constituem também condições para a sustentabilidade do desenvolvimento (ver mais adiante). Ao melhorar o nível de educação e o acesso dos pobres rurais a capitais e meios de produção, incluindo a transformação local de alguns produtos, são postas as bases para que um maior número de pessoas diminua suas pressões sobre os bosques (frequentemente, o único “capital” disponível), melhorando também suas condições de vida e sua auto-estima.

Em geral, além da sustentabilidade ecológica, existe uma série de critérios sócio-econômicos para definir a sustentabilidade dos usos ao longo do processo de desenvolvimento, desde a pesquisa participativa e a identificação conjunta de alternativas com as pessoas, partindo de sua “cultura de manejo”¹² própria, até a execução e avaliação compartilhadas. Este processo inclui aspectos como uma adequada “economia” organizativa na atribuição de responsabilidades e distribuição de benefícios para se evitar o colapso da “capacidade de carga social”, e a promoção de formas de capitalização local em função das características de cada comunidade.

Também devem ser propiciados processos de elaboração normativa, o que implica orquestração do conjunto de atores sociais para definir regulamentações compartilhadas, a propósito de recursos escassos ou estratégicos, identificando incentivos e sanções e ativando controles sociais apropriados para seu cumprimento.

Mas os atores locais não estão sós, e têm diante de si uma série de interlocutores, em particular o Estado, as ONGs e as empresas. São analisados aqui separadamente.

A cultura institucional estatal

As funções do Estado estão crescendo visivelmente em toda a região a partir de um rol de planejamento centralizado do desenvolvimento, com um forte componente de intervenção e promoção direta do crescimento econômico (o Estado “protetor”), em direção a uma gestão caracterizada pela redução do tamanho do Estado, a privatização e a descentralização. De fato, como assinalamos, convém se ter em conta que, para assegurar o êxito das medidas de incentivo, é necessária a transferência de autoridade e responsabilidade da implementação no nível mais baixo envolvido.

Neste âmbito, as listas do Estado estão relacionadas com suas novas funções reguladoras e facilitadoras, e com sua capacidade para propiciar a atuação combinada dos diferentes atores sociais.

O processo de tomada de decisões para a negociação entre os atores se estabelece, no antigo modelo, com base na imposição unilateral da resposta do Estado. Caracterizou-se, em boa medida, pelo clientelismo no manejo das interações (baseado quase sempre nos “acertos” e nas “concessões”) e por uma cultura organizativa legalista, marcada pela rigidez dos procedimentos, a resolução dos conflitos mediante recurso às normas e resistência a mudanças. Por outro lado, a tendência que prevalece em adiar a resolução dos conflitos debilita as possibilidades de comunicação, gera tensão e desconfiança, e costuma resultar em soluções cooptadas, no contexto dos acordos frágeis e conjunturais que priorizam de maneira excludente as associações com o setor privado-empresarial, privatizando os benefícios (fatores externos positivos) e socializando os custos (fatores externos negativos).

¹²Por exemplo, seria tão útil como contraproducente incentivar uma cultura de manejo madeireiro ao indígena que não desfloresta com fins mercantis, sempre que seja possível ativar outros conhecimentos (extrativismo, ecoturismo, projetos produtivos), como tentar converter em extrativista ou cultivador de iguanas, da noite para o dia, um colono que desfloresta com fins pecuários. Como sublinhamos repetidamente, a atual cultura de manejo das populações locais é o ponto de partida do processo de desenvolvimento; a partir dela, é possível apontar novos acessos ao uso sustentável.

O correlato do novo rumo à promoção, por parte do Estado, de uma nova governabilidade que incentive o controle do processo de tomada de decisões e sua participação nele de maneira que esta participação cidadã se converta em fonte de legitimidade da nova “governabilidade social”, estreitamente articulada com a eficiência da governabilidade estrutural promovida pela gestão estatal (Creamer, 1999).

É necessário, portanto, transitar em direção a uma nova cultura, que valorize a comunicação e a tomada conjunta de decisões propensas ao estabelecimento de consensos.

Finalmente, é preciso ter em conta que os âmbitos institucionais governamentais são estruturados de forma a que diferentes aspectos do mesmo problema sejam manejados às vezes por diferentes níveis das instâncias públicas, por isso é que existe o risco de que as políticas sejam confusas e ainda contraditórias. As características jurídico-institucionais predominantes se traduzem numa grande dispersão das responsabilidades de gestão ambiental, colisão e conflitos de competência e interesse, autonomia limitada das autoridades ambientais e canais ainda limitados de participação dos atores (Acquatella, 2001). Nestes casos, a eficácia na implementação de medidas depende da disponibilidade de cooperação conjunta, da identificação de mecanismos efetivos de participação das diferentes instâncias sociais e da elaboração de políticas intersetoriais apropriadas.

Paralelamente, as medidas de política devem ser inseridas nos diferentes níveis de manejo da biodiversidade (local, regional, nacional e internacional) e relacionadas com outras áreas relevantes em termos de política, como o uso da terra, para evitar conflitos.

Organizações não governamentais¹³

As instituições governamentais são responsáveis pelo manejo da biodiversidade e dos ecossistemas florestais; mas as ONGs ou determinados indivíduos podem desempenhar um papel importante para identificar as preocupações e prioridades dos atores afetados e fazer “lobby” frente instituições implicadas. Também tendem a se sentirem mais responsáveis diante das necessidades e opiniões das pessoas, e podem responder de forma mais rápida e flexível às necessidades de nova informação e novas pressões sobre os bosques.

Assim, em muitas circunstâncias, as instituições não governamentais se mostram mais capazes de obter apoio local e comprometer a participação dos atores que as instituições governamentais, devido à falta de confiança na eficiência e efetividade de algumas atividades do setor público; por isso, é importante a colaboração entre ambas as instâncias, governamentais e não governamentais.

Além disso, costumam estar melhor preparadas para lidar com situações de conflito, que caracterizam freqüentemente o relacionamento dos atores locais com o Estado e as empresas; de fato, no processo de definição e aplicação de incentivos, convém se ter em conta a conveniência de implicar os diferentes tipos de atores que se beneficiam dos bosques e que podem ter opiniões contrárias, o que pode exigir o recurso como forma de mediação e resolução de possíveis conflitos. A nova perspectiva de manejo do conflito implica na criação de uma cultura da mediação que saiba delegar atribuições às instituições da sociedade civil, descentralizando a gestão do conflito (ver mais acima).

No entanto, algumas ONGs incorrem também em erros estratégicos, como criar dependência das organizações locais ou instaurar competências desleais valendo-se de seu papel mediador.

¹³Para as relações entre as ONGs, o Estado e o desenvolvimento, ver, entre outras, a análise de Farrington e Bebbington, 1993.

A cultura empresarial

A tendência estrutural das empresas e companhias segue em direção à maximização dos ganhos e à minimização dos custos no menor tempo possível, sem considerar os danos ambientais dos bens coletivos. A existência de empresas que se tornaram ambientalmente conscientes está muito longe de ser preocupante, seja pelo fato de o terem se tornado de maneira voluntária (mudanças nos valores corporativos), ou pelo efeito da pressão dos ambientalistas ou dos regulamentos estatais.

As preocupações ambientais estão sendo incorporadas de diferentes maneiras dentro da lógica produtiva empresarial, e podem existir, sem dúvida, boas intenções em muitas outras empresas. Mas não faz falta que as empresas sejam mal intencionadas para que atuem de maneira nociva: basta que respondam de maneira racional aos sinais econômicos e basta que existam o mercado (incluindo suas distorções com relação a bens e serviços florestais) e uma sociedade de consumo como a contemporânea (Jacobs, 1995).

A mudança de comportamento por parte das empresas com relação ao meio ambiente está estreitamente ligada à existência de um mercado competitivo. Neste tipo de mercado, as ações voluntárias, apesar de desejáveis, são arriscadas, porque podem colocar a empresa em desvantagem. Daí a necessidade que sejam estabelecidas regulamentações compartilhadas, já que a proteção ambiental é custosa e, do ponto de vista da maioria das empresas, a melhor situação é aquela na qual não se impõe nenhum custo em absoluto.

O incremento de custos é mal visto enquanto não existem evidências de que possa ser compartilhado pelos consumidores, ou que sejam planejadas compensações de outra natureza. Não obstante, em muitas ocasiões são necessários corretivos individuais, como no caso de empresas cuja insustentabilidade ambiental afeta gravemente outros setores do desenvolvimento das populações locais e do próprio país.

No entanto, a existência ou inexistência de um “capitalismo verde” não é o único problema. Sem dúvida, a substituição de tecnologias contaminadoras e depredatórias por tecnologias limpas e a compensação por danos ambientais causados (sobretudo por companhias petrolíferas, mineradoras, agroindústrias e madeireiras) constitui ainda uma prioridade ambiental nas circunstâncias atuais do continente. Mas, enquanto o horizonte da mudança tecnológica (por exemplo, com relação às companhias petrolíferas ou mineradoras) ainda permitir supor que dentro de alguns anos o problema das tecnologias limpas terá sido solucionado, permanecerá sem solução um dos problemas de fundo do desenvolvimento sustentável com relação à intervenção empresarial, assim como a do Estado: o da (re)distribuição dos benefícios e da equidade social como condições da sustentabilidade do desenvolvimento, tanto em termos sociais como ambientais.

Nesta direção, é necessário ampliar a categoria de interlocução atual, estabelecendo alianças estratégicas com diferentes setores. Além de redefinir o papel redistributivo do Estado e de consolidar a sensibilidade social das campanhas petrolíferas, se faz necessária uma nova cultura empresarial que saiba valorar os ativos dos atores locais, sua cultura e os recursos naturais que dispõem – em particular dos povos indígenas –, além de colocar como um dos eixos estruturais do desenvolvimento a criação de empresas associadas com as populações locais.

É evidente que uma associação desta natureza tem suas vantagens – já que permite conjugar a valoração dos conhecimentos e recursos nativos com as exigências de continuidade e qualidade dos mercados, enquanto os investidores externos não manipularem a associação como uma estratégia para assegurar e legitimar o acesso aos recursos naturais ao mais baixo custo possível – mas exige mediações apropriadas, que sejam capazes de conhecer e manejar tanto os códigos culturais das comunidades quanto os dos investidores privados.

Por outro lado, diante das circunstâncias de muitos dos bosques do continente (por exemplo, fragilidade ecológica da Bacia Amazônica ou dos bosques de ladeiras), seria necessário orientar as operações conjuntas no sentido da agregação do máximo de valor sobre a mínima quantidade de recursos, definindo estratégias que levem em conta a conversão “ex situ” (semi-domesticação, cultivo e processamento de espécies nativas não madeireiras), a valorização dos serviços ambientais e a capacitação/ educação ambiental das populações locais. Além disso, este tipo de atividades exigirá um procedimento adequado para que os excedentes monetarizados sejam investidos em qualidade de vida.

Esta nova cultura empresarial tem também como contrapartida a consolidação do sentido de responsabilidade por parte dos atores locais tradicionais com relação a seu próprio futuro e ao uso sustentável de recursos que são também patrimônio coletivo e de futuras gerações, mas sem descuidar da produção como um benefício imediato para as gerações atuais.

3.2. Custos de transação

Como vimos, nenhuma medida de incentivos é instrumentada no vazio. O contexto político, a forma de funcionamento das instituições, o grau de informação disponível e os atores envolvidos influem na efetividade dos incentivos para a conservação e o uso sustentável da biodiversidade. Este conjunto de fatores relevantes (informação, criação de capacidades, aspectos institucionais) se relaciona globalmente com os denominados “custos de transação” (negociação, acordos, informação, monitoração), que acompanham a definição e implementação de incentivos apropriados e que impedem freqüentemente que a cooperação se concretize (Prakash, 1997; Holden e Binswanger, 2000). A mesma existência de fatores externos pode ser relacionada com estas transações, cujos custos podem desestimular a efetiva aplicação de uma medida.

A função dos governos e das instituições de ajuda ao desenvolvimento é exatamente reduzir estes custos, proporcionando informação, fortalecimento institucional e capacitação. No entanto, este envolvimento deve diminuir ou ser transferido a outros campos de apoio na medida que são desenvolvidas capacidades nos atores locais e suas instituições representativas.

Neste sentido, sua função primordial é o desenvolvimento de “capital social” (criação de capacidades, confiança, normas e redes que podem melhorar a eficiência da sociedade facilitando ações coordenadas), estimulando o crescimento das instituições locais. Em geral, é importante levar em conta que tanto a ausência de assistência apropriada como a existência de custos muito elevados para a execução pode atentar contra a conservação.

Embora o processo de participação possa ser complexo e custoso, o envolvimento apropriado e a participação das partes interessadas podem minimizar consideravelmente os custos de transação, assim como os de monitoração e cumprimento das medidas, além de incrementar a eficiência de sua aplicação.

Em geral, uma aproximação sócio-institucional enfoca três componentes principais (UNEP/CBD/COP 1996):

- (i) referências formais (instrumentos escritos que cobram urgência no cumprimento de determinadas obras);
- (ii) referências sociais (regras não escritas que regulam a vida cotidiana: normas, tradições, tabus, crenças, etc.) que reduzem a incerteza, transformando o comportamento das pessoas mais envolvidas;
- (iii) grau de adesão com o qual os indivíduos e organizações se relacionam com o conjunto de referências existentes.

3.3. O processo de implementação

O conjunto de elementos apontados combina-se de diferentes maneiras ao longo de uma seqüência cujas fases principais são as seguintes (OCDE 1999b):

Fase 1: Identificação do problema

As decisões de política devem estabelecer se é necessário recorrer ou não a incentivos, recopilando informação pertinente (ver mais acima), envolvendo atores relevantes (com suas experiências e expectativas) e disseminando a informação, de tal modo a incrementar a consciência do problema e suas possíveis soluções, construir coalizões e designar responsabilidades.

Ao término deste processo, deveria ser possível identificar, seja em termos gerais, a medida (ou as medidas) a ser implementada. Além de ser ou não uma medida desejável, deve-se perguntar se é viável (custos globais, previsão do processo de elaboração e implementação) e quais são os eventuais “custos de oportunidade” a serem considerados.

Fase 2: Elaboração do incentivo

Estes são alguns dos traços que deveriam caracterizar um bom incentivo:

- possibilidade de prever o impacto
- conformidade com o princípio precautório
- equidade
- aceitabilidade política
- adaptabilidade
- viabilidade administrativa

Uma parte importante da aceitabilidade política é a variabilidade de contextos culturais nos quais é aplicado um incentivo; neste sentido, dependendo das circunstâncias, diferentes medidas provocarão diferentes respostas, podendo ser em alguns casos populares e em outros inaceitáveis (necessidade de consultas mútuas e consensos em alguns casos, e de âmbitos legais em outros).

Considerando a natureza multidimensional da biodiversidade florestal, assim como a multiplicidade de pressões e de atores, e a impossibilidade de que apenas um instrumento contemple todos os aspectos necessários, é aconselhável uma combinação de vários instrumentos que reflitam as particularidades de cada caso (ver mais adiante). Por outro lado, ao contrário da fase 1 (na qual se requeria sobretudo o envolvimento de diferentes grupos de atores), a fase 2 deve envolver principalmente os especialistas, mesmo que em diálogo fluido com os atores.

Fase 3: Criação de capacidades

A terceira fase tem como objetivo aplicar as medidas no terreno, considerando o âmbito legal e institucional existente. Correspondem a esta fase tarefas como a distribuição de direitos de propriedade, a publicação de regulamentos, a promulgação de leis, a supressão de subsídios opostos, a promoção de pagamentos, o recolhimento eventual de taxas e a construção de infra-estrutura para tornar possíveis as atividades de uso sustentável.

Para fazer isto, são necessários alguns elementos importantes: a provisão de uma capacidade adequada (física, humana e institucional) e o envolvimento dos atores locais. Para tanto, se faz necessária uma política de comunicação apropriada, tanto das ameaças como das soluções (incentivos).

Fase 4: Gestão, monitoração e cumprimento das medidas

A monitoração e o cumprimento das medidas são um complemento necessário de sua elaboração e implementação, com revisões periódicas do processo que retro-alimentem e ajustem as próprias medidas.

3.4. Análise das diferentes medidas de incentivos

Serão analisadas em seguida as principais medidas de incentivo existentes.

3.4.1. Incentivos econômicos: fazendo o mercado trabalhar a favor dos bosques

A idéia de um incentivo econômico está relacionada com o conceito de indivíduos racionais que tendem a maximizar seu bem-estar privado. Os governos são chamados a implementar incentivos econômicos quando os indivíduos não consideram os impactos de suas atividades sobre o bem-estar de outros indivíduos ou das pessoas em geral, o que dá lugar a “fatores externos” que devem ser “internalizados”.

Os fatores externos revelam falhas no mercado, e têm lugar quando uma atividade empreendida por um indivíduo ou grupo de indivíduos tem efeitos (positivos ou negativos) sobre outro indivíduo ou grupo, de forma que as pessoas afetadas não se encontram na condição de compensar (se for um fator externo positivo) ou serem compensadas (se for negativo) pelos que empreenderam a atividade e geraram o “efeito externo”.

Existe uma série de soluções possíveis para este problema: a imposição de preços-sombra artificiais (taxas ambientais que refletem o dano causado), uma melhor redefinição dos direitos de propriedade ou o apoio aos comportamentos mais adequados. Um dos meios mais efetivos é a bolição dos subsídios de atividades e setores econômicos que exercem pressões sobre a biodiversidade.

No entanto, enquanto os danos a alguns bens e serviços podem ser internalizados, existem limitações em se aplicar instrumentos econômicos quando o valor da biodiversidade reside em sua pura existência ou em usos futuros possíveis. Embora os instrumentos econômicos não percam completamente sua efetividade, exigem serem complementados com informação adicional e intervenções de caráter institucional (ver mais adiante).

Encargos impositivos e taxas

Em geral, o uso de recursos fiscais para o financiamento da gestão ambiental desempenhou um papel central na história de nossos países (Acquatella, 2001).

O uso de instrumentos fiscais para a proteção da biodiversidade está baseado na idéia de que os custos sociais da perda de biodiversidade podem estar refletidos nos preços da atividade que causa esta perda, sempre que exista informação apropriada e consciência em torno de seu valor.

Contrariamente, as atividades desejáveis podem se beneficiar de taxas mais baixas. Existem dificuldades para impor taxas quando o pagamento excede os benefícios de provisão, ou beneficia terceiros. Neste sentido, o pagamento de taxas ou direitos é mais aceitável quando uma parte das verbas é investida na provisão de um serviço proporcional. As taxas tendem a ser mais aceitas quando (i) são canalizadas através dos sistemas de distribuição existentes, e (ii) os fundos são canalizados para as autoridades ambientais locais (Acquatella, 2001).

Por outro lado, existe um grau de incerteza na estimativa de custos e benefícios, de forma que as taxas ambientais são usadas raramente para internalizar de maneira precisa os custos ambientais. Por estas razões, os instrumentos econômicos são delineados frequentemente para propósitos diferentes da internalização de custos externos; a isso se une frequentemente a resistência dos ministros de finanças, com o argumento das margens de incerteza existentes.

Quadro II.4. Taxas ambientais

<p>Descrição Incentivos baseados em preços, que tendem a internalizar os custos externos, a gerar rendas por objetivos ou ações ambientais e a aplicar direitos pelo uso de um recurso.</p> <p>Vantagens Maximizam a eficiência econômica; são facilmente inteligíveis.</p> <p>Desvantagens Baseiam-se na mensurabilidade de cada componente e no acordo em torno dos custos externos; podem exigir uma monitoração extensiva.</p> <p>Aplicabilidade Situações nas quais os impactos são facilmente medidos e a origem do impacto, facilmente monitorada.</p>

No caso da biodiversidade, o propósito destes instrumentos econômicos se relaciona mais com a cobertura dos custos de transação da conservação (entradas num Parque) ou com a redução de uma diferença de preço oblíqua que não favorece alternativas ambientalmente amigáveis (subsídios para a reabilitação da paisagem degradada). Muitos subsídios diretos ou indiretos têm como objetivo favorecer com preços diferenciais atividades ambientalmente consoantes, ou corrigir os preços que favorecem atividades danosas.

Existem também iniciativas como a redistribuição interna dos impostos à circulação de bens e serviços, de maneira que sejam geradas compensações fiscais por aplicar restrições no uso da terra, considerando seu benefício para a coletividade.

<p>IMPOSTO PARA CIRCULAÇÃO DE BENS E SERVIÇOS – ICMS: Paraná e Minas Gerais (Brasil)</p> <p>O estado do Paraná (Brasil) iniciou em 1992 uma interessante experiência, que consiste na introdução de critérios ambientais na distribuição de fundos municipais, com a participação de entidades oficiais como o Instituto Ambiental do Paraná, Municípios e agências não governamentais.</p> <p>Os Municípios recebem por lei um quarto do ICMS. Mas existiam alguns problemas de distribuição:</p> <ul style="list-style-type: none"> - até 1991, o forte peso de atividades com “valor agregado” (indústria e comércio) penalizava Municípios com áreas protegidas, devido a oportunidades limitadas para estas atividades; - a partir de 1992, incorpora-se um critério ecológico (unidades de conservação, provisão de água), ao qual se designa 5%, subtraindo-o da categoria Valor Agregado, que antes recebia 80%; - esta redistribuição interna da taxa de circulação, e as consequentes compensações e incentivos para a conservação traduziram-se inicialmente no incremento global das áreas protegidas (ver mais abaixo). <p>Posteriormente algumas mudanças foram efetuadas. Em conjunto, desde 1992, o Estado do Paraná distribui até 2,5% das taxas ao valor agregado que recolhe entre os governos municipais, com base na extensão da área de conservação que possuem e o estado de conservação em que ela se encontra. O Estado de Minas Gerais efetuou pagamentos similares desde 1996, embora somente 0,5% das taxas estivesse destinado a este propósito e o Estado tivesse fornecido os fundos baseados somente na quantidade de terra conservada, ou na qualidade da conservação. No momento presente, a metade dos Municípios do Paraná e um terço dos de Minas Gerais recebem este tipo de pagamentos. Em consequência, muitos governos locais desejam ampliar a área dedicada à conservação. Desde que estes programas iniciaram, a área de conservação teve um acréscimo de 165% no Paraná e 621% em Minas Gerais.</p> <p>Este instrumento tem a vantagem de ser aplicável a diferentes tipos de ecossistemas, já que está baseado nos bens e serviços genéricos que proporcionam. No entanto, sua aplicação requer um contexto legal apropriado e uma situação política caracterizada pela existência de fortes processos de descentralização, além de uma cultura fiscal avançada, com alta participação das instituições locais.</p> <p>Fontes: Lorim e Loureiro (1991); May et al. (2001).</p>
--

Criação de mercados e distribuição de direitos de propriedade

A falta de direitos de propriedade é uma das causas principais de perda de biodiversidade. A instabilidade no acesso a terra favorece um manejo extensivo do bosque e ocasiona pressões sobre ele, devido à ausência de incentivos para um uso intensivo das terras desflorestadas. Mas a segurança na posse da terra deve ser acompanhada por outros fatores (tecnologias apropriadas, preços, mercados, etc.) para incidir eficazmente sobre a modificação do padrão de uso do solo (Bedoya, 1991). Com relação à propriedade coletiva, bem além do tipo de posse, o que verdadeiramente importa é que existam regulamentos internos sobre o acesso e uso dos recursos compartilhados, assim como capacidade institucional para que sejam cumpridos.

