

**Serviços ecossistêmicos e sua
importância para o sistema econômico e
o bem-estar humano**

Daniel Caixeta Andrade
Ademar Ribeiro Romeiro

**Texto para Discussão. IE/UNICAMP
n. 155, fev. 2009.**

ISSN 0103-9466

Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano

Daniel Caixeta Andrade ¹
Ademar Ribeiro Romeiro ²

Resumo

Este trabalho tem como objetivo apresentar a chamada “economia dos ecossistemas”, uma disciplina ainda em desenvolvimento que tem como finalidade estudar as relações entre os ecossistemas, os serviços por ele prestados e suas relações como o bem-estar humano. A premissa básica é de que as atividades econômicas, a coesão das sociedades e o bem-estar humano são profunda e irremediavelmente dependentes dos serviços ecossistêmicos. Estes são considerados os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir do funcionamento dos ecossistemas. Enquanto serviços essenciais de suporte à vida, há uma necessidade premente em se preservar os ecossistemas, garantindo sua capacidade de provisão dos seus fluxos de serviços. Além de apresentar os conceitos de funções e serviços ecossistêmicos, este trabalho descreve as inter-relações entre estes e o bem-estar humano e discute as várias abordagens para valoração dos serviços ecossistêmicos. Propõe-se uma abordagem de valoração dinâmico-integrada, na qual tanto aspectos ecológicos, sociais e econômicos são considerados numa tentativa de avaliação ampla e mais refinada das interfaces existentes entre serviços ecossistêmicos, sistema econômico e bem-estar humano. Este novo paradigma se afasta do reducionismo neoclássico ao considerar não apenas as preferências humanas, mas também os princípios de sustentabilidade ecológica e equidade social, convergindo com as idéias da economia ecológica.

Palavras-chave: Ecossistemas; Serviços ecossistêmicos – Valoração; Valoração dinâmico-integrada.

Introdução

A “economia dos ecossistemas”, assim citada pelo relatório *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*, da Convenção sobre Diversidade Biológica (Sukhdev, 2008), é uma disciplina (ainda em desenvolvimento) que busca compreender a dinâmica das mudanças nos ecossistemas, as alterações nos fluxos dos serviços por eles prestados e os impactos últimos sobre o bem-estar humano. Parte-se do princípio de que a atividade econômica, a qualidade de vida e a coesão das sociedades humanas são profunda e irremediavelmente dependentes dos serviços gerados pelos ecossistemas, sendo premente o estudo da dinâmica de geração dos serviços ecossistêmicos e suas interações com as variáveis humanas. Mais importante, é preciso

(1) Doutorando em Desenvolvimento Econômico pelo Instituto de Economia da Unicamp e bolsista Fapesp.
E-mail: caixetaandrade@eco.unicamp.br.

(2) Coordenador do Núcleo de Economia Agrícola e do Meio Ambiente do Instituto de Economia da Unicamp.
E-mail: ademar@eco.unicamp.br.

conhecer de que forma fenômenos antrópicos, como o crescimento econômico e o crescimento populacional, afetam a capacidade dos ecossistemas gerarem serviços essenciais à vida no planeta.

Enquanto objeto de pesquisa, o interesse pelos ecossistemas e por seus serviços têm aumentado exponencialmente nos últimos anos. A Avaliação Ecosistêmica do Milênio,³ conduzida entre 2001 e 2005 através de uma parceria entre diversas instituições internacionais e com o suporte de vários governos, teve como objetivo fornecer bases científicas para a gestão sustentável dos ecossistemas, permitindo a provisão contínua dos serviços por eles gerados. Esse esforço único de sistematização das informações relativas aos serviços ecossistêmicos e sua contribuição para o bem-estar humano demonstra o fato de que a comunidade internacional reconhece a necessidade e a urgência de se tomarem medidas inovadoras no sentido de proteger os ecossistemas, dosando a sua preservação com os objetivos de desenvolvimento econômico.

O primeiro passo na direção da adoção de políticas para gestão sustentável dos ecossistemas deve ser o de incrementar o conhecimento humano sobre a dinâmica ecológica e as complexidades que envolvem os ecossistemas (Bennet et al., 2005). Neste sentido, o presente trabalho tem por objetivo fazer um resgate teórico sobre a temática dos ecossistemas e dos serviços essenciais e de suporte à vida por eles gerados, suas relações com o sistema econômico e bem-estar humano, enfatizando os instrumentos até agora disponíveis para descrever as interconexões entre os sistemas natural e humano, bem como as metodologias existentes para a valoração dos serviços ecossistêmicos.