A criação de mercados mediante a remoção de barreiras ao comércio e à distribuição de direitos de propriedade bem definidos e estáveis se baseia na premissa de que os portadores destes direitos tenderão a maximizar o valor de seus recursos ao longo do tempo. No entanto, com relação a produtos tradicionais (por exemplo, produtos não madeireiros) existe um generalizado déficit de vontade política para criar as condições apropriadas que incentivem sua introdução e para suprimir barreiras artificiais que subsidiam determinados produtos em detrimento de novos.

MERCADOS E CULTURA EXTRATIVISTA REGULADA

A sustentabilidade do extrativismo como alternativa às outras opções de uso é atualmente viável somente em determinadas situações:

- Foram propostos vários métodos para agregar valor monetário aos PFM (preços-sombra), como o valor monetário do produto intercambiado, o valor de substituição, o custo aproximado da mão-de-obra utilizada para recolhimento do produto, etc. No entanto, a distribuição de preços individuais não funciona em termos mercantis, já que geralmente o próprio mercado se encontra distorcido devido a fatores como o monopólio por parte dos comerciantes e intermediários, a falta de informação, a subvalorização da mão-de-obra ou a competição desleal com produtos subsidiados (Bert - Ottens, 2000).
- Por outro lado, se é certo que a ativação de vários produtos não madeireiros permitiria diversificar os riscos com relação à dependência de um produto apenas, a cultura extrativista costuma ser limitada enquanto à sua capacidade de organizar a oferta (compaginação de diferentes ciclos de colheita; disponibilidade de mão-de-obra com relação à coleta cíclica de diferentes produtos; custos de oportunidade da agricultura e pecuária; a extração insustentável de madeira; a venda sazonal de mão-de-obra e incentivos positivos para as novas atividades – ver mais abaixo). Em outras palavras, para que as maiores verbas que o bosque pode procurar se converta numa alternativa viável, devem ser fortalecidas as capacidades de coleta, manejo, comércio e processamento dos produtos não madeireiros, a fim de que os retornos atuais não caiam abaixo dos calculados.

Em geral, o extrativismo é mais viável em contextos com abundância comprovada de recursos, mercados claramente estabelecidos e interações relativamente reguladas, incluindo a participação das populações locais nas decisões, como no caso das “reservas extrativistas”.

Fontes: Nepstad e Schwartzman (1992); Ruiz Murrieta e Pinzón Rueda (1995); Ruiz Pérez (1997).

No entanto, a principal limitação da distribuição destes direitos reside no fato de que o incentivo afeta somente os elementos “apropriáveis” da biodiversidade. Em troca, costuma-se desconsiderar os valores de existência das espécies que não são comercialmente valiosas e do ecossistema circundante quando não são aplicadas medidas adicionais.

Quando os incentivos não foram aplicados, ou são insuficientes para o uso sustentável dos bosques, pode-se considerar a transferência da propriedade, ou dos direitos privados de uso, ao domínio público (transformação em Parques ou Reservas de áreas ricas em biodiversidade). Contudo, a propriedade pública dos bosques não garante seu uso sustentável, embora possa facilitar a integração de objetivos públicos, enquanto a propriedade privada tende a se concentrar coeteris paribus na exploração eficiente de valores de uso direto. A distribuição de direitos de propriedade pode ser complementada pela distribuição de direitos de uso, que pode induzir mais facilmente ao manejo sustentável. Assim, certos direitos de uso podem ser transferidos às comunidades ou a empreendedores privados em condições de estimular um uso apropriado, inviável para os fundos públicos.

TRANSFERÊNCIA DE DIREITOS DE USO E INCENTIVOS NEGATIVOS E POSITIVOS: O EXEMPLO DA CAÇA

No México, foi implementado um enfoque bem delineado e altamente inovador para o manejo sustentável do carneiro de chifres grandes (*Ovis canadensis*), através de concessões comerciais para o direito de caçá-lo. Os principais componentes são os seguintes:

- o governo estabelece um nível sustentável de caça sobre parâmetros relacionados com a taxa de reprodução do carneiro,
- fornece concessões comerciais às comunidades locais até o limite estabelecido,
- devido a alta demanda internacional desta espécie, se espera que as concessões facilmente dupliquem ou tripliquem seu valor no mercado internacional, proporcionando uma importante fonte de recursos às populações locais.

Este esquema proporciona incentivos efetivos para o uso sustentável do carneiro. Algumas de suas vantagens são:

- assegura o respeito do componente ambiental (somente se pode caçar um determinado número de animais),
- estimula os mais eficientes métodos econômicos, com a cooperação de pessoas do local, já que as concessões de caça podem ser comercializadas e distribuídas àqueles que pagam o preço mais alto.

Os métodos anteriores estavam baseados em regulamentações que restringiam esta atividade, mas:

- não estimulavam o envolvimento da população local,
- tinham altos custos de implementação, motivo pelo qual resultavam em grande medida ineficazes para controlar a caça do carneiro.

O êxito do caso se baseia na combinação de distribuição de direitos e incentivos econômicos positivos (custo-benefício, comparação entre ofertas mercantis), no âmbito do fortalecimento e a capacitação dos atores locais. Além disso, permite visualizar os efeitos da transição de um incentivo negativo a outro positivo.

Fonte: Izko, X., com base na informação realizada pelo Ministério do Ambiente do México, 1999.

Este tipo de medidas começa a ser aplicado também aos acordos sobre o uso de recursos genéticos (ver Capítulo III). Os recursos genéticos das plantas possuem uma importância considerável no desenvolvimento de novos produtos farmacêuticos. Recentemente, desenvolveram-se mecanismos de compensação pelo uso destes recursos, baseados na idéia de efetuar pagamentos pelos direitos de prospecção. A idéia de um acordo de prospecção da biodiversidade é chegar a um consenso exclusivo sobre a análise de plantas de uma determinada área, com base em termos acordados por duas ou mais partes.

Ainda que este tipo de consenso permita começar a reconhecer em termos econômicos o valor da biodiversidade, persistem problemas como a quantia das compensações, o destino das mesmas (de maneira que assegurem efetivamente a conservação do lugar de referência com a participação das populações locais), ou a exclusividade dos direitos (sobretudo com relação a conhecimentos tradicionais distribuídos em outras muitas regiões geográficas).

A certificação constitui outro mecanismo de constatação do cumprimento de critérios definidos de sustentabilidade ambiental e social. Através de suas duas modalidades básicas: de sistema (ISO 14001) ou de desempenho (FSC), o certificado florestal define uma série de critérios, indicadores, verificadores e valores, atizados no âmbito de uma “cadeia de custódia”, para que os consumidores possam identificar no mercado se o produto provém de um bom manejo. O certificado é voluntário e são os consumidores que fazem sua escolha no momento de realizar suas compras (Hauselmann e Vallejo, 2000).

3.4.2. Reforma ou remoção de incentivos perversos

A reforma ou remoção dos subsídios a atividades que exercem pressão sobre a biodiversidade florestal é essencial para que sua conservação e uso sustentável sejam mais factíveis. A remoção destes incentivos perversos não alivia somente as pressões sobre a biodiversidade como também incrementa a eficiência econômica e reduz os déficits financeiros governamentais.

O subsídio adota formas diferentes, desde pagamentos diretos e apoio aos preços mercantis, até garantias de créditos, assistência técnica e provisão de infra-estrutura para se ter acesso mais fácil em áreas florestais.

Pode-se enumerar um grande número destes incentivos perversos:

- apoio à conversão de bosques em terra agrícola;
- drenagem de charcos para implementar cultivos agrícolas;
- estímulo ao desflorestamento quando o bosque é considerado improdutivo;
- subsídios para a exportação de madeira.

Quadro II.5. Reforma ou remoção de incentivos perversos

<p>Descrição</p> <ul style="list-style-type: none"> • Os subsídios podem estimular atividades que têm um efeito negativo sobre o ambiente e a biodiversidade florestal.
<p>Vantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • A reforma ou remoção destes incentivos pode levar a uma diminuição das pressões, a uma melhoria da eficiência e uma redução dos gastos fiscais.
<p>Desvantagens</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pode ser difícil identificar os subsídios contrários (falta de transparência) e também politicamente problemático reformá-los devido à forte oposição dos receptores do subsídio.
<p>Aplicabilidade</p> <ul style="list-style-type: none"> • Quando podem ser identificados benefícios claros em termos de salários, eficiência econômica e/ou metas ambientais, e existem medidas potenciais compensatórias para facilitar o processo de remoção.

Este tipo de “subsídios perversos” tende a favorecer sobretudo os grupos de poder (McNeely, 1988). Neste sentido, não devem ser subestimadas as dificuldades da remoção destes subsídios, sobretudo a oposição dos receptores, freqüentemente bem organizados em termos políticos.

3.5. Regulamentos e fundos. Os governos como asseguradores da biodiversidade

Os governos podem usar métodos de regulamentação diretos para fazer cumprir ou restringir certas atividades que causam impacto na biodiversidade. De forma similar, podem recorrer a medidas de apoio, tais como os fundos ambientais, para estimular ativamente ações que promovam a biodiversidade.

3.5.1. Padrões, regulamentações e restrições de acesso

As regulamentações que fazem cumprir ou proíbem certos tipos de comportamentos e estabelecem restrições de acesso, são métodos conhecidos para proteger a biodiversidade ameaçada. Considera-se que muitos dos benefícios da biodiversidade são uma importante ferramenta para assegurar a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais, mas também não deixam de apresentar alguns inconvenientes.

Quadro II.6. Vantagens e desvantagens das regulamentações e restrições de acesso

Este tipo de medidas apresenta uma série de vantagens:

- são conceitualmente fáceis de entender e suas metas podem ser alcançadas facilmente, se estão disponíveis medidas apropriadas de monitoração e cumprimento;
- são relativamente fáceis de serem elaboradas e implementadas;
- podem ser usadas como medidas temporárias de emergência para assegurar a proteção de aspectos singulares da biodiversidade, até que sejam identificados outros instrumentos ou a ameaça seja superada.

No entanto, têm também desvantagens, relacionadas com os seguintes fatores:

- altos custos associados, que podem convertê-las em instrumentos economicamente ineficientes para alcançar as metas a que se propõem;
- inflexibilidade resultante de sua necessidade de identificar atividades.

Trata-se às vezes de métodos muito específicos, portanto difíceis de monitorar e de se fazer cumprir.

- além disso, sua natureza restritiva os converte em instrumentos orientados geralmente para a conservação em sentido estrito (proteção), não tanto para o uso sustentável; de fato, embora a maioria das situações inclua alguns elementos reguladores ou alguma restrição de acesso, tendem a ser mais frequentes nas áreas protegidas;
- por outro lado, este tipo de medidas pode proteger aspectos pontuais da biodiversidade (espécies ameaçadas, por exemplo), mas pode ignorar os ecossistemas dos arredores (regiões de amortecimento), que são essenciais para a sobrevivência destas espécies.

Por isso, os regulamentos e as restrições de acesso são aplicados frequentemente, seja em relação a áreas protegidas, ou como medidas complementares de outros incentivos; podem, por exemplo, se mostrarem eficientes se combinadas de forma apropriada com a distribuição de direitos de propriedade e com a criação de mercados.

3.5.2. Fundos ambientais e financiamento público

Devido tanto às dificuldades na elaboração de instrumentos econômicos para internalizar os custos da perda de biodiversidade como dos custos para fazer cumprir e monitorar as regulamentações e as restrições de acesso, muitos governos podem preferir utilizar “incentivos positivos” para estimular o uso sustentável e a conservação (exemplo de Taxa indireta sobre circulação de bens e serviços – ICMS: Paraná e Minas Gerais, Brasil). Estas medidas trabalham através da provisão de pagamentos monetários, redução de taxas ou outros incentivos financeiros com finalidade de apoiar a conservação, a restauração ou a transferência de um uso insustentável para outro mais sustentável.

Os fundos ambientais em particular – sejam públicos, privados ou de estrutura mista – podem ser constituídos de diferentes maneiras (venda de algum bem público, taxas específicas, doações, derivações de cargas impositivas, etc.). Podem ser úteis e eficientes em títulos como o financiamento dos custos incrementais entre o desenvolvimento insustentável e o sustentável, se forem asseguradas medidas estritas e transparentes na distribuição e desembolso dos fundos. No entanto, cabe assinalar que sua constituição nem sempre é fácil na situação de nossos países.

Com relação a esta temática, o Capítulo III incorpora diferentes sugestões para a mobilização de financiamento interno e o acesso a financiamento externo de diferente natureza.

4. Manejando a complexidade. Combinações de métodos de valoração e de medidas de incentivo para alcançar o uso sustentável

Existe uma série de razões que aconselha recorrer a uma combinação tanto de métodos de valoração como de medidas de incentivo (instrumentos e mecanismos), para fazer frente às pressões que conduzem à degradação ou desaparecimento dos ecossistemas florestais (Young, 1996; OCDE, 1999b). De fato, quase todos os benefícios associados à biodiversidade incorporam aspectos públicos e privados, por isso uma boa política de conservação e uso sustentável da biodiversidade deverá recorrer a instrumentos que levem simultaneamente em conta os valores de uso direto, mais associados à propriedade privada, e os valores públicos associados à existência da biodiversidade florestal, lançando mão de instrumentos adicionais, como incentivos positivos ou regulamentações.

O uso de diferentes medidas de incentivo pode adotar diferentes modalidades e se justifica com base nos seguintes argumentos:

- em primeiro lugar, esta combinação de instrumentos pode ser requerida para dar conta tanto dos benefícios públicos como privados resultantes da produção e uso sustentável da biodiversidade;
- em segundo lugar, esta combinação pode constituir um tipo de “válvula de escape” quando somente um dos instrumentos é suficiente para alcançar o efeito ambiental desejável; tem um custo alto ou dificilmente aplicável. Por exemplo, quando os preços das entradas a um parque são insuficientes para limitar o número de visitantes a um nível excelente, pode-se recorrer à restrição no número total de visitas para controlar os efeitos dos visitantes sobre o ecossistema (restrições de uso); teoricamente, para não fazer depender a conservação do Parque das verbas em termos de visitas, ou para compensar seu déficit em caso de ter que restringir o número total de visitantes, poder-se-ia recorrer paralelamente a outras formas de valoração econômica (pagamento por serviços ambientais, fixação de CO₂, etc.), embora nem sempre sejam modalidades mobilizáveis em curto prazo;
- esta combinação pode ser particularmente útil quando as causas da perda de biodiversidade não podem ser bem entendidas ou não existe somente um instrumento que possa focar diretamente todas as causas. Esta consideração é relevante para focar o ecossistema como um todo e suas interações, sobretudo as relações entre áreas protegidas e regiões de amortecimento. Onde há particulares “hot spots” de biodiversidade ou ameaças contra eles, pode ser útil elaborar instrumentos específicos para lhes fazer frente (regulamentações, taxas, restrição de acesso, etc.), enquanto podem ser utilizados outros instrumentos para abarcar as áreas de amortecimento (“manejo de pressões”) e focar o ecossistema como um todo;
- as diferentes categorias de usuários dos bosques, de seus bens e serviços e de sua biodiversidade, a utilização de um certo tipo de instrumentos pode ajudar a garantir que todas as categorias de usuários foram efetivamente levadas em conta (incentivos negativos versus positivos, etc.). Por outro lado, pode existir uma série de “razões distributivas” que permitem que determinados grupos de usuários (povos indígenas, por exemplo) tenham um acesso diferencial aos recursos;

• no caso dos atores privados, os incentivos econômicos devem incluir uma condição que assegure uma contribuição ao bem público da conservação da biodiversidade: que o uso proveitoso em termos privados contribua ao mesmo tempo para a conservação da diversidade biológica. Esta distribuição de direitos de propriedade com certas condições de uso (instrumentos mistos) pode revestir diferentes formas: direitos de propriedade bem definidos, direitos de uso, incentivos econômicos tais como encargos impositivos ambientais possíveis combinados com regulamentações, restrições de acesso e subsídios a certos usos sustentáveis onde seja necessário. Além disso, é importante complementar as categorias de instrumentos com o envolvimento dos atores, a criação de capacidades, o fortalecimento institucional e a aplicação de informação.

O seguinte exemplo permite visualizar a combinação de um conjunto de medidas de incentivo no caso da conservação de um Parque ou reserva:

COMBINAÇÃO DE INCENTIVOS: O CASO DO PARQUE CUYABENO-EQUADOR E SUA ÁREA DE AMORTECIMENTO

A conservação do Parque Cuyabeno (Sucumbíos, Amazônia equatoriana) se baseia na combinação de uma série de incentivos:

- definição de direitos de propriedade e de uso dentro e fora do Parque,
- restrições reguladoras para certas áreas (lagoas, caça, pesca),
- enfoques mercantis (coletar e associar valor a certos bens não madeireiros; estimular a criação de mercados regionais, nacionais e internacionais),
- educação ambiental (diferentes níveis dentro, fora e nos âmbitos regional e nacional) e capacitação focalizada nas destrezas a serem incorporadas pelas populações locais,
- criação de fundos especiais:

- para os povos indígenas situados dentro do Parque (caça, coleta, ecoturismo e produção sustentável),
- para os colonos da área de amortecimento (estímulos econômicos diretamente produtivos com tendência a substituírem os usos mais depredatórios, intensificando os usos adequados e restaurando as áreas degradadas);

• no passado também se recorreu à remoção de incentivos perversos (o desmatamento do bosque na área de amortecimento estimulado por uma política de loteamento),

• propõem-se incentivos no futuro a atividades de empresas privadas que estabeleçam alianças estratégicas com os atores locais para agregar mais valor e atingir mercados complexos.

Este conjunto de medidas, apropriadamente combinadas, dará como resultado agregado a conservação do Parque. Contudo, é preciso se ter em conta os seguintes fatores metodológicos:

- esta combinação de instrumentos é funcional para uma visão ecossistêmica e interativa do conjunto de componentes do Parque,
- os diferentes instrumentos estão dirigidos a diferentes tipos de usuários,
- trata-se de incentivos a serem ativados em diferentes momentos e em diferentes partes do bosque.

Fonte: Izko, X. (s/f) (trabalho de campo do autor).

No entanto, o uso de mais de um instrumento de política pode ser prejudicial quando os instrumentos estão relacionados com um mesmo recurso ou perseguem o mesmo objetivo, de modo que corre o risco de superposição e neutralização de um instrumento pelo outro, em lugar de sua complementação. Neste sentido, a combinação de instrumentos pode solicitar a reelaboração parcial de cada instrumento em particular, para torná-lo compatível com os demais.

CAPÍTULO III

Financiamento para o desenvolvimento sustentável dos bosques

Diego Burneo



1. Introdução

A diversidade biológica tem um papel crítico na manutenção dos processos ecológicos, dos quais dependem as pessoas, os ecossistemas e as economias. As regiões da América Latina e do Caribe são amplamente conhecidas pelo nível de biodiversidade que possuem, já que abrigam mais de 40% das espécies de plantas e animais da Terra e a maior riqueza florística do planeta (Castro e Locker, 2000).

Como afirma Wilson (1992), “cada país tem três formas de riqueza: material, cultural e biológica. Entendemos bem as primeiras duas, porque são a substância de nossas vidas diárias. A essência do problema da biodiversidade é que a riqueza biológica é levada menos a sério. Este é o maior erro estratégico, que vai se incrementando negativamente com o passar do tempo. Diversidade é uma fonte potencial para uma imensa riqueza não descoberta na forma de comida, remédios e amenidades”.

Castro e Locker (2000) assinalam que dos 25 centros de alta diversidade biológica (“hot spots”) propostos pela Conservation International, sete se encontram na região latino-americana. Da mesma forma, dos 17 países “megadiversos” no mundo, seis são latinos. Por outro lado, mencionam que, apesar de a América do Sul ainda conservar vastas áreas de bosques tropicais e temperados, a biodiversidade da região continua enfrentando crescentes e significativas ameaças, incluindo maiores taxas de desflorestamento.

É importante assinalar que dos 11 países com as maiores taxas de desflorestamento entre 1990 e 1995, seis se encontram na região da América Latina e do Caribe (World Bank, 1999). Entre 1980 e 1990, a região perdeu 61 milhões de hectares (6%) de sua cobertura florestal devido à reorganização populacional em grande escala e a projetos agrícolas e de desenvolvimento de recursos (Nações Unidas, 1999).

Já que “a economia não pode se manter saudável com um meio ambiente doente”, como sustenta o Banco Mundial (World Development Indicators, 2001), a conservação da biodiversidade não é um processo gratuito. Além dos gastos indiretos para se levar adiante os projetos e programas econômicos tradicionais, a conservação da biodiversidade impõe custos adicionais (diretos e de oportunidade), especialmente porque atua com certas atividades produtivas. Estes custos deverão ser adicionados aos gastos realizados pelos setores do governo, o setor produtivo privado, as moradias e as comunidades locais. Para equiparar e compensar estes custos adicionais, é preciso identificar recursos financeiros novos. Na realidade, não somente é necessário obter este tipo de fundos, como também estabelecer mecanismos que garantam o acesso dos recursos aos indivíduos ou grupos que suportam os custos da conservação da biodiversidade (Emerton, 1998).

Uma vez identificadas as necessidades de fundos, há que se avaliar o montante de recursos financeiros disponível para cobrir cada uma delas. Isto significa pesquisar fontes provenientes de fundos do governo, de fundos de risco, de governos amigos, de doadores institucionais, de ONGs e de outras entidades privadas em condições de fornecer fundos para financiar atividades para o manejo sustentável dos bosques.

Embora não haja dúvida de que a conservação da biodiversidade tenha avançado muito nas últimas décadas, estes avanços demonstraram ser insuficientes, depois de constatado um aumento das ameaças contra a biodiversidade (Castro e Locker, 2000). Portanto, é evidente a necessidade de se apresentar estratégias de financiamento nacionais coerentes e, se possível, coordenadas em escala regional, que extraiam vantagem das verbas potenciais que poderiam vir de certas iniciativas de financiamento ou do fortalecimento das iniciativas existentes na atualidade.

A América Latina, com relação à sua diversidade, tem a oportunidade de acesso a importantes recursos financeiros que não foram aproveitados em sua real potencialidade, levando em conta que seu volume atual já é bastante considerável. Neste capítulo, será apresentada uma rápida revisão das diferentes fontes de financiamento, atuais e potenciais, às quais se pode recorrer dentro de uma estratégia de financiamento bem estruturada, tanto para os processos de manejo sustentável, como para os processos de valoração econômica que devem acompanhar tais esforços.

É importante levar em conta que existem certos requisitos prévios antes de se aplicar uma estratégia de financiamento. De fato, o planejamento é um elemento fundamental para o alcance de objetivos de proteção da biodiversidade, e sem ele é bastante difícil desenvolver uma estratégia de financiamento coerente. Dentro da execução de um projeto para se proteger uma área se encontram três fases: 1. O planejamento de pré-investimento contempla um estudo preliminar para estimar a importância ecológica e econômica dos recursos naturais de uma área específica e encontrar o apoio político para assegurar a proteção da área; 2. A implementação do projeto, também conhecida como a fase dos investimentos iniciais, começa com a instalação física dos serviços, a preparação e contratação do pessoal e a infra-estrutura necessária para proteger e administrar a área; 3. O manejo da área ao longo prazo, que requer a continuidade de programas iniciados durante a fase de instrumentação ou investimento, incluindo o apoio operacional e a administração de programas de proteção de recursos naturais, manejo e monitoração, usos humanos compatíveis e extensão comunitária, assim como operações e manutenção que devem se estender consideravelmente no futuro, com o objetivo de alcançar estabelecimento bem-sucedido da área. Nesta fase, é fundamental contar já com um financiamento sustentável e autônomo, geralmente destinado a cobrir custos recorrentes da área e que poderia ser suportado pela ação e financiamento de um fundo fiduciário (patrimonial) de respaldo. É justamente nesta fase em que se faz necessário contar com uma estratégia para gerar recursos adicionais e poder pagar os requerimentos de financiamento (TNC, 2000).

O planejamento para a conservação e manejo de áreas protegidas, assim como para outros projetos de proteção de ecossistemas, é um processo contínuo que deve se iniciar de forma prévia à execução de qualquer estratégia de financiamento¹. Este processo de fato requisitará equipes especializadas e um compromisso ao médio e longo prazo por parte dos governos, organismos não governamentais e empresas privadas ou mistas envolvidas na questão.

As estratégias de financiamento devem explorar novos mecanismos e opções para a captação de fundos e se ajustar a um perfil de financiamento diferente, que complemente as grandes transações (geralmente de cooperação internacional) que dominaram até agora os cofres dos diferentes Ministérios do Meio Ambiente e algumas ONGs, incorporando um número importante de pequenas doações e transações mais diversas e complexas. Uma estratégia de financiamento sustentável deve proporcionar financiamento em quantidade apropriada, deve ser diversificada e deve assegurar que os fundos estejam disponíveis quando necessário (Burneo, 2002).

Em seguida, serão revistas as principais fontes de financiamento que poderiam ser incluídas nas estratégias de financiamento.

¹Ainda que a conservação seja o objetivo final ao criar parques e áreas protegidas, este fim não pode ser alcançado e se manter sem uma compreensão fundamental das implicações sociais e financeiras do nível de manejo e proteção que se pretende. Ao mesmo tempo, a satisfação das necessidades sociais não deve ser buscada desconsiderando-se o meio ambiente (Burneo, 2002).

2. Recursos provenientes da cooperação e fundos internacionais

A cooperação internacional disponibilizou importantes recursos, que foram outorgados através de mecanismos internacionais, governos amigos, organizações não governamentais e empresas (canalizados através de convênios de cooperação bilateral e multilateral). Este de fato foi um dos tipos de financiamento que mais alavancou as estratégias nacionais de financiamento e outras atividades propensas à conservação e ao manejo sustentável de bosques da América Latina.

Na América Latina, os países que mais se beneficiaram da cooperação internacional são Brasil e México. A maioria das economias de menor desenvolvimento econômico, com maiores necessidades e que enfrentam sérios problemas de endividamento e insuficiência de recursos financeiros, são as que menos aproveitaram estas alternativas e oportunidades de financiamento não reembolsável ou de baixo custo que caracterizam a cooperação internacional (Burneo, 2001).

As principais fontes institucionais de canalização de doações e empréstimos suaves para a região são: a ajuda multilateral (Banco Mundial, Banco Interamericano para o Desenvolvimento, União Européia); as organizações internacionais, entre elas a União Mundial para a Natureza (UICN), Conservation International (CI), The Nature Conservancy (TNC), o Fundo Mundial para a Natureza (WWF-World Wild Fund) e alguns fundos criados com a finalidade de financiar a conservação da biodiversidade, como o Fundo para o Meio Ambiente Mundial (GEF-Global Environmental Fund). Da mesma forma, existe financiamento proveniente dos governos de países desenvolvidos (denominado cooperação bilateral), tais como Países Baixos, Alemanha, Japão, Canadá, Estados Unidos, Inglaterra, Suíça, Finlândia, Espanha, entre os principais. Algumas agências especializadas do sistema das Nações Unidas, como o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), a Organização para a Agricultura e a Alimentação (FAO) ou o Fundo para a Educação e a Cultura (UNESCO) também fornecem recursos importantes (Burneo, 2000).

Entre os anos 1990 e 1997, 3.489 projetos de conservação foram financiados pelas principais fontes de financiamento de cooperação internacional, sendo o total do investimento para a conservação da biodiversidade na América Latina na ordem de US\$ 3,26 bilhões. Desta cifra total, 54,7% foram investidos na América do Sul; 34,8% na América Central e México; 5,5% no Caribe; e 5,1% em projetos gerais para toda a região latino-americana. México e Brasil em conjunto obtiveram 45,5% dos fundos. Em seguida vem um grupo de países que inclui a Venezuela, a maioria dos países da América Central, Bolívia, Colômbia, Equador, Argentina e Peru, com 44,8% adicionais. Os países do Caribe receberam somente 4,5% em seu conjunto (Castro e Locker, 2000)².

Considerando as cifras importantes e promissoras mencionadas, existem grandes limitações com relação ao alcance e eficiência no uso destas fontes de recurso. Na realidade, não há muito potencial para incrementar a quantidade total de financiamento disponível em termos globais, ou para redirecionar à biodiversidade fundos de outras atividades. Os projetos e programas de biodiversidade podem encontrar dificuldades para competir com outros setores da economia que parecem gerar amplos benefícios de desenvolvimento ou que podem apresentar retornos mais altos e imediatos. Por outro lado, estas fontes convencionais de dinheiro são freqüentemente insustentáveis. Os doadores de fundos são limitados e os salários governamentais vêm decrescendo em termos reais (Emerton, 1998).

²No entanto, quando a análise é cruzada pelo tamanho do país (US\$/km²), os resultados mudam. Os países com maior investimento são Venezuela, os países da América Central e Equador, enquanto os que menos recebem são os países do Cone Sul (Uruguai, Argentina e Chile), Cuba e Guiana Francesa; é surpreendente que Colômbia e Peru venham imediatamente depois destes países (Castro e Locker, 2000).

Da mesma forma que existem procedimentos especiais para se chegar a fundos de governo e entidades multilaterais, há que se considerar algumas recomendações gerais quando são aplicadas iniciativas para a captação de fundos provenientes de corporações e fundações privadas (Burneo, 2000):

- Em muitos casos, nossas instituições, mesmo as públicas, não estarão qualificadas para uma doação em países como os Estados Unidos, a não ser que a instituição conte com um associado, com base nos Estados Unidos, que esteja isento de impostos e que tenha status 501(c)(3). Neste sentido, será importante para o êxito do plano encontrar um sócio adequado que mantenha esta condição.
- Deverá se estabelecer contato direto e viajar com a maior frequência possível para dar continuidade aos planos estabelecidos. Não se pode depender somente de cartas, chamadas telefônicas ou propostas para alcançar o êxito que se espera.
- Geralmente as corporações privadas e multinacionais tentam gerar um impacto positivo nos países onde são realizadas operações e também melhorar sua imagem pública. As diferentes formas em que a obtenção de rentabilidade se relaciona com a conservação ou alteração da natureza permite que isto seja utilizado para pressionar as corporações a fim de se obter doações e investimentos específicos.
- Como as fundações mudam seu foco de interesse a cada três ou cinco anos, é importante que a estratégia de financiamento considere este aspecto e estabeleça contato com doadores afins o quanto antes possível, para assegurar seu apoio antes que ocorra outra mudança.
- Garantir que sejam respeitados tópicos e pautas para não se desperdiçar esforços ao solicitar apoio das corporações e fundações privadas. Em geral, as fundações são muito estritas ao requisitar que todos os documentos estejam redigidos em inglês (ou no idioma do país de destino), que se apresente informação financeira completa e que sejam seguidos determinados passos para se apresentar uma proposta.
- Manter as instituições cooperantes informadas constantemente sobre as atividades da instituição e enviar sempre informações precisas, com ampla e detalhada informação. Quando apresenta um informe incompleto, a instituição acaba perdendo a possibilidade de ser novamente considerada para outra doação.
- Por último, ao enviar o informe final, é conveniente solicitar sempre outra doação, mesmo que o programa não tenha alcançado os resultados desejados.

3. Conversão da dívida externa

A conversão ou permuta de dívida é outro mecanismo interessante que manteve uma importância relativa. Foi utilizado para constituir fundos fiduciários, geralmente refletidos nos fundos ambientais nacionais, mas também, entre outras coisas, para financiar serviços florestais e pesquisas.

Um dos impedimentos mais importantes para o desenvolvimento econômico dos países latino-americanos foi o compromisso de atender o pagamento de sua dívida externa, a qual forçou nossos países a se converterem em exportadores líquidos de capitais.

Na década dos anos 1970, a reciclagem dos excedentes de dólares constituiu uma atrativa fonte de financiamento, quando as taxas de interesse eram relativamente baixas em termos reais (entre 2% e 6%) e em alguns casos, até negativas. De todas as formas, mantinham correlação com a PRIME e a LIBOR. Esta situação terminou abruptamente quando se deu início a crise da dívida externa dos anos 1980, motivada, entre outros fatores, pelo contínuo aumento dos preços internacionais do petróleo, a queda dos preços das matérias-primas de exportação, assim como o importante processo inflacionário do mundo industrializado. Tudo isso ocasionou o encarecimento monetário, ocasionando, em decorrência, uma importante elevação das taxas de interesse. Este processo se exacerbou quando o México, em agosto de 1982, anunciou o pagamento da dívida (Umaña e Pérez, 1996).

EXPERIÊNCIAS DE CONVERSÃO DA DÍVIDA EXTERNA PARA FINS AMBIENTAIS

A primeira experiência de conversão de dívida externa para fins ambientais foi a da Bolívia em 1987, a qual foi levada a cabo através da organização Conservation International (CI), em virtude da qual a CI adquiriu a dívida externa boliviana no valor de US\$ 650.000 por US\$ 100.000. Em troca, o Governo da Bolívia se comprometeu a entregar à reserva da biosfera de Beni a máxima proteção jurídica e a criar três novos espaços protegidos na região adjacente. Comprometeu-se também a destinar US\$ 250.000 em moeda nacional para atividades de ordenação na reserva de Beni. Desde então, mais de 30 países se beneficiaram desta ferramenta e mais de US\$ 1 bilhão foi investido em meio ambiente (FAO 1993), (Conservation International 1989).

Até o momento, nove países da América Latina e do Caribe (Bolívia, Costa Rica, Equador, República Dominicana, México, Jamaica, Guatemala, Brasil e Panamá), quatro na África (Madagascar, Zâmbia, Gana e Nigéria), um na Ásia (Filipinas) e um na Europa Oriental (Polônia) realizaram conversões de dívida. Em tais países, constatou-se, em média, 73% (67% na América Latina) da dívida para fins de conservação do meio ambiente, os quais representam aproximadamente US\$ 128 milhões (US\$ 91 milhões na América Latina) (CIUP, 2001).

Fonte: Centro de Pesquisa da Universidade do Pacífico – CIUP (2001).

Desde princípios dos anos 1980, surgiu um mercado secundário no qual se iniciou a cotização da dívida dos países em desenvolvimento abaixo do valor nominal. Foi precisamente o desconto da dívida que deu origem aos mecanismos de conversão da mesma, já que os prestadores viram uma forma de capturar ao menos parte de suas crenças e, ao mesmo tempo, impulsionar certas atividades econômicas de especial interesse para eles, como o manejo de divisas e a privatização de algumas entidades públicas (Fierro-Renoy, 1994).

CONVERSÕES DE DÍVIDA PARA FINS AMBIENTAIS NO EQUADOR

No Equador, as duas conversões de dívida realizadas em 1987 e 1989 pela Fundação Natura (ONG equatoriana), WWF e The Nature Conservancy permitiram financiar um programa cujo custo foi de US\$ 10 milhões. O compromisso estipulava que o Banco Central do Equador deveria reembolsar o montante da conversão à Fundação Natura num prazo de nove anos, colocando a cada ano uma porcentagem num fundo de provisão de capital que seria mantido permanentemente. Por sua vez, a Fundação Natura colaboraria com o Ministério da Agricultura e Pecuária do Equador (que era responsável pelos Parques Nacionais, atualmente subordinado ao Ministério do Meio Ambiente) e com muitas ONGs nacionais na execução de diversos programas de conservação. Este programa de conversão de dívida, de um montante de US\$ 10 milhões gerou, no Equador, mais de US\$ 10 milhões em moeda nacional para atividades de conservação.

Fonte: Gibson e Curtis (1990) e Fierro-Renoy (1994).

O mecanismo de conversão da dívida está baseado na convicção de que os problemas ambientais e sociais estão intimamente relacionados com a dívida dos países em vias de desenvolvimento e que a diminuição do peso da dívida é uma condição necessária para que estes países possam empreender políticas sociais e ambientais de importância.

O FUNCIONAMENTO DA CONVERSÃO DE DÍVIDA PARA FINS AMBIENTAIS

A conversão de dívida por natureza, e em geral a maioria das conversões de dívida, supõe comprar uma parte da dívida externa convertida em moeda nacional e utilizar o produto desta negociação para financiar atividades de conservação (dívida comercial) ou alcançar a anistia de sua parte através de governos credores para fins de investimento e proteção ambiental nos países devedores (dívida bilateral). A razão pela qual os bancos comerciais (ou os governos) estão dispostos a vender a dívida a um preço inferior ao valor total do empréstimo inicial, ou a perdoar parte da dívida bilateral, deve-se ao fato de que a realidade econômica de muitos países em desenvolvimento não lhes permite fazer frente a toda a dívida que acumularam; por isso é que os bancos comerciais preferem vender a dívida a um preço com desconto do que esperar um reembolso incerto no futuro, e os governos credores acreditarem ser viável a anistia de suas dívidas.

Em termos gerais, o processo para a conversão da dívida pode ser descrito da seguinte forma:

- a. O país interessado deve estabelecer diretrizes gerais para seu programa de Conversão da Dívida Externa para Fins Ambientais e convidar a participar dele as organizações ecologistas.
- b. A prática comum é que uma organização ecologista internacional, em colaboração com diversas organizações nacionais públicas e privadas, assine um acordo sobre um programa de conservação.
- c. As organizações ecologistas participantes devem comprovar que dispõem dos fundos suficientes para efetuar a re aquisição da dívida ou que os governos podem se tornar credores numa anistia parcial da dívida por parte de um governo credor.
- d. Os associados recorrem ao Banco Central e ao Ministério da Economia, além de contar com o apoio das autoridades que têm jurisdição sobre o setor ao qual serão destinados os fundos obtidos, a fim de se estabelecer uma autorização para a negociação.
- e. Ficam acordadas as condições da conversão, tais como o tipo de mudança ao se fazer a conversão da moeda estrangeira para a nacional, a taxa de resgate e o mecanismo de investimento nacional.
- f. Compra-se a dívida, ou se realiza a anistia fazendo acordo com o banco central do país endividado, o mesmo que cancela a dívida e aplica fundos em moeda nacional para o projeto, seja em dinheiro ou em novos bônus; desta forma, são financiados e executados os programas de conservação ao longo do período que abarca o programa acordado, com sua respectiva auditoria.

Fonte: Adaptado de Umaña e Pérez (1996) e Resor (1997).

A Conversão da Dívida Externa para Fins Ambientais³ é um mecanismo de financiamento para projetos ambientais que foi acolhido com muito entusiasmo nos meios conservacionistas quando surgiram as primeiras experiências aplicadas. Pode ser utilizado tanto para dívidas comerciais como dívidas bilaterais (entre um país e os governos amigos). A condição imposta estipula que o governo, em vez de pagar à ONG credora de parte da dívida, paga a outra entidade nacional (outra ONG ou entidade estatal relacionada ao meio ambiente), para financiar algum projeto específico de conservação.

Este tipo de operações de conversão permite incrementar o capital original de doação, e por meio do qual o plano de investimentos do projeto também se beneficia. Este fato faz com que os cooperantes internacionais prefiram destinar recursos financeiros aos países que promovam este tipo de programas, pois se obtém um maior efeito de suas doações. Geralmente, o recurso proveniente da operação de conversão fica aplicado em forma de fundo sob tutela em dinheiro em novos bônus (Burneo, 2001).

No Peru, por exemplo, na última década foram realizadas algumas conversões, como a que promoveu o governo da Alemanha no ano de 1994, que permutou 70% da dívida com o Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) da Alemanha por 27 milhões de marcos alemães. Os 30% desta quantia (US\$ 6,08 milhões) foram entregues ao PROFANANPE (Pró Fundo Nacional para Áreas Naturais Protegidas do Peru) para cobrir custos provenientes de nove áreas protegidas durante dez anos. No mesmo ano, foi efetuada uma conversão com a Agência Canadense para o Desenvolvimento Internacional por uma contraproposta de 24 milhões de dólares canadenses, dos quais o equivalente a US\$ 345.600 foi entregue ao PROFONANPE, para projetos no Parque Nacional do Rio Abieso. Esta permuta implicou na conversão de 67% do valor nominal da dívida. Por outro lado, no ano de 1995 foi realizada uma permuta com a Finlândia, na qual foram perdoados 75% da dívida peruana com o governo da Finlândia, gerando um contra-valor de US\$ 24,6 milhões, dos quais 25% (US\$ 6,15 milhões) foram entregues ao PROFONANPE para o manejo integral do Santuário Histórico Macchu Picchu.

³Em 1984, o Fundo Mundial para a Natureza (WWF-World Wild Fund) pôs em marcha o sistema de conversão da dívida por atividades de proteção da natureza como um mecanismo para fomentar as iniciativas conservacionistas nos países em desenvolvimento. A idéia surgiu da observação de que uma grande parte da diversidade biológica do mundo se encontra nos mesmos países que sofrem uma maior pressão financeira derivada do peso da dívida externa.

A última foi levada a cabo no ano de 1998, com o perdão de 40% de uma parte da dívida com a Alemanha, obtendo-se um “contravalor” de 50 milhões de marcos (DM). Com estes fundos, concretizaram-se as permutas com o PROFONANPE por um valor equivalente a US\$ 4,8 milhões, destinados aos programas de “Conservação do Bosque de preservação Alto Mayo” e “Apoio à Estratégia Nacional para a Conservação de Áreas Protegidas” (Paniagua, 2000).

De forma parecida, no outono de 2001, The Nature Conservancy (TNC), o governo dos Estados Unidos e o governo de Belize estiveram de acordo em entrar numa nova negociação de conversão de dívida para fins ambientais. O objetivo desta conversão de dívida é preservar aproximadamente 213.000 acres de bosque tropical úmido. O projeto promove uma redução de dívida com um valor nominal de US\$ 9,7 milhões a favor de Belize, em troca de pagamentos diretos para organizações conservacionistas locais. A TNC, ao investir aproximadamente US\$ 1 milhão, se converteu na primeira ONG a atuar como apoio numa conversão de dívida para fins ambientais do tipo bilateral (Ens-news, 2001).

Os mecanismos de conversão da dívida para fins ambientais marcaram o começo de um novo modo de pensar sobre a conservação do meio ambiente, e ofereceram a oportunidade de envolver instituições que até então não haviam participado nas iniciativas de conservação. Os promotores deste sistema souberam encontrar novas oportunidades e adaptá-lo às condições concretas de cada país. Agora estão sendo utilizados novos mecanismos que implicam numa criatividade similar e fórmulas de cooperação apropriadas para conseguir aumentar o investimento privado conjugando a obtenção de benefícios econômicos e o alcance de objetivos de conservação ao longo prazo (Cases, 1999).

Diante do êxito do mecanismo de conversão da dívida (tanto da dívida comercial como da dívida bilateral), Resor (1999) menciona a consideração da possibilidade de ampliá-lo junto aos bancos de desenvolvimento multilaterais. Este mecanismo poderia ser particularmente efetivo na maior parte dos países que mantêm um elevado nível de endividamento, para os quais as correntes relacionadas com o capital e o serviço da dívida supõem um montante importante no conjunto de sua dívida externa. No entanto, deveria ser analisada de forma mais concreta a verdadeira disponibilidade por parte dos organismos multilaterais para realizar este tipo de negociações.

4. Fundos fiduciários para o desenvolvimento e fundos privados de capital de risco

4.1. Fundos fiduciários

Nos países da América Latina, os fundos fiduciários representam uma fonte interessante de financiamento para atividades relacionadas com o meio ambiente. Geralmente nascem com a base nas doações nacionais ou internacionais. Por exemplo, o Equador estabeleceu o Fundo Ambiental Nacional (FAN). Em Honduras, durante os últimos anos, aproximadamente 75% da verba dedicada às áreas protegidas provêm do Fundo Hondurenho para a Proteção do Meio Ambiente. A Bolívia estabeleceu um Fundo Fiduciário para o Sistema Nacional de Áreas Protegidas em 1993, com um capital inicial de US\$ 1 milhão da Agência Suíça para o Desenvolvimento e a Cooperação. Em Belize, e também na Jamaica, instalaram fundos fiduciários para sustentar seus sistemas de unidades de conservação, entre muitos outros fundos na região (Burneo, 2001).

A maioria dos fundos fiduciários⁴ foi constituída por meio de uma doação internacional ou por uma conversão de dívida, e os recursos investidos vêm dos interesses que gera a doação inicial. A vantagem deste tipo de financiamento é sua aplicação participativa e o fato de que, uma vez criado, pode se tornar atrativo para a incorporação de outras doações ao capital inicial, permitindo a sustentabilidade dos projetos. Dada a versatilidade de seus modos de constituição, pode ser ajustado às necessidades e limitações legais de cada país (Sorensen et al., 1998).

Considerando a sua aplicação, as conversões de dívida e os fundos para a conservação não deixaram de apresentar limitações, posto que dependem em boa medida do fornecimento de créditos dos doadores e de outros que não são controláveis pelo modelo. Por exemplo, países como Filipinas e México puseram em prática programas de ajuste estrutural que incluíam a reestruturação da dívida externa. Logo, o ônus associado às conversões da dívida diminuiu notavelmente ao melhorar a situação da dívida.

Também apresentaram dificuldades nas conversões da dívida entre Estados (que no começo do decênio dos anos 1990 conheceram um auge importante), devido à dependência de contribuições salariais de assistência externa dos países desenvolvidos, atualmente em fase de contração (Resor, 1999). Em seguida são apresentados os exemplos da Colômbia com o Ecofundo e o de Belize com o Protected Areas Conservation Trust.

O CASO COLÔMBIA-ECOFUNDO E O CASO BELIZE-PROTECTED AREAS CONSERVATION TRUST		
Títulos	Colômbia-Ecofundo	Belize-Protected Áreas Conservation Trust
Quantia do fundo.	US\$ 18.000.000	US\$ 500.000 anuais
Fontes principais de financiamento.	Conversões de dívida efetuadas pela USAID e o Organismo Canadense de Desenvolvimento Internacional (CIDA). Doações de ONGs nacionais e internacionais e do governo da Colômbia para sua constituição.	Taxa de US\$ 3,75 para cada turista estrangeiro e outras "taxas de usuário".
Fontes principais de assistência técnica para a elaboração do fundo.	Governo da Colômbia, ONGs locais, TNC, WWF.	WWF, USAID, Universidade estatal do Colorado.
Representantes no conselho de administração do fundo.	Sete membros com direito a voto: cinco de ONGs colombianas e dois do governo da Colômbia. A USAID e a CIDA têm contas separadas sobre as quais possuem uma certa autoridade.	Sete membros com direito a voto: três do governo de Belize; três de ONGs, do setor turístico e dos conselhos rurais; um geral e dois de membros sem direito de voto.
Mecanismo institucional para fomentar a participação das comunidades de base na direção do fundo.	A Assembléia Geral, integrada por 297 ONGs e 27 organizações governamentais, se reúne uma vez por ano para aprovar a verba anual e decidir a política geral. Existem também 12 comitês regionais.	Representação de ONGs e do Conselho Rural.
Estrutura jurídica.	Empresa privada sem vontade de lucro, estabelecida pelo amparo da legislação colombiana.	Fundo estabelecido por uma lei aprovada pelo Parlamento.
Política de investimentos.	O capital do fundo é investido no país por firmas de investimentos colombianas.	O capital do fundo será investido em depósitos bancários em moeda nacional, e qualquer moeda estrangeira pode ser investida na esfera internacional.
Principais beneficiários da doação.	ONGs ecologistas ou dedicadas ao desenvolvimento.	Organizações ecologistas dedicadas ao desenvolvimento, comunidades locais e organismos oficiais.

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

⁴Um fundo fiduciário é um depósito de ativos ou uma quantidade de dinheiro para o financiamento de um objetivo específico, constituindo-se num patrimônio independente. É administrado por uma instituição ou conselho, que é seu correspondente legal, para benefício de um segundo grupo. A partir daí, são várias as opções possíveis de serem desenvolvidas. O conselho de administração do fundo pode decidir tanto sobre os projetos que serão executados como sobre as opções de investimento do mercado financeiro em que o capital será cotado. Quase sempre é importante a contratação de um profissional ou empresa especializada na gestão financeira de fundos.

4.2. Fundos privados

Existe um grande potencial para incentivar o investimento do setor privado na biodiversidade. Este mecanismo não somente permitiria gerar fundos, como também incrementar a participação pública na conservação da biodiversidade e, portanto, transferir alguns dos custos onerados para setores do setor governamental. Isto permite de fato potencializar a diversificação e oferta de produtos não madeireiros de um bosque, desenvolver novos mercados e potencializar o processamento in situ de alguns produtos com opção de comercialização local e internacionalmente.

Os fluxos privados de capital, diferente dos de cooperação internacional, vieram aumentando de forma significativa e contínua na última década em escala mundial, e não existe aparentemente nenhuma razão para que estes não possam ser atraídos para atividades florestais do tipo sustentável.

Ainda que seja bastante complicado medir a quantidade destes fundos, um indicador que nos permite visualizar em alguma medida a magnitude destes fluxos de capitais é o valor das transações de divisas feitas em escala mundial. Segundo cifras atribuídas pelo Banco de Pagamentos Internacionais da Basileia⁵, a média diária dessas transações era de US\$ 188 bilhões de dólares no ano de 1986. No ano de 1998, doze anos depois, esta cifra havia crescido 800%, chegando a US\$ 1,5 trilhão de dólares diários. Ainda quando a consolidação das várias moedas européias em torno do euro afetou estas transações, a cifra no ano 2000 foi de US\$ 1,1 bilhões de dólares diários, quase seis vezes maior que aquela observada até meados da década dos anos 1980 (Villar Gómez, 2001).

Ano	Bilhões de dólares diários
1986	188
1989	590
1995	1.190
1998	1.500
2000 e	1.100

Uma maneira de formalizar a idéia de que os poupadores internacionais têm agora maiores facilidades para redirecionar seus portfólios de investimento para os países e moedas nos quais obtenham maior rentabilidade é através da condição de paridade descoberta das taxas de interesse (Elton e Gruber, 1987).

⁵O Banco de Pagamentos Internacionais (BPI) é uma organização internacional que fomenta a cooperação monetária e financeira em escala internacional e desempenha a função de banco para os bancos centrais.

Uma versão simplificada desta condição de paridade descoberta das taxas de interesse pode ser representada da seguinte forma:

$$\dot{i}_d = \dot{i}_i + \varphi_d + \varepsilon_d^e \pm \phi_d$$

Onde:

\dot{i}_d = Taxa de interesse nacional

\dot{i}_i = Taxa de interesse internacional

φ_d = Margem por risco-país (Spread)

ε_d^e = Taxa de desvalorização doméstica esperada

ϕ_d = Margem de autonomia para a Política Monetária

Esta condição expressa que o nível das taxas de interesse domésticas deve aproximar o nível das taxas de interesse internacionais, ajustadas pelo risco-país e pelo efeito da desvalorização da moeda local frente às moedas estrangeiras. Os fluxos de capital se encarregam de garantir que as taxas de interesse domésticas se encontrem dentro da margem dada pela equação. Se elas se encontram acima, estimulam entradas de capitais que ajudam a baixar as taxas de interesse até seus níveis de equilíbrio. Simetricamente, se estão abaixo, induzem saídas de capitais que tendem a elevar tais taxas.

Para que o setor privado se comprometa neste esforço, a biodiversidade deve ser transformada numa oportunidade de investimento atrativa e acessível. Devem ser criadas oportunidades em termos de propriedade e controle de recursos biológicos, e áreas de biodiversidade para atrair o interesse do setor privado a fim de apoiar empresas sustentáveis baseadas na biodiversidade, tais como a extração e o processamento de recursos biológicos, o manejo sustentável de bosques ou o turismo voltado para a natureza (Emerton, 1998).

Além disso, os esforços poderiam ser encaminhados para obtenção de contribuições benéficas e doações das empresas e corporações. Tais contribuições podem se tornar mais atrativas para o setor privado promovendo incentivos fiscais como o desoneração de impostos. Os instrumentos econômicos também podem ser usados como meios para serem obtidas rendas públicas do setor privado e atribuídas a vários tipos de fundos de biodiversidade.

Na conferência internacional “Construindo a Economia Sustentável: êxitos e diretrizes para o futuro”, realizada em maio de 1998 em Havana, Cuba, a discussão do tema “Ética e Cultura do Desenvolvimento” permitiu chegar a conclusões muito pertinentes sobre a relação entre o desenvolvimento sustentável e o papel das empresas e dos mercados. Foi mencionado, por exemplo, que ao analisar o índice social Domini⁶, ficava demonstrado que as empresas que já haviam redefinido a rentabilidade e perseguem os três tipos de resultados finais (rentabilidade financeira, social e ambiental) podem superar em termos financeiros e realizar melhores investimentos que aquelas que alcançaram êxito somente em um ou dois dos resultados finais.

⁶O Índice Domini foi criado paralelamente ao Índice S&P 500, o índice da Bolsa de Valores de maior utilização, por meio da aplicação de um conjunto de critérios sociais, ambientais e econômicos nas 500 empresas cujas ações aparecem no S&P 500. Aproximadamente a metade das companhias do S&P 500 cumpre com os critérios sociais e ambientais Domini. A estas 250 companhias foram agregadas 150 companhias mais, cujas características de capitalização e setor industrial se aproximavam das S&P 500 e cujo comportamento social e ambiental foi positivo. O rendimento financeiro das Domini 400, desde seu início, em 1990, superou o das S&P 500. Para o dia 31 de março de 1998, o rendimento total do Índice Domini, desde o início, foi 360,83%, enquanto o rendimento total para as S&P 500 foi de 312,11%.

É factível identificar alguns fundos privados nacionais e internacionais destinados ao desenvolvimento de projetos que mantêm relação com a proteção e o manejo eficiente do ambiente, e que foram criados com o objetivo de facilitar o financiamento de iniciativas sustentáveis inovadoras. Estes recursos são conhecidos como Fundos de Capital de Risco (Venture Capital Funds) e têm como objetivo potencializar idéias e empresas de futuro promissor, especialmente as privadas ou mistas. A vantagem destes fundos reside, por um lado, em fornecer empréstimos especiais com a possibilidade de participar no capital de risco dos projetos e, por outro, dependendo dos projetos, de fazerem considerações especiais em termos de garantias (Burneo e Albán, 2001).

Alguns exemplos destes fundos:

- EcoEnterprises Fund, criado recentemente com um incentivo do The Nature Conservancy (TNC), o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e a Corporação Andina de Fomento (CAF), com um capital de US\$ 10 milhões para projetos a serem financiados na América Latina.
- Environmental R&D Capital Corporation, o ER&D, é um “venture capital” estabelecido no ano de 1994, com o objetivo de investir em novas oportunidades relacionadas com a indústria ambiental. Seus investimentos oscilam entre US\$ 500.000 e US\$ 3.000.000, embora possam ser considerados investimentos especiais de montantes de outra categoria.
- Environmental Priority Business Advisory Services Inc. (EPBAS Inc.), que foi fundado em 1997 como uma empresa de consultoria internacional, maneja “venture capital” para projetos ambientais em diferentes países, incluindo a América Latina e o Caribe. Especializa-se em manejar capitais de risco para médias e grandes empresas que utilizam sistemas de produção compatível com o meio ambiente, tanto na zona urbana como na rural.
- Environmental Enterprises Assistance Fund (EEAF) é uma organização sem fins lucrativos que opera como fundo de capital de risco (“venture capital fund”). Provê capital de risco ao longo prazo para negócios ambientais em países em desenvolvimento. No México, investiu em ações numa “joint venture” mexicana-francesa que trabalha na região de amortecimento da reserva da biosfera na costa oeste da Baixa Califórnia, para vender ostras ao México, Canadá, Estados Unidos e Ásia. Na Costa Rica, dispôs um crédito para aquisição de terras adicionais para uma companhia madeireira que utiliza métodos sustentáveis e que fabrica portas com certificado verde. A EEAF investe em negócios relacionados com a agricultura, florestamento, aquíicultura, turismo, energia renovável, eliminação de contaminação e reciclagem. Financia entre US\$ 200.000 até US\$ 1 milhão, que podem ser em crédito ou ações.
- BHP Capital é outro “capital venture” dedicado à promoção de investimentos empresariais e ambientais, especialmente para apresentação de planos de negócios e financiamento para projetos em etapas críticas do crescimento.

Atualmente é possível encontrar uma grande variedade destes fundos na Internet.

2.5. Financiamento estatal

A atual situação econômica da maioria dos países latino-americanos está longe de gerar processos sérios que permitam promover nacional e internacionalmente bens e serviços ambientais de forma eficiente e crível. É muito difícil derivar suficientes recursos salariais para financiar as atividades mais elementares relacionadas com a proteção e o manejo sustentável do meio ambiente, limitando a credibilidade internacional referente à informação e ao desenvolvimento de projetos na região (Burneo, 2001).

As fontes de financiamento disponíveis atualmente são limitadas. Os salários do governo e fundos de doadores são baixos e estão submetidos a fortes pressões de outros setores da economia considerados prioritários, tais como defesa, saúde e educação, o que se traduz numa participação altamente preferencial no financiamento público, diferentemente do que ocorre com a conservação da biodiversidade. As fontes de fundos de investimento privado e comercial também são limitadas, e estão competindo com atividades que podem demonstrar facilmente serem oportunidades de investimento mais rentáveis e seguras que a biodiversidade. Há uma clara necessidade de identificação de mecanismos de financiamento adicionais e inovadores para a conservação da biodiversidade, que podem suplementar e melhorar as fontes de fundos existentes (Emerton, 1998). Com base nestas limitações de tipo financeiro, os governos deveriam prestar maior atenção aos mecanismos de financiamento mencionados e desenvolver as capacidades necessárias para a negociação e introdução dos diferentes produtos e serviços ambientais que nossos países podem oferecer no mercado interno e externo.

No entanto, existem alternativas parciais que podem ser mobilizadas dentro dos limites dos salários disponíveis. Assim, países como o Brasil, mobilizaram recursos internos mediante o redirecionamento dos gastos existentes, assim como acontece com a transferência parcial de uma porcentagem de taxas de circulação de bens e serviços à criação de um “imposto ecológico” (ver Capítulo II).

6. Negociação de serviços ambientais como mecanismos de obtenção de recursos

Nos últimos anos, a escassez de recursos naturais e a crescente demanda de serviços ambientais aumentaram o interesse da sociedade, nacional e internacionalmente, por identificar e valorar as funções e serviços dos ecossistemas, com a finalidade de fortalecer as decisões da política econômica e ambiental dos países. Ainda que a maioria destas fontes de financiamento seja ainda potencial, algumas delas já foram utilizadas e é pertinente não retardar mais sua análise, de modo que estejam preparadas para quando seja deliberada sua negociação.

A valoração econômica ambiental auxilia um melhor entendimento dos processos físicos, biológicos e econômicos. No entanto, quando se procura proporcionar um valor econômico às funções e serviços ambientais que prestam os ecossistemas, surgem imediatamente os inconvenientes, dado que estas funções e serviços ambientais não passam por um mercado convencional. Portanto, não existe informação de preços, tampouco existem muitos compradores e vendedores de um determinado bem (Falconi, 2001).

Com este objetivo, desenvolveu-se toda uma teoria de valoração econômica que, se ainda não é perfeita e não pode capturar todos os valores da biodiversidade, o que, de todas as formas, não é seu objetivo principal, nos permite ter uma idéia aproximada do valor econômico da biodiversidade, e de compará-la com outras atividades econômicas, implicando-a em tomadas de decisão (ver Capítulo I).

Existem algumas fontes potenciais relacionadas com a biodiversidade para obtenção de recursos adicionais que permitam sua conservação e uso sustentável; entre elas, podem ser mencionadas as seguintes:

6.1. Mecanismos de desenvolvimento limpo

A atividade humana originou a emissão de mais de 300.000 milhões de toneladas de carbono durante o século passado. Se a atividade econômica se mantém como agora, estima-se que será emitido um trilhão adicional nos próximos cinquenta anos. Esta tendência permite prever grandes perdas econômicas causadas pela mudança climática caso não sejam tomadas medidas urgentes (Totten, 1999).

De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática (IPCC), uma duplicação dos gases de efeito estufa acrescentaria à temperatura terrestre entre 1 a 3,5°C. Embora pareça muito, seria o equivalente a voltar à última glaciação, mas na direção inversa. Por outro lado, o aumento da temperatura seria o mais rápido nos últimos cem mil anos, tornando muito difícil a adaptação dos ecossistemas do mundo.

Lamentavelmente, os passos que foram dados para aumentar a produção de alimentos e outros bens básicos provenientes dos ecossistemas tiveram um impacto líquido negativo na sua capacidade de armazenamento de carbono. Tal fenômeno se dá fundamentalmente como consequência da conversão de bosques em terras agrícolas, dado que, em conjunto, estas mantêm menos vegetação e, portanto, armazenam menos carbono (WRI, 2000).

De fato, mudanças no uso do solo, como a conversão agrícola, constituem uma fonte importante de emissões de carbono, fornecendo mais de 20% de seu volume total anual no mundo. Não obstante, os ecossistemas armazenam quantidades significativas de carbono. Do total acumulado nos ecossistemas terrestres, os bosques fixam entre 38 e 39% (WRI, 2000).

MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO (MDL)

Na Conferência de Marraquech realizada em novembro de 2001 (COP7), houve o intento de preencher as lacunas pendentes depois do acordo firmado em Bonn, em julho de 2001. Os artigos 3.3 e 3.4 do Protocolo de Quioto regulamentam o papel da rede de sumidouros, o florestamento, reflorestamento, desflorestamento e as mudanças do uso da terra. Estas atividades são tanto fontes de emissão como de captura dos gases de efeito estufa, e têm um importante e complexo papel no clima e na equidade social.

Os sumidouros absorveriam de 30 a 200 milhões de toneladas de carbono, o que reduziria o esforço da OCDE de 500 a 330 milhões. O conceito de sumidouros se presta a todo tipo de interpretações, e algumas poderiam afetar negativamente a diversidade biológica. Deve-se proibir, portanto, a substituição dos bosques naturais, velhos e/ou autóctones pelas plantações que tenham como finalidade atuar como sumidouros de carbono atmosférico, no âmbito dos projetos de Implementação Conjunta, o MDL, ou cumprimento das obrigações dos países do Anexo B.

O chamado “mecanismo de desenvolvimento limpo” (CDM) permitirá aos países industrializados diminuir seus esforços domésticos de redução de emissões graças às atividades realizadas nos países em desenvolvimento. O artigo 12 do Protocolo de Quioto define as características do mecanismo de desenvolvimento limpo, cujo propósito declarado é “ajudar as Partes não incluídas no Anexo I a dar cumprimento de seus compromissos quantificados de limitação e redução das emissões”.

O MDL originou-se a partir de uma proposta do Brasil na COP3, que em teoria podia beneficiar tanto os países industrializados do Anexo I, que poderiam cumprir seus compromissos com um custo menor, como os países em desenvolvimento. O mercado potencial de emissões no âmbito do “mecanismo de desenvolvimento limpo” é enorme, e calcula-se inclusive em cem milhões de toneladas anuais de carbono. Sem os sumidouros, se fala em torno de 200 milhões de toneladas anuais de carbono, o que, junto com outros mecanismos, reduziria o esforço doméstico dos países da OCDE a pouco mais de 100 milhões de toneladas anuais de carbono para o ano de 2010. Mas se é permitido incluir os projetos florestais no MDL, os critérios disponíveis poderiam chegar a aproximadamente 700 milhões de toneladas anuais de carbono, o que tornaria desnecessário qualquer esforço doméstico de redução das emissões de gases de efeito estufa nos países industrializados.

O MDL permite aos países industrializados do Anexo B diminuir seus compromissos de redução de emissões, mas não obriga em nada aos países em desenvolvimento ou não pertencentes ao Anexo B, de forma que seu impacto nas emissões totais é bastante discutível, pelo fato de não representar nenhum “avanço” no que teria ocorrido sem o MDL.

Antes de começar a funcionar, as Partes deverão estabelecer critérios claros e um organismo forte que regule todo o processo, e se deve exigir a ratificação do Protocolo de Quioto como um pré-requisito básico para que um país possa participar do MDL, seja comprando ou vendendo Certificados de Redução de Emissões (CERs).

Fontes: <http://www.ecoport.net>; <http://www.canada.com/edmonton/edmontonjournal>;
[http:// globalarchive.ft.com/globalarchive/article.html](http://globalarchive.ft.com/globalarchive/article.html)

A maneira pela qual estes ecossistemas são manejados, seja promovendo o florestamento e o reflorestamento, ou incrementando a taxa de conversão dos bosques, terá, sem dúvida, um efeito significativo no aumento ou diminuição das quantidades de dióxido de carbono atmosférico no futuro.

Para estabelecer a valoração do serviço de captura de carbono, são utilizados vários preços de referência. Por exemplo, o governo da Costa Rica, numa negociação com o governo da Noruega, acordou um preço de US\$ 10 por tonelada de carbono para as opções de carbono armazenado ou retido e pela captura de carbono para todas suas negociações de “implementação conjunta” (Ortiz et al, 1998).

Por outro lado, Baldoceca (2001) acredita que o custo de carbono na Região de Neshuya-Curimana (Pucallpa), no Peru, oscilaria entre US\$ 8,3 e US\$ 13,6 por tonelada. Haugen (1995), assumindo supostos bastante realistas dos calendários para a aplicação de projetos florestais em diferentes países, assinalava que, entre os 20 países tropicais mais significativos, o Equador poderia capturar, com base nas novas plantações e em projetos de redução do desflorestamento, entre 320 e 640 milhões de toneladas em 50 anos. Isto quer dizer que poderiam ser gerados entre US\$ 106 milhões e US\$ 213 milhões anuais, utilizando-se um preço médio de mercado de US\$ 20 por tonelada.

Abstraindo o valor exato que pelo método de captura de carbono se possa obter, são muito evidentes os potenciais benefícios econômicos, assim como os “custos evitados” que estariam associados com este serviço ambiental, transformando-se numa forma econômica e eficiente de evitar futuros impostos verdes, algo que seguramente se generalizará em escala mundial nos próximos anos. Como um simples exemplo da importância relativa do tema, basta ver a cifra apresentada no informe do GEF (Fundo para o Meio Ambiente Mundial) do período Julho de 1999 a Junho de 2000, sobre o investimento total para projetos relacionados com a mudança climática. Esta cifra superou os US\$ 1,424 milhões, incluindo US\$ 199 milhões em financiamento para pesquisa e US\$ 1,225 milhões para alavancar financiamento conjunto de projetos.

CERTIFICAÇÃO

Na ausência de um padrão internacional definido e aceito pelo âmbito da Convenção Marco sobre Mudança Climática das Nações Unidas (UNFCCC), a inspetora Soci t  G n rale de Surveillance (SGS) – a maior organiza o de verifica o e inspe o do mundo – desenvolveu uma metodologia de certifica o e um grupo de crit rios escolhidos para os gases de efeito estufa (GEE). Estes crit rios atuam como um modelo para projetos GEE que buscam a certifica o, baseando-se na documenta o das organiza es internacionais sobre fixa o de carbono.

Em fevereiro de 1999, a funda o FACE (Forest Absorbing Carbon Dioxide Emission) encarregou a SGS da certifica o simult nea de seus projetos. O Programa baseado nos florestamentos da Funda o FACE (denominado PROFAFOR) no Equador   um dos projetos que entrou neste processo de certifica o. Neste sentido, a SGS optou por certificar o manejo florestal e o carv o fixado nas planta es em n vel de grupo, no qual a PROFAFOR-FACE atua como administradora.

A inspetora analisou as atividades de reflorestamento que s o executadas nos projetos da regi o andina. Como resultado deste esfor o, os projetos da PROFANOR-FACE foram reconhecidos com dois certificados:

1. Elabora o do projeto
2. A programa o de uma “Proje o de Unidades de Redu o de Emiss es”

As atividades projetadas t m a expectativa de capturar 2,49 milh es de toneladas de carbono nos 23.102 hectares de planta es. No entanto, a “Proje o de Unidades de Redu o de Emiss es” estimou de uma forma conservadora um total de 1,8 milh o de toneladas de carbono livre de riscos (Cr ditos por 1,8 milh o de toneladas de GEE).

Fonte: PROFAFOR (2001).

6.2. Oferta e qualidade da  gua

O recurso  gua constitui um fator muito importante, j  que   o motor que permite quase todas as rela es do meio com as diferentes atividades humanas. De fato, este   talvez o recurso ao qual se est  prestando maior aten o atualmente.

A água pode se encontrar afetada tanto na sua qualidade como quantidade, e sua deterioração pode trazer implicações muito graves, refletidas em problemas de erosão, sedimentação (especialmente para as represas hidrelétricas), variações nas chuvas torrenciais, inundações e secas, que contribuem para a mudança do clima local (Barrantes e Castro, 1999b).

O serviço de proteção da água tem grande utilidade, dado que a dinâmica de nossas economias depende em boa medida da produção de energia hidrelétrica que, por sua vez, se mantém em função da taxa de sedimentação que as empresas cobram. Por outro lado, sendo a água um recurso vital, sua qualidade e disponibilidade se tornam indispensáveis para o bem-estar da sociedade. Do ponto de vista industrial, este serviço representa um insumo da produção do qual depende o êxito de várias indústrias, como a indústria de bebidas, a agroindústria do café, a da cana de açúcar, entre outras (Barrantes, 2001). Em alguns dos países da região, foram iniciados mecanismos de pagamento pelo serviço ambiental de proteção e oferta de água. Este é o caso da experiência do FONAG e da ETAPA no Equador, ou da experiência costarriquense de pagamento pelo recurso água, em Heredia.

O programa FONAG da Empresa Municipal de Água Potável de Quito (EMMAP-Q) criou uma comissão de fidelidade encaminhada à proteção das bacias e fontes de água. Desde o ano de 2000, existe um incentivo de 1% das verbas da água potável (não inclui saneamento), que implicará num acréscimo de aproximadamente US\$ 10.000 mensais ao fundo. Também foi planejado um regulamento municipal, para uma tarifa no consumo de água potável e de uso industrial.

Fonte: Direção de Ambiente da EMMAP-Q, do programa FONAG (Burneo, 2000).

A Direção de Gestão Ambiental da Empresa de Telefonia, Água Potável e Saneamento (ETAPA) da cidade de Cuenca, mantém desde alguns anos uma taxa implícita para proteção de fontes de água. Esta taxa (6,58% das verbas brutas de água e saneamento) cobriu, no ano de 2000, 80% dos custos de proteção de áreas protegidas fornecedoras de água (aproximadamente quatro bilhões de sucres, ou US\$ 1.600.000) (Burneo, 2000).

Na Costa Rica, com base numa valoração econômica do valor ambiental relacionado com a capacidade dos bosques para fixar água (valor de captação), com a manutenção e a proteção de bacias (valor de proteção), e com o valor da água como insumo de produção (valor da água), estimou-se em três diferentes estudos (de nível nacional, da bacia Arenal e em Heredia – Empresa de Serviços Públicos de Heredia S.A.) o pagamento por este serviço ambiental e foi aprovado um fator hídrico de 1,9 colons por metro cúbico (Barrantes, 2000).

Como exemplo de alguns valores calculados para o recurso água, Kumari (1995) sustenta que os efeitos na produção ocasionados pelo serviço de regulação de água gerado por parte dos bosques tropicais na Malásia podem ser valorados em US\$ 25 por hectare/ano.

Por sua vez, Kishor e Constantino (1994) apresentam valores para a Costa Rica (administração de água para consumo urbano, produtividade hidrelétrica, proteção de terras agrícolas e controle de inundações) que oscilam entre US\$ 16,50 e US\$ 35,60 por hectare/ano.

Da mesma forma, Barzev (2001), no “estudo de valoração econômica da oferta e demanda hídrica do bosque em que nasce a fonte do Rio Chiquito”, na Nicarágua, constatou, através de uma pesquisa, que 66% das famílias pagariam uma média de US\$ 0,26 ao mês em dinheiro e que 69% pagariam 1,2 dia de trabalho equivalente a US\$ 3 ao mês em trabalho comunitário para contribuir com o projeto de conservação dos bosques e sua oferta hídrica. De igual forma, Hardner (1999), pelo fato de as pessoas não estarem acostumadas com o uso da moeda (algumas populações do Rio Santiago, no Equador), realizou um estudo sobre o número de dias de trabalho por semana que o entrevistado estaria disposto a realizar para a construção de uma estação purificadora de água. A disponibilidade a pagar por água potável (em dias por semana) foi de 1,4 dia-homem. Este cálculo se baseou em 312 dias laborais por ano em atividades relacionadas com a agricultura, cujo custo diário equivalente foi de US\$ 3,86.

Estes valores permitem que se tenha uma idéia da importância econômica implícita neste serviço ambiental e o alto custo de oportunidade que representa sua utilização não sustentável para o desenvolvimento dos países da região.

Apesar de não existir, até o momento, quase nenhuma retribuição econômica que recompense aqueles atores sociais que mantêm e protegem a cobertura florestal em áreas frágeis, isto sem dúvida mudará a curto e médio prazo; sendo assim, é importante promover esforços nesta direção.

6.3. Produção e proteção de biodiversidade

Os recursos relacionados com a biodiversidade e sua conservação têm implicações importantes em escala local, nacional e global, já que permitem o desenvolvimento de atividades específicas, produtivas, farmacêuticas e recreativas. Estes recursos podem se transformar em parte em propriedade privada e em parte em verbas adicionais para o Estado.

Atribuir um preço à perda da biodiversidade é bastante complexo e pouco realista. De fato o objetivo da valoração econômica da biodiversidade não é calcular o valor intrínseco da biodiversidade ou de sua perda, mas aproximar os valores que podem ser expressos economicamente para poder compará-la com outras atividades humanas. Numa avaliação levada a cabo por Simpson, Sedjo e Reid (1996), aplicada a 18 locais biodiversificados e utilizando um modelo combinado com uma medida da diversidade em espécies, se atribuiu o maior valor para o bosque ocidental do Equador, com um valor de US\$ 20,54 por hectare. Também são apresentados valores de US\$ 4,42 para os bosques da costa atlântica do Brasil, de US\$ 0,72 para os bosques da zona central do Chile e de US\$ 2,59 para os bosques das regiões altas da Amazônia ocidental.

Existem plantas com características medicinais que são coletadas em seu habitat natural. Aproximadamente a metade das prescrições médicas atualmente em uso tem como origem uma planta natural, e entre 35.000 e 70.000 do total de plantas existentes são usados diretamente como medicamentos. As drogas e medicamentos provenientes de plantas têm nos Estados Unidos um mercado atual avaliado em US\$ 36 mil milhões. No mercado asiático, a cifra é de US\$ 70 bilhões anuais. Mediante uma projeção, estima-se que o valor no mercado mundial é de mais de US\$ 200 bilhões (Pimentel, 1997).

A prospecção de biodiversidade e seu uso comercial ganharam especial atenção nas últimas décadas. A experiência mais conhecida é a desenvolvida pelo Instituto Nacional para a Biodiversidade da Costa Rica (INBIO) com a empresa farmacêutica Merck Ltd.. Em 1991, firmaram um acordo pelo qual o INBIO forneceria a Merck Ltd. extratos químicos procedentes de plantas, insetos e microorganismos dos bosques costa-riquenses para seus programas de pesquisa sobre medicamentos. Como retorno, a Merck Ltd. disponibilizou um salário de US\$ 1.135.000 e se comprometeu a pagar “royalties” dos produtos resultantes. O INBIO também se responsabilizou em contribuir com 10% do salário e 50% dos royalties que recebesse para a conservação dos parques nacionais. A experiência INBIO-Merck foi analisada por especialistas de diversas áreas e já foram desenvolvidas outras iniciativas na tentativa de incorporar as sugestões oferecidas. Shaman Pharmaceuticals e Andes Pharmaceuticals são outras companhias com empreendimentos em andamento que ilustram outras opções sobre bioprospecção. A nova questão destas experiências é o trabalho com as comunidades indígenas e seu compromisso para que os benefícios da bioprospecção recaiam sobre elas (Cases, 1999). McNeely et al. (1995), por sua vez, identificaram até 48 companhias e instituições que estão desenvolvendo atividades de bioprospecção – muito embora existam diferentes problemas pendentes (ver Capítulo II), sobre os quais não existem evidências conclusivas sobre o impacto final positivo deste tipo de experiência.

Um dos problemas da valoração econômica da biodiversidade é a falta de informação, mais ainda quanto aos valores fáceis de se obter, da forma como são relacionados com a comercialização (ECOLA/USFQ Biosfera Ltda., 1999). Num estudo realizado por Borgtoft et al. (1994) sobre o manejo e uso das fibras da palmeira *Mocora* (*Astrocaryum standleyyanum*), foi estimado um valor entre US\$ 82/ha e US\$ 165/ha em quatro quadrantes de agrofloresta na província de Manabí, no Equador. Seguindo com o padrão de valoração dos bens e serviços ambientais (ver Capítulo I), o valor obtido representaria o valor de uso direto, que é estabelecido pelo mercado. O tema dos produtos não madeireiros provenientes da biodiversidade do bosque, talvez um dos temas mais estudados na área, foi considerado no Capítulo I. Pearce (1996), ao analisar vários estudos, especialmente os de Lampietti e Dixon, indica que os valores médios de extrativismo variam entre US\$ 86-101 por hectare para a América Central e do Sul, e entre US\$ 60-65 por hectare para os países asiáticos. Uma média de US\$ 50 por ha/ano foi obtida num trabalho conjunto de Pearce e Moran (1994). Outras pesquisas identificaram valores mais altos para o extrativismo. Por exemplo, Adger et al, (1995) levantaram uma série de valores, desde US\$ 0,02 até US\$ 1.537 por hectare para o manejo de arvoredos e café, e ao redor de US\$ 6 por hectare para produtos farmacêuticos no México.

A biodiversidade acaba exercendo uma grande variedade de funções no ecossistema. Pode, por sua vez, produzir inumeráveis benefícios graças a sua riqueza como fonte de matéria-prima e ingredientes para a produção química, industrial e de medicamentos, o que atrai consideráveis investimentos de empresas farmacêuticas (Azqueda, 2000).

A diversidade biológica não apenas oferece bens e serviços tangíveis (manutenção de bacias, ciclo da água e efeitos climáticos), mas também intangíveis, como a informação (valiosa para a indústria tecnológica e a de sementes) e a provisão de um certo tipo de seguro (Awanson, 1997 e Perrings, 1995, vide Falconi, 2001) contra a vulnerabilidade no abastecimento alimentício – por enquanto os países provedores não estão sendo recompensados por aqueles que dele se beneficiaram.

No entanto, persiste o problema de como transformar o “valor em si” da biodiversidade num valor pelo qual alguém esteja disposto a pagar. Títulos como os produtos não madeireiros envolvem grande interesse potencial para estabelecer alianças entre companhias internacionais e instituições locais. Não apenas a fitofarmácia, cuja complexidade e longos prazos afetam seu desenvolvimento, como também a relação com a produção de cosméticos e fito-alimentos, altamente requisitados no mercado internacional. Além do extrativismo, a produção mediante procedimentos de conservação “ex situ” e com certa transformação local permitiriam gerar emprego e frear pressões sobre os bosques. Contudo, encontra-se pendente a identificação de parâmetros apropriados de colaboração, num âmbito legal-institucional que incentive e promova estas experiências.

6.4. Beleza cênica

O ecoturismo pode ser uma grande fonte de recursos para a conservação, introduzindo ainda um “perfil verde” no negócio voltado para o turista. Ainda os esquemas de pagamento de pequenas quantidades de dinheiro pela entrada em certos ecossistemas (da ordem de US\$ 1 a 10) podem supor grandes recursos para os países que investem no turismo pelo seu atrativo natural (Falconi, 2001).

Os serviços de beleza cênica não estariam representados apenas pelo valor das tarifas de entrada nos parques nacionais, mas deveriam também se estender até as tarifas turísticas nas quais os visitantes, sejam nacionais ou estrangeiros, se vejam atraídos pelo serviço ambiental (Barrantes e Castro, 1999a).

O VALOR DO ECOTURISMO

DeShazo e Monestel (1998) consideram que as experiências recreativas dos visitantes podem oferecer o manejo dos recursos da biodiversidade. Por exemplo, a empresa privada deveria compensar os bosques nacionais mediante uma retribuição econômica pelo serviço ambiental que a biodiversidade outorga.

Tobias e Mendelson (1991) utilizaram o método do custo de viagem e obtiveram valores de US\$ 52 por hectare, no caso da Reserva Biológica do Bosque Nublado Monteverde, na Costa Rica. Os autores concluem que os benefícios do ecoturismo neste local excederiam o preço pago por parte da reserva para adquirir novas terras. Portanto, isto proporciona uma justificativa para expandir uma reserva com 10.000 hectares de terreno irregular, sendo sua maior parte composta por bosque chuvoso virgem.

Por sua vez, o Parque Nacional do Iguaçu (Brasil) gerou, em 1998, recursos com três tipos de renda: a) com verbas de admissão, totalizou R\$ 3.947.712 (US\$ 3.290.000 aproximadamente a cotização deste ano); b) com concessões, arrecadou R\$ 384.511 e c) com autorizações para gravações, conseguiu R\$ 1.300. Os três tipos somaram um total de R\$ 4.333.523, (US\$ 3.611.000 aproximadamente), frente aos R\$ 1.390.524 (US\$ 1.159.000) que gastou no mesmo ano em investimento e manutenção (sem contar os salários dos funcionários). Cabe considerar que todo o sistema de concessões deste parque está sendo revisto, porque suas cotizações ficaram desatualizadas.

Fonte: Cases (1999).

O ecoturismo sempre foi considerado uma atividade que permite gerar rendas, tanto para as áreas protegidas como para as comunidades que vivem dentro delas ou em seu entorno. De fato o turismo aumentou consideravelmente nas últimas décadas, e cada vez mais as pessoas estão interessadas em conhecer as belezas naturais de outras regiões do mundo (Barrantes, 2001).

Sempre são manejadas cifras substanciais com relação a esta atividade, que é considerada uma grande oportunidade para o financiamento das áreas protegidas, procurando se converter em “aliada” da conservação. Numa entrevista realizada no ano de 1999 com o professor Álvaro Umaña, do INCAE, durante o seminário “Financiamento do Desenvolvimento Sustentável”, realizado em Alajuela, Costa Rica, no qual se estimava que, para tal propósito, somente o ecoturismo representava para a Costa Rica um valor de divisas entre US\$ 700 e US\$ 800 milhões por ano, com tendência a crescer. Contudo, existe uma série de aspectos que deve acompanhar o ecoturismo, relacionados com a existência de infra-estrutura básica, segurança, normas apropriadas e oferta de serviços de qualidade, além de capacidade para estimular a demanda.

Além disso, como foi analisado no Capítulo II, uma forma de reconciliar a proteção da reinstalação e o bem-estar econômico local é promover atividades econômicas que sejam ao mesmo tempo lucrativas e inócuas para o meio ambiente. Um típico projeto integrado de conservação e desenvolvimento pode fomentar o ecoturismo, a exploração sustentável de produtos florestais ou ambas as coisas (Burneo, 2001).

Neste sentido, é importante diferenciar entre áreas protegidas e turismo comunitário. Enquanto em algumas áreas protegidas o turismo pode representar o principal recurso, no caso do ecoturismo comunitário, deve ser considerado como uma alternativa complementar às demais atividades produtivas sustentáveis da comunidade. Não está claro como estas comunidades devem converter as verbas contabilizadas, de modo a garantir a conservação e elevar sua qualidade de vida, evitando assim que se convertam numa espécie de “boomerang” contra os bosques (Izko, 1998).

6.5. A titulação de ativos ambientais

Este mecanismo apareceu há alguns anos e tem como fundamento a emissão de títulos amparados por ativos. Para tanto, é indispensável identificar os ativos que podem ser titulados e que, por sua vez, servem como garantia em todo o processo. Estes ativos devem estar associados a um fluxo de recursos futuros. Portanto, neste tipo de operações, deve existir um fluxo de verbas esperadas que, posteriormente, será vinculado ao fluxo de pagamentos correspondentes aos investimentos que financiam a operação.

Neste sentido, alguns exemplos de ativos que podem estar sujeitos à titulação são os pedágios de rodovias, verbas petrolíferas, recursos fiscais por impostos, faturas de empresas, contratos de aluguel, royalties, franquias, etc. (Falconi, 2001).

Este mecanismo está relacionado com a recuperação do fluxo de verbas. Com base nestes mecanismos, buscou-se a titulação de serviços e produtos ambientais. No entanto, por não serem valores certificados, apenas se pode trabalhar com probabilidades. Uma complicação adicional que apresentam estas negociações é que não existem muitos trabalhadores especializados na região, nem companhias de seguros dispostas a correr risco ou a reafirmar tais transações (Falconi, 2001), (Burneo, 2000). De todas as formas, trata-se de um tema ao qual convém dar muita atenção, já que pode se transformar numa interessante fonte de recursos.

Estes mecanismos de financiamento contam com algumas experiências de aplicação nacional e internacional, e poderiam ser aplicáveis a projetos relacionados com serviços, produção e desenvolvimento de produtos ambientais. Podem ser utilizados para desenvolver projetos de reengenharia financeira que se apoiem na negociação de papéis financeiros com base no respaldo de títulos e valores derivados de produção ou inclusive de negociação de serviços ambientais associados a projetos comprometidos com o meio ambiente.

7. Outras fontes de financiamento que podem fortalecer a captação de fundo

Existem algumas fontes potenciais adicionais para se obter financiamento. Por exemplo, podem ser emitidas licenças a particulares para realizar certas atividades, como a caça ou a pesca controladas, ou a operadores de turismo, para desenvolver atividades específicas numa certa área. As licenças, além de gerarem renda, podem ser um mecanismo para promover ou desestimular certas atividades perigosas para o meio ambiente (Burneo, 2001).

Os sistemas de concessões estão sendo utilizados em muitos países para remediar as próprias deficiências da administração na prestação de serviços nas áreas protegidas. O poder público delega a execução de um serviço pelo qual é o responsável, segundo alguns limites e condições legais ou contratuais, a uma pessoa jurídica, sempre sujeita a regulamentação e vigilância, assumindo esta última todos os riscos (Cases, 1999). Também as concessões usadas como direitos de exploração podem ser oferecidas em áreas e espécies de biodiversidade a companhias interessadas nos prováveis usos futuros – por exemplo, aplicações agrícolas, industriais e farmacêuticas – de recursos de biodiversidade e genéticos (Emerton, 1998).

Da mesma forma, há que se considerar os recursos potenciais que podem ser gerados pela venda de direitos de publicidade pelo uso da imagem. De fato muitos países já desenvolveram um sistema para se beneficiarem do uso comercial de viagens provenientes do interior das áreas protegidas. Nestes casos, qualquer filmagem ou registro fotográfico com fins comerciais no interior das áreas protegidas deve ser realizado mediante pagamento de uma cota para se obter a autorização correspondente (Burneo, 2001).

Entre as possibilidades adicionais para a obtenção de financiamento, outro aspecto a ser considerado é a possibilidade de receber e oferecer assistência técnica. As instituições bilaterais e multilaterais para o desenvolvimento e as ONGs conservacionistas internacionais freqüentemente patrocinam consultores, técnicos especialistas no país e/ou encontros de capacitação em várias áreas, desde administração no campo até planejamento financeiro e desenvolvimento institucional.

Muitas agências bilaterais estabeleceram programas, como, por exemplo, o Corpo da Paz dos Estados Unidos, que permite que profissionais jovens passem até dois anos numa instituição, ou o programa do Serviço Alemão de Cooperação Social-Técnica (DED), no Equador, do qual participam profissionais com mais experiência, mas que requer uma definição mais clara das necessidades. Conseguir este tipo de apoio pode redundar na aquisição efetiva de serviços técnicos que de outra maneira acabariam sendo muito custosos (Burneo, 2001).

A utilização de impostos e encargos sobre as atividades contaminantes ou que utilizam recursos naturais com o objetivo de diminuir os fatores externos negativos já é uma realidade em muitos países (ver Capítulo II). Os impostos se justificam porque suas rendas são utilizadas em alguns casos para repor o recurso utilizado, ou para limpar a água contaminada. Em outros, as rendas recaem diretamente no Tesouro Nacional, ou são dirigidas à manutenção de instituições que realizam a gestão ambiental. Este tema está baseado no princípio de que “aquele que contamina paga” (Cases, 1999).

Por outro lado, a presença na Internet de uma página de projetos solidários com o meio ambiente, assim como de áreas protegidas, permite desenvolver uma série de pequenas e médias doações periódicas provenientes de “grupos de amigos” das áreas selecionadas ou dos projetos, interessados em colaborar com sua proteção e desenvolvimento. Para se exercer uma presença importante, que não seja apenas informativa, mas que potencialize os esforços para a geração de recursos, é necessário desenvolver uma estratégia de comercialização e de imagem corporativa, para que as idéias apresentadas para as áreas sejam assumidas pela sociedade (Burneo, 2001).

A emissão de selos de postagem, cartões de crédito ou cartões telefônicos pode ser uma fonte alternativa de financiamento quando se pretende instrumentalizar um projeto específico de conservação. Não deve ser considerada como uma fonte permanente de financiamento, mas sim como um complemento ao salário de tipo conjuntural. Geralmente se negocia o retorno econômico sobre uma porcentagem do valor vendido em selos ou cartões. Além dos benefícios econômicos obtidos, existem outros vinculados à sensibilização e disseminação de informação (Cases, 1999).

CAPÍTULO IV

Normas e Políticas Florestais Sul-Americanas

Xavier Izko



A seguir será apresentado um panorama resumido dos componentes econômicos (valoração e incentivos) das normas florestais sul-americanas, inscrito no âmbito das políticas florestais de cada nação.

No nível formal, as disposições relativas a bosques são vinculadoras de diferentes formas. Enquanto todos os países possuem códigos legislativos mais ou menos elaborados e atualizados, algumas medidas interessantes de política foram confiadas a decretos-lei que podem ser derogados, por exemplo, o caso das Reservas Extrativistas no Brasil. Por outro lado, está implicitamente colocado o tema da relação entre leis e políticas, entre normas nacionais, departamentais, estaduais, municipais e locais. Por exemplo, é interessante considerar que as normas locais (sobretudo as relações com o direito consuetudinário) às vezes antecedem a elaboração de leis formais, de forma que podem ser consideradas como uma espécie de regulamentação “ex ante” da legislação e das políticas (ver Conclusões).

Conclui-se o capítulo com uma síntese que indica o grau de desenvolvimento legislativo de cada país em relação com os principais temas, e com um tópico no qual são recapituladas as principais conclusões derivadas do processo de revisão de políticas florestais e anunciadas as novas tendências que vão sendo traçadas na região¹.

1. Análise por país

Argentina

A Argentina foi um dos primeiros países da região a definir uma legislação progressista (**Lei Nacional de Promoção Florestal n° 13.273, do ano 1948**), acompanhada de uma forte e representativa institucionalidade, apesar da menor relevância comparativa outorgada à exploração florestal (país agropecuário por excelência, que cresceu às custas de seus recursos florestais). Paralelamente, existiu uma tradição prematura de agregação de valor aos produtos florestais (tanino, carvão vegetal, indústria de móveis, madeira intercedida, marcenaria e tanoaria, fábrica de assoalhos, entre outros).

A expansão da fronteira agropecuária e a colonização migratória, estimulada às vezes pelas empresas de tabaco, foram uma vez mais a principal causa do desflorestamento, realimentada por práticas como os incêndios, os cortes clandestinos e falta de uma consciência ambiental sobre o valor dos recursos florestais e das implicações de sua progressiva destruição. Paralelamente, a degradação dos bosques foi provocada por motivos relacionados ao descumprimento de normas técnicas, como por exemplo, a que determina os diâmetros mínimos de desmatamento, com prejuízo para espécies de alto valor, como o quebracho. A isto se acrescentam concausas institucionais, como os ilícitos, os salários baixos, a falta de hierarquia dos organismos de controle e a dificuldade de conciliar instâncias nacionais e estaduais.

A Lei Nacional N° 13.273 do ano 1948, em sua versão atualmente vigente (segundo o “texto ordenado”, de 1995), inclui claramente a valoração dos bosques nativos (bens e serviços florestais). Nela, os serviços florestais (regulagem do sistema hídrico, controle da erosão, etc.) são considerados independente dos bosques de conservação, que possuem um estatuto especial (ver mais adiante). Também é definida uma série de medidas fiscais complementares; algumas delas se mostravam muito avançadas para sua época:

¹As referências documentais deste capítulo foram as respectivas legislações florestais dos países (leis, decretos, políticas, regulamentos diversos). Adicionalmente, para aspectos contextuais, foi consultada uma bibliografia especializada, tais como Contreras (1999), Keipi (Ed., 2000) e Laarman (2000).

- criação de um Fundo Florestal de caráter acumulativo para custear o cumprimento da lei;
- concessão de créditos especiais para florestamento e reflorestamento;
- criação de fundos estaduais de bosques com base nos encargos aos bens florestais;
- isenção impositiva total ou parcial (jurisdição nacional ou provincial) para bosques de conservação e permanentes, assim como para bosques artificiais;
- isenção de pagamentos aduaneiros a todo tipo de equipes e elementos relacionados com o florestamento e reflorestamento;
- obrigação de inscrição nos registros correspondentes àqueles que estão relacionados com o uso dos bens florestais;
- compensações (“indenização”) pela diminuição da renda do bosque, no caso de bosques de conservação ou permanentes de propriedade privada, que antecipam as medidas contemporâneas de incentivo orientadas para a redução, no caso de manejo sustentável de bosques privados, para compensar os proprietários pelos custos de tal manejo.

Na atualidade, definiu-se uma nova norma orientada para a promoção do desenvolvimento sustentável, e alguns passos são dados no sentido de elaborar uma política de incentivos que facilite as práticas de conservação e restauração dos bosques nativos, fundamentada na Lei Nacional de Promoção Florestal n° 13.273, a Lei sobre Promoção de Investimentos Florestais n° 25.080 e a Lei de Estabilidade Fiscal n° 24.857 para os bosques nativos, afetada parcialmente pela recente crise econômica. Atualmente se trabalha na regulamentação das leis n° 13.273 e n° 24.857.

Com relação a estes pontos, o **Projeto Bosques Nativos e Áreas Protegidas** BIRF n° 4085-AR (Componente A – Bosques Nativos) assistiu ao governo durante os últimos anos na atribuição de prioridades e na facilitação de um âmbito regulamentar de incentivos que estimulasse os políticos nas decisões, internalizando os custos e benefícios associados. No âmbito deste projeto, foi composta uma importante base de dados (Inventário Nacional de Bosques Nativos) como referencial para o manejo sustentável. Também está sendo criado um sistema nacional de certificação voluntária.

Bolívia

A expansão da fronteira agropecuária, com fins de subsistência ou com propósitos comerciais, foi a maior causa de desflorestamento na Bolívia. Por outro lado, o governo da Bolívia teve como prioridade a expansão da produção florestal com fins de exportação. Com este objetivo, se instaurou uma política de concessões florestais, que chegou a alcançar a cifra de 21 milhões de hectares em 1994, mesmo que somente três milhões de hectares aproximadamente estivessem em produção. O sistema de concessões florestais foi em geral pouco eficiente, e o pagamento pelo volume em vez de superfície, levava à concentração de extensas áreas florestais nas mãos de poucos.

Com relação às políticas de ajuste estrutural, cabe ressaltar que os efeitos provocaram, por exemplo, a demissão de 23.000 mineiros; não incentivaram tanto a migração rural-rural, mas a rural-urbana, embora uma pequena parte tenha se deslocado até regiões de cultivo de coca. A redução dos salários de apoio a processos de colonização e a distribuição de terras aos grandes proprietários reduziram as possibilidades de acesso à terra em zonas de fronteira agrícola. Em troca, as políticas de ajuste criaram incentivos para a produção mecanizada de soja às custas dos bosques da “área de expansão” de Santa Cruz (por exemplo, 115.000 ha desflorestados no ano de 1994).

A **Lei Florestal nº 1.700 do ano 1996** se baseia nos princípios do desenvolvimento sustentável e persegue um uso mais integral e eficiente do bosque. Por exemplo, a valoração dos serviços ambientais é realizada mediante a identificação de “terras de proteção” específicas. Na raiz desta lei, as taxas florestais se impõem sobre a superfície da concessão e não sobre a madeira extraída, e as concessões se encontram condicionadas à implementação de sistemas de manejo florestal controlados. Com este sistema, manter uma concessão florestal sem aproveitá-la é bastante custoso, de forma que o número de concessões baixou a quase seis milhões de hectares. Embora sejam considerados os produtos madeireiros, não se diferencia entre consumidor/ não consumidor e extração versus plantação.

Prevê-se também a aplicação de incentivos positivos. Por exemplo, os bosques certificados estão isentos de encargos impositivos. Neste sentido, a Bolívia possui a maior superfície certificada da América do Sul, com iniciativas pioneiras. Contudo, o teor da lei é ainda predominantemente punitivo, já que prioriza as penalidades, multas e controles sobre os incentivos positivos e as reduções fiscais. Por outro lado, ainda que os bosques sejam preventivamente preservados, não se estabelece um sistema de pagamento por serviços ambientais.

Na ordem institucional, cria-se o Fundo Nacional para o Desenvolvimento Florestal (FONABOSQUE), com a finalidade de promover o financiamento da lei. Também são estabelecidas disposições que tendem a harmonizar as diferentes jurisdições (nacional, estadual, municipal) e a diferenciar terras de propriedade privada e de comunidades de origem. Também se apoiou a constituição das Associações Sociais da Localidade (ASLs), uma forma de legalizar os pequenos produtores florestais anteriormente ilegais, dotando-os de proteção institucional no âmbito da nova norma.

Considerando isso, na prática, as instâncias locais nem sempre estão preparadas para a aplicação da lei em seus aspectos técnicos. Ou também pode ocorrer às vezes que não sejam realizados os controles previstos sobre o desflorestamento, já que certos municípios estão mais interessados em obter verbas por desmontes do que em aplicar sanções. Outra situação freqüente é que estas instâncias estejam controladas por setores locais que registrem a participação dos cidadãos. Neste sentido, os efeitos da descentralização sobre as políticas florestais foram ambíguos. Em alguns casos, deram novas oportunidades a grupos tradicionalmente marginalizados, considerando que o controle das comunidades sobre seus recursos naturais favorece sua conservação. Em outros casos, permitiram a consolidação de madeireiras e proprietários de terra, os quais criaram obstáculos para a democratização do aproveitamento florestal mediante a entrega de áreas florestais a associações de pequenos produtores (Pacheco e Kaimowitz, 1998).

Brasil

O Brasil é o país que possui a maior cobertura florestal do continente e do mundo, ainda que sua história florestal tenha se caracterizado por grandes inovações e grandes incoerências. Esta história foi marcada por paradigmas equivocados de desenvolvimento rural, como o fomento à pecuária amazônica e aos grandes proprietários de terra, a concessão de vastas extensões florestais sem regulamentações ou controles adequados, a impossibilidade de se fazer cumprir as normas, e a impunidade dos infratores. Em troca, experiências como a Taxa Indireta sobre Circulação de Bens e Serviços (ICMS), que está permitindo conservar vastas extensões de bosques ou as Reservas extrativistas de produtos não madeireiros, ainda que com algumas limitações, estão permitindo validar interessantes propostas de uso sustentável.

A **Lei nº 4.771 do ano de 1965**, ou Lei Florestal, cria o novo código florestal e estabelece uma casuística detalhada sobre as terras de proteção permanente, relacionadas, sobretudo, com a provisão de serviços ambientais (água, erosão). São estabelecidas também taxas de entrada em Parques e Reservas públicas. A destruição ou desflorestamento de bosques de conservação e outras 13 modalidades mais de infração são punidas com três meses até um ano de prisão, ou com multas de até cem vezes o salário mínimo (na prática, muitos proprietários prefeririam pagá-las e continuar contrariando com reincidências). Também são definidas as primeiras aproximações ao manejo “sustentável” (Art.19) e penaliza-se a falta de reposição das espécies extraídas preferencialmente com espécies nativas. Disposições posteriores como a Lei nº 7.511 de julho de 1986 limitam o alcance dos bosques de conservação permanente, reduzindo as distâncias das faixas florestais situadas entre cursos de água. Por outro lado, especifica-se o manejo “sustentável” e a obrigatoriedade de que a reposição florestal seja com espécies nativas.

O Decreto 3.420 de abril de 2000 cria o Programa Nacional de Bosques, que define claramente referenciais de desenvolvimento sustentável dos bosques, incluindo objetivos relacionados com o estímulo, promoção e apoio de atividades de manejo apropriado; também convoca uma pesquisa de opinião pública para recolher sugestões de implementação do programa.

O programa tem dez capítulos e uma estratégia de implementação. Inclui antecedentes, objetivos, metas e estratégias de ação por componente. Diferenciam-se claramente atividades de proteção, restauração e uso sustentável dos bosques, e se amplia o aspecto ecológico dos serviços ambientais do bosque (por exemplo, a fixação de carbono, ou os efeitos positivos indiretos, como a disseminação de polinizadores). São incluídas também algumas cláusulas relacionadas com conteúdos econômicos e incentivos, cuja aspiração global é eliminar as vantagens comparativas dos produtores insustentáveis:

- pagamento por serviços ambientais de proteção de mananciais para abastecimento público de água e proteção de hidrovias;
- incentivo simultâneo à proteção de mananciais para abastecimento público de água e proteção de hidrovias;
- incentivo simultâneo à participação do Brasil no mercado de madeira e de produtos florestais não madeireiros com valor agregado (sobretudo óleo, castanha e palmito). A estratégia de ação prevê investir em capacitação, modernização tecnológica, planos sustentáveis de manejo florestal e estímulo à certificação dos produtos florestais. De fato estão em processo diferentes iniciativas de certificação. Por exemplo, a do Forest Stewardship Council (FSC), que tem por objetivo cobrir um milhão de hectares, com a finalidade de abrir mercados, sobretudo internos (são previstos apenas 15% para a exportação);
- amplia-se também a cobertura geográfica e institucional em apoio a programas florestais que valorizem o conhecimento das populações tradicionais e indígenas, simplificando os procedimentos;
- inclui-se a exoneração de taxas impositivas para os produtores florestais sustentáveis (entre 20 e 50%, segundo o caso);
- também são incorporadas cláusulas punitivas em caso de contravenção e são delineados fundos especiais para promover o desenvolvimento florestal sustentável.

A legislação brasileira está em permanente revisão, por pressões de ONGs, comunidades, empresas e outras instituições. Por outro lado, a estrutura federal do Brasil permite emitir disposições normativas (“Portarias de Instituto e Governos Estaduais”) que atendam às especificidades da região.

Chile

O Chile é um país de longa tradição florestal. A **Lei de Bosques do ano 1931** identifica já os critérios para identificar as terras de uso florestal, e prescreve diferentes modalidades de proteção de bosques e matas em terrenos íngremes (mais de 45%) e cursos de água, incluindo as proibições e sanções correspondentes. O governo tem a faculdade de estabelecer reservas e parques nacionais de turismo em propriedades fiscais e privadas. Também é prevista a possibilidade de explorar cortiças que contenham taninos ou saponinas, e coletar sementes e frutos.

A atualização do **Decreto Lei do ano 1974** sobre fomento florestal, sancionado na forma de Lei nº 19.561, em maio do ano 1998, incorpora diferentes cláusulas orientadas para a promoção de desenvolvimento florestal sustentável com conteúdo econômico:

- bonificação de uma porcentagem dos custos líquidos das atividades de florestamento e conservação em solos frágeis e degradados em até 90%, no caso de comunidades agrícolas ou indígenas que não estão sujeitas ao sistema de contabilidade florestal. Estas bonificações não são passíveis de contribuição nem objeto de renda alguma até o momento da exploração.

- isenção do imposto territorial, assim como do imposto sobre heranças, doações e atribuições para terrenos de aptidão florestal que contam com bosques nativos ou plantações bonificadas, incluindo bosques de conservação em solos frágeis (inclinações iguais ou superiores a 45%), cursos de água, etc.

- estes bosques deverão ser previamente certificados e garantir o cumprimento dos respectivos planos de manejo.

- também são incorporados diferentes mecanismos para o cálculo e atribuição destas bonificações, incluindo a possibilidade de transferência e endosso do benefício.

- serão atribuídos créditos de fomento a planos de manejo relacionados com plantações ou bosques.

- são previstos também diferentes tipos de sanções e multas para exploração ilegal ou fora da norma, com seus respectivos procedimentos.

Por sua vez, o regulamento do Decreto Lei (DS 193 de 1998) especifica os procedimentos de qualificação, estudos e normas técnicas, planos de manejo e outras modalidades relativas ao fomento florestal. As pequenas propriedades que decidirem incluir-se nos planos previstos no decreto, não necessitarão de patrocínio de um engenheiro florestal (plano de manejo multipropriedade aproximado). Existe um regulamento específico para solicitação, atribuição e pagamento das bonificações florestais (DS 192 de 1998).

Além das bonificações e isenções tributárias, este conjunto de disposições permite uma economia de custos de transação, o que constitui um incentivo indireto às atividades florestais sustentáveis.

Colômbia

O governo da Colômbia interveio desde começos do século para melhorar o manejo dos recursos florestais. De fato, existe uma volumosa coleção de leis e políticas, quase cem, que regulam a utilização dos bosques públicos e privados. No ano de 1974, se aprovou o primeiro código de recursos naturais e de meio ambiente do continente. Não obstante, algumas das normas legais não estão suficientemente atualizadas ou são contraditórias, e existiu uma certa incoerência nas políticas florestais, que não consideraram os custos ambientais associados.

Como em outros países, até o ano de 1988, era necessário desmatar dois terços da área florestal ocupada para demonstrar “avanços” e posse. No entanto, ainda que suprimido pela Lei nº 30 do ano de 1988, este incentivo perverso continua sendo utilizado na prática.

Em 1992, iniciou-se um processo de reforma das políticas e instituições que ocasionou mudanças na Constituição e levou à criação do Ministério do Meio Ambiente, mediante a **Lei nº99 do ano 1993**. De acordo com esta lei, a política ambiental seria regida pelos princípios do desenvolvimento sustentável e, especificamente, aponta que “(...) fomentará a incorporação dos custos ambientais e o uso de instrumentos econômicos para a prevenção, correção e restauração da deterioração ambiental e para a conservação dos recursos naturais renováveis” (Art. 1, # 7), avaliando “os alcances e efeitos econômicos dos fatores ambientais, sua incorporação ao valor de mercado de bens e serviços” (Art. 5, # 8).

O Decreto 1791 do ano 1996 estabelece o regime de aproveitamento florestal. Os bosques constituem um “recurso estratégico da Nação” e são considerados “parte integrante e suporte da diversidade biológica, étnica e da oferta ambiental”. Portanto, tal aproveitamento deve ser funcional à satisfação de necessidades, preservação, restauração e aproveitamento sustentável do recurso, incluindo a flora silvestre não madeireira. No entanto, é estabelecida a possibilidade de se realizar aproveitamentos de caráter “único” (desmatamento total por interesse público e utilidade social de bosques cuja aptidão não seja a preservação ou proteção).

O decreto estimula também o apoio a “grupos sociais, comunidades e etnias organizadas” mediante assistência técnica e econômica. De fato, a Lei nº 21 do ano 1991, aprovação do Convênio 169 do ano 1989 da OIT sobre povos indígenas e tribais, e a Lei nº 70 de 1993 reconhecem formalmente os direitos de propriedade coletiva das terras de origens ancestrais (reservas, terras garantidas, de comunidades negras e indígenas, de 20 e 6 milhões de hectares, respectivamente) e lhes concede a possibilidade de tomar decisões com relação à gestão do território no âmbito das disposições legais gerais, incluindo a elaboração de regulamentações próprias e normativas adicionais. O Art. 44 do mesmo decreto estabelece que estas comunidades “serão regidas pelas normas especiais que regulam a administração, manejo e uso de recursos naturais renováveis”. Os aspectos não contemplados nestas normas são regidos pelas normas gerais da Nação. Este reconhecimento, junto com a possibilidade de autogestão em grande escala, continua sendo uma iniciativa pioneira no contexto sul-americano e tem uma clara incidência sobre um manejo mais sustentável.

A Política de Bosques do ano 1996 introduz conceitos novos, como ajustes no sistema de taxas (que antes eram cobradas sobre o volume de madeira extraída, não sobre o volume de madeira declarada), a criação de procedimentos de controle e vigilância participativos e a promoção de associações entre a empresa privada e as comunidades dos bosques. Define-se também a vontade política de criação de fundos especializados, orientados para o financiamento do desenvolvimento sustentável dos bosques (créditos especiais, produtos não madeireiros, tecnologias de baixo impacto ambiental).

Para ordenar a fronteira agropecuária e a colonização, estabelece-se o Incentivo de Capitalização Rural, que financiará tecnologias e maquinaria cujo uso favoreça a conservação do solo. Além disso, a seleção de projetos no Fundo de Desenvolvimento Rural Integral incorporará critérios ambientais. Também esta política propõe estudar a destinação de uma porcentagem da arrecadação de taxas por uso de água àqueles que conservem áreas localizadas em regiões fornecedoras de água. Da mesma forma, as corporações promoverão os incentivos econômicos existentes e os que serão criados. De qualquer forma, o governo nacional desenvolverá metodologias de valoração dos bosques para que municípios, ONGs e comunidades possam incluir hectares protegidos como contrapartida aos fundos de co-financiamento. A reforma tributária será utilizada para outorgar incentivos à conversão de ecossistemas florestais e não florestais, pouco ou nada modificados em propriedades particulares.

Posteriormente, no ano de 1998, o conjunto de esforços realizados se plasma no Plano Verde, que identifica as causas dos desflorestamentos (expansão da fronteira agropecuária e colonização, infra-estrutura, cultivos ilícitos, lenha, minas a céu aberto, incêndios, desmatamento baixo).

O Plano Nacional de Desenvolvimento Florestal (PNDF) de dezembro de 2000 se estrutura conforme os princípios do desenvolvimento sustentável. Depois de enumerar a visão e os objetivos do plano, adota-se um enfoque explicitamente ecossistêmico “para a conservação e manejo sustentável”, e são definidos os programas de ordenação, conservação e restauração de ecossistemas florestais, cadeia florestais produtivas e desenvolvimento institucional. O PNDP conclui com uma estratégia financeira.

As implicações explícitas da “gestão ecossistêmica”, do ponto de vista econômico, são:

i) reduzir as distorções do mercado que afetam de forma adversa a diversidade biológica; ii) traçar incentivos para promover a conservação da biodiversidade e o uso sustentável; iii) internalizar custos e benefícios num ecossistema dado. Existem também diferentes iniciativas de fomento, como o Fundo de Incentivo Fiscal (créditos para o setor), o Certificado de Incentivo Florestal de Plantações Comerciais, entre outras. Da mesma forma, foi estabelecida a criação de incentivos fiscais e tributários para a criação de fontes de germoplasma (conservação “ex situ” de espécies florestais valiosas e armazenadas), assim como incentivos para a capacitação e o desenvolvimento institucional e o fortalecimento da gestão e administração locais.

Equador

As principais causas do desflorestamento no Equador foram a expansão da agricultura comercial (banana, café, cacau, palmito), a indústria madeireira e de camarões (crustáceos), de minérios e petrolífera, junto com o avanço da fronteira agrícola, em decorrência da colonização espontânea e desordenada, a ocupação ilegal e o desflorestamento causado por camponeses sem terra. Estas causas combinadas levaram à perda de 90% da cobertura florestal em algumas regiões como a da Costa, com taxas de desflorestamento entre 2% e 3% anuais. A exploração florestal se caracterizou por uma alta ineficiência.

Paralelamente, o acesso a créditos agropecuários, subsidiados com fundos provenientes do petróleo, alimentaram a pressão sobre os bosques, já que existia a condição de “limpar” a cobertura florestal (associada a algo “maléfico”) para “melhorar” as propriedades. A isso se acrescenta a expansão da rede de infra-estrutura (que ocupou cerca de 50% da verba nacional na década de 1970).

A Lei Florestal de Conservação de Áreas Naturais e Vida Silvestre do ano 1981 reconhece já os diferentes tipos de bosques em função do uso madeireiro, o reflorestamento e a proteção dos serviços ambientais. Inclui um capítulo de incentivos – exoneração do pagamento de impostos para a propriedade rural com bosques de proteção natural ou implementados, exoneração impositiva de equipes e materiais florestais, fomento ao aproveitamento florestal integral, imunidade de reforma agrária dos bosques naturais e reflorestados. Também estabelece disposições relativas às áreas naturais. Definem-se ainda diferentes penalidades para as correspondentes infrações à lei, que incluem os bosques de mangue e outras categorias de bosques. Contudo, além das diferenças na abordagem efetiva do conjunto de bens e serviços ambientais, e na definição de um âmbito institucional apropriado, os principais problemas estiveram relacionados com a sistemática incapacidade do Estado para controlar o cumprimento da lei.

As Normas para o Manejo Florestal Sustentável para o Aproveitamento da Madeira, de janeiro de 2001, incluem critérios detalhados para o manejo sustentável da madeira de bosque nativo. Não considera cláusulas especiais relacionadas com a valoração de bens e serviços, nem com isenções impositivas ou taxas (salvo as de aproveitamento da madeira e suas correspondentes). O direito de aproveitamento da madeira não extraída no que foi fixado em US\$ por m³. Estão isentos de pagamento os de aproveitamento com fins de subsistência da madeira e produtos não madeireiros por parte das comunidades aborígenes. Também são excluídas do pagamento de direito de aproveitamento as árvores produto da regeneração natural de cultivos.

A nova lei florestal, em processo de aprovação (lei) e promulgação (normas andina e tropical), enfoca de forma mais adequada o conjunto de bens e serviços florestais, chegando inclusive a priorizar os serviços sobre os bens no caso da norma florestal andina. Introduz procedimentos de participação dos diferentes atores sociais na elaboração e instrumentalização normativa, e propõe incentivos fiscais (penalidades, exonerações e reduções) em função do uso sustentável ou insustentável, assim como pagamentos por serviços ambientais.

A “Política e estratégia nacional de biodiversidade: estudos e proposta de base” (2000) é composta por um conjunto de estudos temáticos sobre os principais aspectos relacionados com biodiversidade e desenvolvimento sustentável. Incorpora uma iniciativa pioneira na América do Sul de integração formal de indicadores de biodiversidade, agrológicos (solos e declives) e de desenvolvimento social, considerados como indicadores de “pressão” (bases de dados, cartografia e interpretação das principais tendências em nível nacional). Na ordem econômica, alguns dos estudos propõem introduzir uma série de incentivos fiscais e tributários para projetos econômicos sustentáveis, que exonerem ou reduzam os encargos impositivos das atividades não depredatórias da biodiversidade, junto com apoio financeiro (linhas de crédito reduzido), técnico e operacional. Também se discute reduzir a carga tributária para aquelas empresas que, de forma transparente, investem de maneira associada com as populações rurais pobres.

Paraguai

A **Lei Florestal n° 422 do ano 1973** tem como objetivo central o aproveitamento e o manejo racional dos bosques e terras florestais do país. O Art. 46 declara isentas do imposto imobiliário as áreas de bosques cultivados estabelecidos em terras florestais. De forma similar, torna-se isento do imposto de renda aquele que o investir em plantações florestais. São exoneradas do tributo fiscal as importações de bens e equipes florestais, e são distribuídos créditos de fomento às atividades florestais (reflorestamento, aproveitamento e industrialização). Ainda assim, não se especificam critérios de sustentabilidade nem são incluídos os serviços florestais e os bosques de conservação. A Resolução 42/91 pretende regulamentar (quase 20 anos depois) a política de fomento às atividades florestais, introduzindo a obrigatoriedade de se fazer planos de manejo para recorrer aos respectivos planos de fomento.

O **Regulamento “De fomento ao florestamento e reflorestamento” n° 536 do ano de 1995** promove uma série de incentivos à atividade florestal (Art. 12 e Art. 21), com medidas como bonificação de 75% dos custos diretos da implantação e dos 75% dos custos diretos estimados de manutenção durante os três primeiros anos. Além das plantações com espécies introduzidas, podem os bosques nativos degradados recorrer aos benefícios da lei mencionada, através de atividades de reflorestamento sob a cobertura florestal natural ou plantações com espécies nativas de alto valor comercial madeireiro. Embora com restrições – não se considera ainda a semeadura de espécies com fins de proteção – pressupõe-se um avanço com relação às regulamentações passadas.

Peru

Num país com mais de 67 milhões de hectares de bosques (sobretudo na região amazônica), a principal causa do desflorestamento (200.000 ha/ano, em média) é a ocupação de terras florestais para a produção agrícola de subsistência e cultivos ilícitos, ocasionada por camponeses migrantes sem terra procedentes dos Andes, e realizada, sobretudo, às custas de bosques de conservação. A exploração madeireira, o gás e o petróleo incidem também sobre o processo de desflorestamento, embora com uma participação consideravelmente menor.

Há pouco tempo, as políticas governamentais se caracterizaram mais pelo déficit de intervenção. As políticas florestais foram imprecisas e as normas estavam desatualizadas até poucos anos atrás, dando lugar a um corpo legal grande e fragmentado, difícil de interpretar. O sistema de concessões florestais prescrevia a realização de planos de manejo florestal sustentável, mas o regime técnico e administrativo criava incertezas e condicionava um manejo ineficiente. Como em outros países da região, a floresta foi considerada como uma zona para aliviar as pressões das populações mais pobres, segundo a suposição da ilimitada disponibilidade de recursos e com critérios pouco sustentáveis (créditos preferenciais e propriedade da terra na década dos anos 1980, revertidos depois pelo presidente Fujimori). A política complementar de habilitar redes de comunicação para a Amazônia e, em menor escala, a exploração de gás e petróleo, realimentou o processo de desflorestamento.

Em geral, pode-se dizer que as políticas governamentais desestimularam o manejo florestal sustentável, devido ao clima de incerteza gerado pela variabilidade das propostas de desenvolvimento e investimento, sobretudo na floresta. Recentemente, abriu-se a possibilidade de privatização dos bosques de propriedade pública com vocação produtiva. De fato, a legislação em processo de adoção libera a restrição de venda de terras entre proprietários privados e acelera a apropriação de títulos e sua inscrição no registro de propriedade, incentivando um uso do solo mais produtivo possível.

A **Lei Florestal de Fauna Silvestre de julho de 2000** se coloca claramente na perspectiva de um uso integral e diversificado dos bosques, e introduz conceitos novos, como o estabelecimento de fianças e garantias para o aproveitamento madeireiro, concessões florestais com fins não madeireiros, ecoturísticos e conservacionistas, e normas de manejo e aproveitamento da fauna silvestre. Também são estabelecidos princípios orientados à indenização pelos serviços ambientais dos bosques, em particular compensações por contaminação e pagamentos por água proveniente dos bosques.

O Regulamento da Lei Florestal e de Fauna Silvestre (DS n° 014-2001-AG de 09.04.01) identifica categorias florestais muito específicas, relacionadas com bens (madeireiros e não madeireiros) e serviços (conservação, água, ecoturismo). Da mesma forma, além das concessões de exploração de produtos não madeireiros, ecoturismo e conservação, que podem se interligar, previa-se a aprovação de planos de manejo específicos; os bosques de comunidades não podem passar por concessões. Introduz-se também um capítulo sobre manejo e aproveitamento de fauna silvestre, que inclui cláusulas detalhadas relacionadas com a valoração econômica das espécies manejadas, a caça e o estabelecimento de criadouros de animais. Também são incorporadas pautas específicas sobre a agregação de valor a produtos não madeireiros, além de um capítulo sobre serviços ambientais.

Em termos econômicos se estabelece um pagamento de direitos pela exploração de produtos madeireiros, não madeireiros e de ecoturismo. A metade destes direitos (além da parte correspondente à cobrança de multas e outros) está destinada ao Fundo de Promoção e Desenvolvimento Florestal (FONDEBOSQUE), cujos recursos servem para financiar iniciativas sustentáveis relacionadas com reflorestamento e florestamento, conservação e compensação por serviços ambientais (Art. 374). A regulamentação se propõe também a detectar e eliminar barreiras, inclusive as tarifárias e pára-tarifárias, que impedem a conservação e manejo sustentável dos bosques, assim como a transformação e geração de valor agregado. Incorpora procedimentos para estimular os processos de certificação voluntária independente e a atualização permanente das ferramentas de monitoração e avaliação. Os titulares de concessões, permissões ou autorizações que contam com certificação voluntária recebem o benefício de redução de 25% no pagamento de direito de aproveitamento, além de serem creditados oficialmente para a comercialização dos produtos correspondentes.

Também gozam de uma redução similar os projetos integrais de manejo de recursos florestais de qualquer natureza (extração, industrialização e comercialização florestal, incluindo a fauna silvestre). Finalmente, a regulamentação incorpora uma detalhada casuística relacionada com infrações e sanções, orientadas para desencorajar as atividades insustentáveis.

Uruguai

A **Lei Florestal nº 15.939**, promulgada em 1987 e publicada em 1988, estabelece uma série de isenções tributárias (propriedade, recursos) para os “bosques naturais de proteção ou rendimento”, salvo em caso de destruição total ou parcial do bosque (Título V, Fomento ao Florestamento). Estas isenções são corroboradas e regulamentadas em 1989 (Decreto 246). Salvo no caso dos bosques de conservação (proibição de desmatamento e aproveitamento) e no caso de destruição do bosque, não se estabelecem parâmetros precisos de sustentabilidade no manejo (ver Decreto 26/1993).

Também está sujeita à regulamentação a utilização de produtos não madeireiros (resinas, cortiças, sementes, folhas). A mesma lei estabelece a possibilidade de se obter financiamento para atividades de reflorestamento (proteção ou rendimento). Sucessivas disposições fixam primeiro em 30% (1998), logo (1989) em 20% e 50% (plantações florestais não sujeitas a contribuição) e finalmente em 50% para todas as categorias, embora os que recebem o subsídio não estejam isentos do pagamento de impostos pela implantação de bosques. Também se exonera de impostos a importação de maquinarias e insumos destinados à indústria florestal (título VI da Lei; especificações no Decreto 457/89).

O Decreto 23/90 (especificado nos Decretos adicionais promulgados em 1993) estabelece normas especiais de extração e trânsito de produtos florestais do montante indígena, proibindo qualquer operação que ameace a sua sobrevivência, salvo quando a exploração tem fins domésticos, caso em que se exige permissão e guias acima de uma certa quantia (2.000 quilos inicialmente e 1.500 quilos depois). Até o início do ano 2000, não existiam disposições adicionais de conteúdo econômico relativas à valoração e incentivos.

Venezuela

As políticas florestais venezuelanas promovem formalmente a conservação e o manejo dos recursos naturais, o reflorestamento (com mais de meio milhão de hectares reflorestados), a agrofloresta e a exploração industrial. Também o estabelecimento de Parques Nacionais e áreas protegidas (mais de oito milhões de hectares), ainda que estas careçam de um sistema coerente de ordenação e administração florestal. A promoção de uma institucionalidade adequada apoiou em algumas ocasiões a promoção de políticas pertinentes, como no caso da criação da Corporação Nacional de Reflorestamento, facilitada pelo auge do petróleo. No entanto, o desflorestamento e a degradação florestal supõem muito mais do que se tem reflorestado em decorrência da expansão agrícola e, sobretudo, da desordenada febre por minério, fomentada pelos governos para diversificar as verbas do petróleo, com altíssimos custos ambientais e sociais.

A Lei Florestal do ano 1966 se refere assim aos trabalhos mineiros em áreas florestais: “Os titulares de concessões petrolíferas ou mineradoras em terrenos baldios que quiserem desmatar com o objetivo de estabelecer serviços, depositarão na ordem do Ministério da Agricultura e Pecuária os produtos provenientes destes cortes. Os referidos trabalhos estarão submetidos a controle das autoridades florestais, as quais evitarão todo dano desnecessário” (Art. 71).

A introdução de “melhorias” nas propriedades florestais para adquirir direitos de propriedade foi uma causa importante de desflorestamento. A política de “sedentarização” dos povos indígenas aumentou também as pressões sobre os bosques. Com relação à agressiva política de concessões florestais, existem margens importantes de arbitrariedade. Por exemplo, os proprietários podiam decidir na prática qual proporção seria reservada para a conservação, e não se previa, até datas muito recentes, análises de impacto ambiental. Embora se prescreva a elaboração de planos de manejo, há uma considerável distância entre a teoria e a prática florestal, o que está levando ao completo desflorestamento ou degradação de vastas extensões “concedidas” a empresas e proprietários privados. Além disso, o baixo valor da madeira levou a uma grande ineficiência extrativista.

A **Lei Florestal, de solos e águas do ano 1996** (Gaceta Oficial n° 1.004, 26.01.66) exonera do pagamento do imposto superficial e de qualquer dos impostos taxas ou contribuições estabelecidas por lei no caso de desflorestamento ou aproveitamento de produtos florestais em benefício de assentamentos camponeses com finalidades de consumo para os serviços públicos oficiais, as empresas do Estado e os Institutos Oficiais, e quando se trata de superfícies inferiores a cinco hectares. Por sua vez, o Regulamento da Lei Florestal (Decreto n° 2117 de 12.04.77) se propõe a racionalizar o aproveitamento florestal, fomentar a riqueza florestal do país, proteger as águas e a fauna e conservar os solos. Proíbe-se a exploração da madeira das árvores produtoras de látex, gomas, resinas, bálsamos, óleos, essências, frutos oleaginosos, raízes medicinais, cortiças aromáticas e de qualquer outro produto cujo valor comercial seja mais alto que o da madeira das plantas que o produzem.

Embora depois desta lei não tenham sido emitidas disposições florestais específicas, a **Lei de Diversidade Biológica do ano 2000** incorpora considerações importantes relacionadas com valoração e incentivos.

A conservação da diversidade biológica compreende, entre outras atividades, a pesquisa sobre a valoração econômica da diversidade biológica (Art. 4 e Art. 17). De modo similar, um dos objetivos da Estratégia Nacional da Diversidade Biológica é estabelecer os mecanismos para a valoração econômica da diversidade biológica e sua integração progressiva às contas nacionais. Da mesma forma, são atribuições da Oficina Nacional da Diversidade Biológica propiciar e apoiar a execução de estudos dirigidos à valoração da diversidade biológica.

De maneira específica, o Capítulo II de tal lei se intitula “da Valoração Econômica da Diversidade Biológica”. Nele se prescreve a promoção de pesquisas sobre a valoração econômica da diversidade biológica e do patrimônio ecológico da República, e a realização de auditorias ambientais anuais sobre a diversidade biológica, com finalidade de quantificar os ativos e passivos ambientais da Nação. O dano ou perda causados sobre os ativos naturais da Nação serão convertidos em penalidade cobrada em valores monetários dos responsáveis pelo prejuízo.

Também são definidas estratégias para a pesquisa e o desenvolvimento tecnológico, dirigido ao fomento, fortalecimento e valoração da agricultura tradicional, métodos silvícolas e agro-pastoris, a utilização de produtos secundários dos bosques e demais tecnologias alternativas que sejam compatíveis com o uso sustentável dos recursos biológicos.

No artigo 63 se estabelece a necessidade de estimular e incentivar a proteção e uso sustentável da diversidade biológica e dos recursos genéticos, além de um sistema de estímulos e incentivos tributários, creditícios e econômicos, acompanhados dos mecanismos de supervisão e controle pertinentes. Os requisitos para se obter estes incentivos se relacionam com a propriedade do bem ambiental em questão e seu uso sustentável, privilegiando-se a conservação de espécies valiosas ou a restauração de habitats degradados relevantes. Os incentivos creditícios e tributários definidos são os seguintes:

(i) destinação de parte da verba creditícia agrícola para atividades de conservação, pesquisa e uso sustentável da diversidade biológica;

(ii) taxas de interesse bancário preferencial na conta de verba creditícia para esse setor;

(iii) exoneração de 50% do pagamento do Imposto sobre a Renda.

A Lei orgânica para a ordenação do território (1983) prescrevia também no Planejamento da Ordenação do Território nacional e regional uma política de incentivos que atuaria junto à execução dos planos de ordenação do território.

Quadro IV.1. Síntese sobre a valoração econômica e incentivos nas leis e políticas sul-americanas

País	Tipo de Lei ou Política	Valoração Econômica	Penalizações	Fundos e Créditos	Isonções	Taxas	Incentivos al desarrollo sostenible (bienes y servicios)	Certificación
Argentina	Lei de Promoção Florestal (1948). Projeto Bosques Nativos e Áreas Protegidas BIRF n° 4085-AR.		+	Créditos de florestamento e reflorestamento. Fundos estaduais.	Importação de equipamentos e insumos. Bosques de conservação.	Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques.	Bosques de conservação privados. Compensações por diminuição da renda do bosque. Elaboração de política de incentivos (em processo).	Sistema nacional de certificação voluntária. Estímulo à certificação dos produtos florestais para formar mercados.
Bolivia	Lei Florestal (1996).		+ Procedimentos de controle e vigilância participativos.	Créditos de florestamento e reflorestamento. Fundos de desenvolvimento sustentável – FONABOSQUE.	Importação de equipamentos e insumos. Bosques de conservação. Bosques certificados.	Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques.	Do pagamento por volume ao pagamento por superfície: mais custoso manter concessões. Estímulo para o manejo sustentável.	Sistema nacional de certificação voluntária. Estímulo à certificação dos produtos florestais para formar mercados. Um milhão de hectares certificados (a maior superfície na América Latina).
Brasil	Lei Florestal (1965). Programa Nacional de Bosques (2000).		+ Procedimentos de controle e vigilância participativos.	Créditos de florestamento e reflorestamento. Fundos de desenvolvimento sustentável.	Importação de equipamentos e insumos. Bosques de conservação; manejo sustentável (exoneração parcial).	Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques. Taxa Indireta sobre Circulação de Bens e Serviços.	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	Lei de Bosques (1931). Decreto Lei 701 (1974).		+	Créditos florestamento e reflorestamento.	Importação de equipamentos e insumos. Bosques de conservação.	Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques.	Bonificação de uma porcentagem dos custos líquidos das atividades de florestamento e conservação em solos frágeis e degradados (até 90% no caso de comunidades agrícolas ou indígenas).	

País	Tipo de Lei ou Política	Valoração Econômica	Penalizações	Fundos e Créditos	Isonções	Taxas	Incentivos al desarrollo sostenible (bienes y servicios)	Certificación
Colombia	<p>Lei (1993).</p> <p>Política de Bosques PB (1996).</p> <p>Decreto 1791 DEC (1996).</p> <p>Plano Nacional de Desenvolvimento Florestal – PNDF (2000).</p>	<p>Considera os custos ambientais, o uso de instrumentos econômicos e a incorporação de bens e serviços ambientais ao mercado.</p> <p>Apoio explícito a metodologias de valoração dos bosques.</p> <p>Propõe reduzir as distorções do mercado e internalizar custos e benefícios.</p>	<p>+ Procedimentos de controle e vigilância participativos.</p>	<p>Créditos de florestamento e reflorestamento.</p>	<p>Importação de equipamentos e insumos.</p> <p>Bosques de conservação.</p>	<p>Aproveitamento da madeira.</p> <p>Entrada nos Parques.</p> <p>Parte do pagamento com taxas de água.</p> <p>Conservação de bosques fornecedores de água.</p>	<p>PB: Incentivo de Capitalização Rural para ordenar a fronteira agropecuária e a colonização (tecnologias e maquinaria que favoreçam a conservação do solo).</p> <p>Critérios ambientais para seleção de projetos no Fundo de Desenvolvimento Rural Integral.</p> <p>Corporações promoverão os incentivos econômicos existentes e os pressupostos.</p> <p>A Reforma Tributária: instrumento para outorgar incentivos à conservação de ecossistemas florestais e não florestais pouco ou nada modificados em propriedades privadas.</p> <p>Incentivos fiscais e tributários para a criação de fontes de germoplasma (conservação “ex situ” de espécies florestais valiosas e ameaçadas). Promoção de associações entre a empresa privada e as comunidades dos bosques.</p> <p>DEC: Reconhecimento dos direitos de propriedade coletiva das terras de origem ancestral (de acesso proibido, reservas e comunidades negras ou indígenas): possibilidade de tomar decisões com relação à gestão do território (normas especiais) no âmbito das disposições legais gerais.</p>	
Ecuador	<p>- Lei Florestal 1981.</p> <p>Normas de Manejo Florestal Sustentável para o Aproveitamento da Madeira (2001).</p>		<p>+ </p>	<p>Créditos de florestamento e desflorestamento.</p>	<p>Importação de equipamentos e insumos.</p> <p>Bosques de conservação.</p>	<p>Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques.</p>	<p>Imunidade de reforma agrária nos bosques naturais e reforestados.</p>	
Paraguay	<p>Lei Florestal (1973).</p> <p>Regulamento de fomento ao florestamento e reflorestamento (1995).</p>		<p>+ </p>	<p>Créditos de florestamento e reflorestamento.</p>	<p>Importação de equipamentos e insumos.</p> <p>Bosques de conservação.</p>	<p>Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques.</p>	<p>Bonificação de 75% dos custos diretos da implantação e manutenção durante os três primeiros anos (plantações e bosques nativos degradados).</p>	
Perú	<p>Lei Florestal e de Fauna Silvestre(2000).</p> <p>Regulamento (2001).</p> <p>Política Florestal (2001).</p>	<p>Valoração econômica das espécies manejadas, a caça e o estabelecimento de criadouros para animais.</p>	<p>+ Compensações por contaminação.</p> <p>Procedimentos de controle e vigilância participativos.</p> <p>+ + +</p>	<p>Créditos de florestamento e reflorestamento.</p> <p>Fundos para o desenvolvimento sustentável e pagamento por serviços ambientais provenientes de direitos de exploração e multas. FONDEBOSQUE.</p>	<p>Importação de equipamentos e insumos.</p> <p>Bosques de conservação.</p>	<p>Aproveitamento da madeira.</p> <p>Entrada nos Parques.</p>	<p>Pagamentos por água proveniente dos bosques e por serviços ambientais.</p> <p>Compensações por contaminação.</p>	<p>Sistema nacional de certificação voluntária.</p> <p>Estímulo à certificação dos produtos florestais para formar mercados..</p>

País	Tipo de Lei ou Política	Valoração Econômica	Penalizações	Fundos e Créditos	Isonções	Taxas	Incentivos al desarrollo sostenible (bienes y servicios)	Certificación
Uruguay	Lei Florestal (1987).		+	Créditos de florestamento e reflorestamento.	Importação de equipamentos e insumos. Bosques de conservação.	Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques.		
Venezuela	Lei Florestal (1966). Lei Florestal (1966). Lei de Diversidade Biológica LDB (2000). Lei de Proteção de Fauna Silvestre.	Apoio à pesquisa sobre a valoração econômica da diversidade biológica, e ao estabelecimento de mecanismos para sua integração progressiva às contas nacionais (LDB). Realização de auditorias ambientais anuais sobre a Diversidade Biológica, a fim de quantificar os ativos e passivos ambientais (LDB).	+ Lei Penal del Ambiente (1992).	Créditos de florestamento e reflorestamento. Taxas de interesses preferenciais para a proteção de bens e serviços valiosos (LDB).	Importação de equipamentos e insumos. Exoneração de 50% do Imposto de Renda para a proteção de bens e serviços valiosos (LDB).	Aproveitamento da madeira. Entrada nos Parques.		

2. Algumas conclusões relevantes

Em termos gerais, esta leitura comparativa das políticas sul-americanas permite conhecer os avanços existentes com relação à valoração econômica em cada um dos países da região, de maneira que seja factível inaugurar ou continuar um frutífero intercâmbio de informação e experiências que tenham como referencial o grau de elaboração alcançado em cada país. Por outro lado, a legislação às vezes se encontra atrasada em relação à realidade. Além de se nutrir da dinâmica das novas situações emergentes, uma atenção ao que acontece nos países vizinhos pode induzir à revisão e ampliação da atual cobertura legislativa florestal, para que as leis acolham propostas novas e sustentáveis.

As “lições aprendidas” deste processo de definição normativa foram, sem dúvida, múltiplas. Seria interessante analisar, por exemplo, até que ponto as normas vigentes estão sendo ou não aplicadas e por quê. Mas não é nosso propósito dar conta disso neste documento, embora esboçemos mais adiante algumas respostas possíveis. Não obstante, no caso das políticas e leis mais recentes, o processo de elaboração participativo antecipa em maior medida seu cumprimento, já que o maior envolvimento dos atores e instituições sociais possibilita a apropriação das normas e facilita a aplicação de controles sociais. Esta temática evoca, entretanto, o tema mais amplo das relações entre o público e o privado, e os diferentes tipos de atores envolvidos (ver mais adiante).

Provavelmente a pergunta central em relação às normas e regulamentações florestais continue sendo: bosques para quem e para quê? (Clawson, 1975, ver Laarman, 2000). A resposta não é fácil, porque deve conjugar, por um lado, os usos dos bens e serviços florestais, muitos deles bens públicos sem uma clara atribuição de valor, e por outro, as alternativas de uso do solo florestal (agropecuário, infra-estrutura, mineralogia, urbanização, etc.), considerando os interesses e expectativas dos diferentes atores relacionados com os bosques (empresários, camponeses, o próprio Estado, a sociedade civil).

Neste âmbito, e mais além da inação ou do excesso de ação que anteriormente caracterizaram muitas administrações florestais, as agendas florestais incorporaram novas inquietações. Por um lado, a prioridade dos usos madeireiros com fins industriais é compartilhada agora pela crescente importância dos bosques comunitários, e do manejo de outros bens e serviços florestais com perspectiva de sustentabilidade. Por outro, são cada vez mais fortes as tendências para a aplicação de normas de forma descentralizada e participativa (manejo municipal, corporativo ou federativo, no caso brasileiro; consultas, alianças intersetoriais, etc.) e para a privatização da proteção e da exploração dos bosques (atuando o Estado como facilitador), sem abdicar por isso da supervisão e controle dos fatores externos florestais (Laaman, 2000). Finalmente, as preocupações ambientais foram sendo incorporadas no desenho das políticas macroeconômicas, e começa a ser observada no “corpus” normativo de vários países, a preocupação por valorar os bens e serviços florestais com relação a outras opções de uso, diversificando o pressuposto de alternativas de utilização dos bosques, e considerando pagamentos por serviços ambientais e exonerações tributárias para as atividades sustentáveis, além das tradicionais sanções.

Em seguida são apresentados de forma resumida alguns dos principais desafios confrontados pelas políticas:

1. Incidência das políticas macroeconômicas de “ajuste estrutural” sobre os bosques.

- Estas políticas geralmente diminuem o gasto público, liberalizam o comércio e fomentam a privatização. Seu impacto sobre os bosques é relativamente incerto.
- Considerando que muitos bosques são áreas de livre acesso, uma das conseqüências das mudanças macroeconômicas parece ser o estímulo ao desemprego, com o conseqüente deslocamento de pessoas e sua inserção em áreas florestais (expansão da fronteira agropecuária).
- Por outro lado, diante da restrição ou maior dificuldade de acesso a formas de capital, os proprietários privados (sobretudo comunidades e pequenos produtores) podem se inclinar à exploração do único capital disponível, o “capital natural”.
- No entanto, estas políticas podem estimular o crescimento econômico mais ao longo prazo, o que poderia levar a um manejo eficiente dos recursos florestais.
- Embora já tenham sido dados os primeiros passos, existe ainda muito caminho a ser percorrido no sentido da internalização dos custos ambientais nas políticas macroeconômicas.

2. Políticas fiscais e monetárias:

- A hiperinflação desestimula o investimento nos bosques, porque o retorno parece longínquo.
- Subsídios:
 - a existência de subsídios perversos (subornos, prebendas, etc., além de outros incentivos similares relacionados com a subvenção de atividades insustentáveis) acompanha às vezes aqueles que detêm o poder político, o que indica ao mesmo tempo sua vulnerabilidade e a necessidade de identificar acessos apropriados para sua remoção ou controle;

- se os incentivos à produção agropecuária favoreceram em grande medida a agricultura em detrimento dos bosques, as tendências atuais para a supressão de subsídios deveriam reduzir a demanda por terra de cultivo e pecuária. Esta remoção oferece um campo potencial interessante para acelerar a conversão de bosques a outros usos, reforçando ao mesmo tempo os subsídios em áreas onde existem assentamentos estáveis; mas exige uma reformulação das regiões e atividades escolhidas;

- no caso florestal, é conveniente considerar, sobretudo, incentivos “positivos” (apoio ao avanço produtivo sustentável, prêmios ou exonerações em função da sustentabilidade do manejo, etc.). Esta recomendação é ainda mais necessária em países onde existe uma “cultura da corrupção com impunidade”, que criou uma série de estratégias e mecanismos para evitar as penalidades.

• A redução do tamanho do Estado (listas de pagamento) pode impedir num primeiro momento realizar controles apropriados, mas pode estimular também a descentralização e privatização (ver # numeral 3).

3. O privado e o público

• Muitos bosques continuam sendo recursos abertos:

- os bosques proporcionam muitos bens e serviços, por isso existem demandas conflitantes sobre eles/ pressões;

- alguns governos são muito débeis ou não têm a vontade política para estabelecer e fazer cumprir direitos de propriedade que funcionem. De fato, alguns governos parecem ter concluído que é pouco razoável em termos políticos procurar decantar a ambigüidade inerente à situação atual.

• Ao contrário do que acontece em outros setores, os bosques contêm bens públicos e produzem fatores externos que não são promovidos necessariamente pela liberalização dos mercados e o fortalecimento da empresa privada. Neste sentido, embora a tendência prevalecente seja a privatização e a desregulamentação, não se pode descartar o princípio de intervenção do Estado. É filosófica e praticamente apropriado que o governo desempenhe um papel proeminente. No entanto, a intervenção estatal é acompanhada freqüentemente de ineficiência e corrupção. Diante dela, o manejo privado é mais eficiente, mas nem sempre garante uma salvaguarda suficiente do interesse público. As medidas com tendência à privatização dos bosques deverão levar em conta a natureza e alcance da privatização, de maneira que esta não implique simplesmente na transferência formal de mãos públicas a privadas (Laarman, 2000). Neste sentido, o desafio é validar e implementar intervenções que superem as leis e regulamentações de “comando e controle”, mas sem renunciar à necessária supervisão:

- diversificar as medidas de privatização (não somente empresas, mas também comunidades apoiadas pelas ONGs ou empresas sustentáveis, instituições sem fins lucrativos, etc.);

- complementar o controle governamental “em última instância” com transferência de funções ao setor privado (companhias encarregadas do controle que recebam uma porcentagem por seus serviços);

- a transição de um Estado centralista para um Estado descentralizado e inclinado a privatizações coloca a pergunta de quem e como deve realizar os controles. A baixa capacidade de controle de muitas instituições descentralizadas, como os municípios, deve promover a criação de programas efetivos de apropriação dos atores locais relacionados com os bosques, dotando-os de meios efetivos de controle (capacitação, poder para atuar e exercer controles cruzados, etc.).

4. Ordenação florestal

A ordenação do uso do solo florestal em escalas apropriadas (diferenciando e ao mesmo tempo relacionando regiões de proteção, recuperação e uso sustentável) é uma exigência das políticas florestais. Mas é freqüentemente fragmentária a forma de colocá-la em prática, já que ela se reduz a definir o âmbito orientador das políticas, deixando de lado a proposição de medidas paralelas para os aspectos aplicativos (técnico-produtivos, administrativo-financeiros e normativos). Se não são realizadas propostas concretas nestes níveis, o planejamento do uso da terra poderia ter inclusive efeitos negativos não desejados, por criar expectativas insatisfeitas ou impor soluções que não se ajustam à realidade.

Por outro lado, a ordenação florestal no âmbito do desenvolvimento sustentável deve prestar atenção à relação adequada entre as variáveis físicas, bioecológicas e sociais, no sentido de iniciativas como as do Equador (Estratégia Nacional de Biodiversidade, ver Sierra, 2000 e Izko (Ed.), 1998 e 1999).

5. Acesso estável à terra e aos recursos florestais

Embora imprescindível, a titulação da terra não constitui por si só uma medida para controlar o desflorestamento em fronteiras de acesso aberto. De igual maneira, a segurança da posse é insuficiente em si mesma para estimular o manejo sustentável do bosque. Nada impede que os proprietários imponham custos sociais aos outros, desflorestando e degradando os solos, ou que a transferência da terra a novas mãos promova sucessivas ondas migratórias. Ainda que se promova a titulação, esta será insuficiente se faltarem capital e tecnologia apropriada para trabalhar sustentavelmente a propriedade. De fato, a falta de capital ou um uso tecnológico inadequado (intensificação desapropriada do uso do solo) podem levar os pequenos proprietários a venderem suas terras e se transferirem para a fronteira florestal (Laarman, 2000). De forma contrária, a adoção de métodos intensivos pode incrementar os preços da terra, estimulando a concentração da propriedade e o deslocamento dos pequenos camponeses para áreas de fronteira agrícola, impossibilitados de acesso a terra e capital, ou “forçados” a vender suas propriedades aos médios e grandes proprietários (Contreras, 1999).

Alguns dos critérios a serem levados em conta são os seguintes:

- Parece existir uma correlação entre uma apropriada intensidade de uso do solo e a diminuição das taxas de desflorestamento. Neste sentido, a instabilidade no acesso à terra ocasiona pressões potencialmente maiores sobre os recursos (falta de incentivos para um uso intensivo das terras desflorestadas), mas a segurança na posse da terra deve ser acompanhada de outros fatores (disponibilidade de força de trabalho, de tecnologia apropriada e capital, preços, mercado, etc.), para que possa interferir eficazmente sobre a modificação do padrão de uso do solo. Ao mesmo tempo, deverão ser levadas em conta as lógicas produtivas camponesas e de migrantes: minimização do risco; tendência a garantir primeiro a subsistência, introduzindo os excedentes no mercado; pecuária versus diversificação do uso do solo; arrendamento das terras trabalhadas versus venda das terras desflorestadas para obtenção de ganhos; existência ou não de um mercado de terras (Bedoya, 1991; Rudel e Horowitz, 1996).

- Deve-se suprimir qualquer tipo de apoio a processos de titulação nos quais o desmatamento do bosque é considerado um “avanço” no uso do solo.
- Deve-se prestar atenção às reivindicações indígenas por terra, possuída freqüentemente “de fato”; além de garantir a reprodução coletiva de um povo, pode ser uma boa maneira de manter porções significativas de bosque sob proteção e manejo sustentável.
- É importante definir onde devem ser outorgados títulos por terra. Além de reforçar proibições de acesso a regiões propícias a serem protegidas, dever-se-ia expedir títulos prioritariamente em áreas já desflorestadas onde existem assentamentos estáveis, e não em regiões de fronteira agrícola aberta que fazem limite com regiões florestais, salvo quando existe um acompanhamento direto do processo de colonização.

6. Mercados

- Os mercados fechados e a falta de idoneidade estimulam a ineficiência (empresas que subtraem valor em vez de adicioná-lo):
 - fornecem emprego a um alto custo social;
 - estimulam o aumento dos preços pagos pelos consumidores locais, devido ao processamento ineficiente.
- A abertura de mercados favorece os consumidores. No entanto, pode deslocar os trabalhadores que processam a madeira (tecnologias que demandam menos mão-de-obra não especializada) e criar, ao mesmo tempo, novas oportunidades de trabalho.
- A abertura dos mercados pode ajudar a diminuir o desmatamento ao substituir parte do processamento local por produtos acabados ou semi-acabados importados, e gerar demandas por nova tecnologia mais competitiva. Esta nova demanda pode levar a uma utilização mais eficiente, mas pode incrementar também a capacidade de processar a madeira.

Neste sentido, uma mudança político-econômica desta natureza se traduz na existência de vários tipos de ajustes, alguns dos quais podem ter implicações negativas para os bosques. Assim, a abertura da exportação de eucalipto no Equador criou problemas, tal como o aumento dos preços locais de sua madeira, o que provocou nas madeiras locais uma maior demanda pelo produto mais barato procedente do bosque nativo. Esta situação deveria ter exigido medidas corretivas paralelas orientadas para a redefinição das políticas de preços da madeira nativa e a eliminação dos subsídios à exploração insustentável do bosque natural, incorporando gradualmente os custos ambientais, sociais e fiscais e incrementando a rentabilidade do bosque nativo (aumento das taxas de aproveitamento madeireiro por espécie e por local, avaliação do potencial de aproveitamento não madeireiro e do pagamento por serviços ambientais, promoção de novos mercados e procedimentos de certificação para agregar valor, melhoramento dos mecanismos de controle).

- A certificação:
 - assegura que as exportações saiam de fontes sustentáveis;
 - incorpora os custos sociais e ajuda a suprimir a competência desleal;
 - a baixa cobertura dos programas de certificação (menos de 5% do volume total comercializado) ainda não afeta o comércio maioritário;
 - por outro lado, os programas de certificação (por sua própria natureza) operam sobretudo entre os agentes certificadores e as entidades privadas, sem envolver os governos. Neste sentido, suas implicações para as políticas nem sempre são claras, embora a tendência seja que os governos que privatizam os bosques e liberalizam as exportações pressionem para expandir a cobertura da certificação florestal;
 - existem razoáveis expectativas de que a implementação de uma série de bosques certificados ajudará a reverter as tendências predominantes, embora os processos de certificação requeiram acumular evidências adicionais às atuais.
- Em geral, a abertura de novos mercados deve sair de uma série de medidas paralelas, que ajudem a evitar ou compensar potenciais distorções.

Considerações finais

Xavier Izko

Mesmo que nos diferentes capítulos já tenham sido esboçadas algumas conclusões parciais (em particular as relativas à valoração, Capítulo I, e a políticas, Capítulo IV), a seguir consideramos os pontos gerais mais significativos.

Dinâmica dos ecossistemas e acessos plurais ao valor

As relações dinâmicas que caracterizam os diferentes componentes dos ecossistemas (fluxos entre o conjunto de bens e serviços ambientais; relações dentro-fora dos bosques) convidam a combinar acessos diversificados da valoração econômica, de maneira tal que os diferentes procedimentos de valoração permitam escolher entre as diferentes opções de uso existentes.

Estas alternativas de valoração podem ser ativadas de maneira simultânea ou sucessiva, em função dos recursos naturais disponíveis e das peculiaridades dos diferentes contextos sócio-ambientais (atores, pressões, políticas). No caso das economias rurais tradicionais, é recomendável que os procedimentos de valoração se inscrevam no conjunto de relações existentes entre os ecossistemas florestais e os agro-ecossistemas, levando em conta a origem das pressões.

Valoração econômica e medidas de incentivo

Ao proporcionar os meios para medir e comparar diferentes tipos de benefícios, a valoração econômica pode se constituir numa ferramenta poderosa que auxilia na decisão pelos usos mais apropriados dos ecossistemas, mantendo um equilíbrio entre economia, ecologia e equidade distributiva. Neste sentido, a valoração econômica apóia o processo de tomada de decisões no nível político, em função da conservação e uso sustentável dos ecossistemas. Definitivamente uma valoração apropriada pode estimular comportamentos com tendência a preservar ou usar sustentavelmente o recurso valorado.

No entanto, passar do conhecimento de um valor econômico à elaboração de uma medida de incentivo requer uma série de passos. Trata-se de aproximações correspondentes à elaboração, aplicação e monitoração do incentivo em questão. Por outro lado, nem tudo pode ser valorado, por isso é que às vezes a valoração econômica deve ser complementada com outras medidas (regulamentações, taxas, criação de mercados, exoneração de encargos impositivos, remoção de subsídios perversos):

- As taxas maximizam a eficiência econômica e são facilmente compreendidas, mas exigem que seja medido adequadamente cada componente e podem requisitar monitoração extensiva; no entanto, a apropriada redistribuição dos impostos para circulação de bens e serviços, e sua aplicação atendendo a critérios ecológicos pode ser um instrumento poderoso para a conservação.
- A criação de mercados mediante a remoção de barreiras ao comércio e a distribuição de direitos de propriedade bem definidos e estáveis podem estimular a eficiência no uso dos recursos, mas podem descuidar dos valores de existência de espécies que não sejam comercialmente valiosas e aos valores do ecossistema circundante.
- A exoneração parcial de encargos impositivos às empresas que desenvolvem atividades sustentáveis oferece uma motivação mais permanente para reduzir os impactos negativos e pode estimular a mudança tecnológica.

- Os incentivos produtivos podem inaugurar a possibilidade de se evitar uma série de conversões ecológico-econômicas entre o conjunto de elementos das economias rurais, como a preservação e uso sustentável de bens e serviços florestais ou a semi-intensificação e diversificação produtiva agropecuária, de maneira que a degradação e as pressões sobre os bosques diminuam na medida que a produção e os recursos vão aumentando.
- A remoção de incentivos perversos pode aliviar as pressões sobre a biodiversidade e incrementar a eficiência econômica, reduzindo os déficits financeiros governamentais; mas podem enfrentar a oposição de grupos de interesse organizados e com acesso ao poder político.
- As regulamentações e restrições de acesso são relativamente fáceis de serem elaboradas e instrumentadas, e podem ser usadas como medidas temporais de emergência para assegurar a proteção de aspectos singulares da biodiversidade, até que sejam identificados outros instrumentos ou a ameaça seja superada. No entanto, são convertidas em instrumentos orientados geralmente para a conservação em sentido estrito (proteção) devido a sua inflexibilidade, especificidade e dificuldade a serem monitoradas.

Além dos instrumentos formais de política, os incentivos incluem também medidas sociais e institucionais (envolvimento dos setores, criação de capacidades, fortalecimento institucional, volume de informação). A apropriada participação dos atores, inscrita em seus respectivos âmbitos institucionais, é crucial para o êxito ou fracasso de um incentivo, já que eles são também os que mais podem ganhar ou perder na manutenção da biodiversidade florestal.

Neste sentido, é importante realizar análise prévia em função das características dos destinatários potenciais das medidas, a fim de se prevenir a captura dos incentivos por parte dos atores que têm maior capacidade de demanda ou que estão mais vinculados com o poder político. Adicionalmente, este conjunto de medidas sócio-institucionais pode minimizar consideravelmente os custos de transação, assim como os de monitoração e cumprimento das medidas, e incrementar a eficiência de sua aplicação.

Em geral, o emprego de diferentes medidas de incentivo se justifica:

- para dar conta tanto dos benefícios públicos como privados;
- quando não existe apenas um instrumento que possa focar diretamente todas as causas;
- para garantir que todas as categorias de usuário tenham sido efetivamente consideradas.

Contudo, a combinação de instrumentos pode exigir delinear parcialmente cada instrumento em particular, para torná-lo compatível com os demais. Além disso, é importante selecionar os incentivos em função de ponderações especiais e atributos de conservação, com certo direcionamento para contextos sócio-ambientais que possibilitem uma maior eficácia no aproveitamento de recursos e para garantir maior permanência futura dos impactos (regiões de amortecimento de áreas protegidas, corredores).

Entre as medidas de incentivo, deve ser priorizada a atribuição de subsídios a tecnologias inovadoras de manejo florestal, que permitam validar técnicas e modelos de produção, assim como créditos suaves em capital de trabalho a comunidades e pequenos produtores, e mecanismos de financiamento como fundos rotativos (créditos de fomento).

Os decisores das políticas têm diante de si a tarefa de identificar em quais casos a valoração econômica pode ser usada pragmaticamente e em quais casos se deve recorrer a outros procedimentos ou a uma combinação de vários deles, considerando a necessidade de otimizar os escassos recursos dos organismos públicos e de ajustar os instrumentos de gestão do meio ambiente a capacidades institucionais às vezes modestas. Neste sentido, esta “caixa de ferramentas” pretende mais precisamente orientar esta escolha.

Políticas e normas florestais

Muitos governos continuam propondo programas para conter o desflorestamento, ao passo que ele vai aumentando, o que implica, muitas vezes numa falta de vontade política, característica sobretudo de países com bosques ainda abundantes, mas nos quais predominam situações de pobreza e a presença de grandes interesses implicados. Neste contexto, é importante continuar promovendo e expandindo a valoração econômica e as medidas de incentivo (sobretudo as baseadas em incentivos “positivos”), de maneira que estas contribuam gradualmente para a definição de políticas. Paralelamente, recomenda-se considerar os Acordos Internacionais aplicados pelos países (tanto regionais como globais) como um mecanismo de realimentação e apoio ao cumprimento das normas florestais de conteúdo econômico.

Por outro lado, o desflorestamento, sobretudo na fronteira agrícola, está condicionado quase sempre por pressões que se originam fora do setor florestal. Boa parte do desflorestamento é um efeito colateral de atividades não florestais. Logo, as medidas de política devem se basear em esforços intersetoriais e inter-institucionais, caso se queira efetivá-las. Neste âmbito, cobram crescente importância, por um lado, os aspectos gerenciais e institucionais das estratégias florestais e, por outro, a necessidade de conjugar a (semi)intensificação do uso do solo fora dos bosques, com a valoração e uso sustentável dos bens e serviços florestais acompanhados por normas e controles apropriados, a fim de se evitar incentivos perversos que conduzem a um maior desflorestamento.

Também é freqüente observar como as recomendações de política enumeram uma longa lista de coisas importantes, que resultam numa série impraticável e pouco realista do tipo “faça tudo”, mas não estabelecem relações entre as diferentes recomendações realizadas nem definem prioridades entre todas elas.

Provavelmente as políticas que deveriam ser prioritárias são:

- intervenções que corrijam as falhas do mercado e facilitem a internalização dos fatores externos;
- intervenções que tornem possível ir além de leis simbólicas e ineficazes, definindo medidas e regulamentações aplicáveis e mutuamente complementares, com a participação dos atores locais;
- intervenções que desenvolvam capacidades institucionais para analisar e debater os trade-offs florestais, possibilitando combinar diferentes formas de valoração, dentro e fora dos bosques, além de procedimentos diversos (econômicos e reguladores).

Finalmente, as medidas de política devem ser vistas em perspectiva de mútua retro-alimentação:

- algumas medidas (como a titulação apropriada) criam as condições para que outras medidas possam ser ativadas de forma contínua e diferenciada (capital e tecnologia para assegurar uma intensificação apropriada do uso do solo, normas, etc.); mas uma medida isolada não basta para controlar o desflorestamento.
- de igual maneira, determinadas mudanças de política econômica (por exemplo, abertura dos mercados) promovem tanto situações estimulantes (favorecem uma maior eficiência) como distorções potenciais (o incremento do custo de certas espécies exóticas pode provocar maior pressão sobre a madeira nativa), o que exige considerar a necessidade de se realizar vários tipos de ajustes em cadeia, de maneira que alguns permitam corrigir os excessos de outros.
- a necessária retro-alimentação afeta também as relações entre as instâncias governamentais e os diferentes níveis de norma existentes; por exemplo, as normas florestais não conseguem incorporar ainda a riqueza conceitual e o nível de propostas das estratégias nacionais de biodiversidade e desenvolvimento sustentável.

Referências 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 Açaí 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 Communitites-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): Adaptive environmental assessment and management. Wiley, 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 - IESA AL III*. 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 Profonampe". 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, Ll. (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-CESU/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.; Proper de Callejon, D. and Lent, 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.