Na primeira seção são revistos os conceitos de ecossistemas e suas propriedades, bem como as relações entre estes e o sistema econômico. A escala do sistema econômico e o estilo de desenvolvimento são os principais fatores de mudanças adversas nos ecossistemas. Apesar do relativo consenso de que o sistema econômico vem afetando de maneira irreparável os ecossistemas e sua capacidade de provisão de serviços, pouco se tem feito no sentido de conciliar o sistema econômico e os sistemas naturais que o suportam.

A segunda seção trata de descrever as funções e serviços ecossistêmicos, seguindo a taxonomia oferecida pela Avaliação do Milênio, que os classifica em serviços de provisão (ou abastecimento), serviços de regulação, serviços culturais e serviços de suporte. O objetivo é uma maior difusão desta classificação, pois se

(3) Doravante apenas Avaliação do Milênio.

considera que uma postura defensiva com relação aos serviços ecossistêmicos pressupõe o conhecimento de seus processos de geração e os seus impactos sobre as atividades humanas. A terceira seção se encarrega de estabelecer qual a relação entre tais classes de serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano, chamando a atenção para o fato de que o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio pressupõe a proteção dos ecossistemas e de seus serviços.

A quarta seção descreve quais são as abordagens utilizadas para valoração dos serviços ecossistêmicos. Considera-se que a valoração monetária dos serviços ecossistêmicos é necessária, embora não suficiente, como meio de avaliação de sua contribuição para o bem estar humano. Não é suficiente na medida em que nem todas as dimensões ecossistêmicas envolvidas são passíveis de precificação. Nesse sentido, um grande desafio é aquele do desenvolvimento de um sistema de valoração multi-critério, onde o valor monetário é ponderado com os valores não monetários. Diante disso, apresenta-se as abordagens da valoração antropocêntrica-reducionista, cujo fulcro são as preferências individuais dos consumidores dos serviços ecossistêmicos, a abordagem ecológica e a abordagem de valores associados a dimensões sócio culturais. Ao final, aborda-se uma proposta de valoração dinâmico-integrada, onde os aspectos das abordagens anteriormente apresentadas são salientados e combinados, a fim de fornecer uma visão mais holística dos ecossistemas e aumentar o escopo de análise da valoração dos serviços ecossistêmicos. O objetivo último é, como salienta Sukhdev (2008), aperfeiçoar a “bússola econômica” utilizada até então para guiar as sociedades nos caminhos do desenvolvimento (sustentável).

1 Ecossistemas e sistema econômico

Embora seu conceito seja antigo, o interesse pelos ecossistemas enquanto objeto de pesquisa é relativamente recente, tendo ganhado importância considerável devido à crescente preocupação sobre as interconexões entre o estado dos ecossistemas, o bem-estar das populações humanas e os impactos negativos que mudanças drásticas nos fluxos de serviços essenciais prestados pelos ecossistemas podem ter sobre o bem-estar das sociedades.

Os ecossistemas são sistemas que englobam as complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos e não vivos em seus ambientes físicos e biológicos, nos quais o homem é parte integral (MA, 2003). Trata-se de sistemas adaptativos complexos, nos quais propriedades sistêmicas macroscópicas como estrutura, relação produtividade-diversidade e padrões de fluxos de nutrientes emergem de interações entre os componentes, sendo comum a existência de efeitos de

retroalimentação (“*feedback*”) (Levin, 1998), numa combinação de efeitos negativos e positivos responsáveis por um equilíbrio dinâmico evolutivo. Eles incluem não apenas as interações entre os organismos, mas entre a totalidade complexa dos fatores físicos que formam o que é conhecido como ambiente (Tansley, 1935).

O conjunto de indivíduos e comunidades de plantas e animais (recursos bióticos⁴) que compõem os ecossistemas, sua idade e distribuição espacial, juntamente com os recursos abióticos (combustíveis fósseis, minerais, terra e energia solar) é conhecido como **estrutura ecossistêmica**, a qual fornece as fundações sobre as quais os processos ecológicos ocorrem (Turner; Daily, 2008; Daly; Farley, 2004).⁵ A maioria dos ecossistemas apresenta milhares de elementos estruturais, cada um exibindo variados graus de complexidade. Estes elementos, por sua vez, exibem comportamentos evolucionários e não mecanicistas (Costanza et al., 1993). Devido a isso, os ecossistemas são caracterizados por comportamentos não lineares, o que faz com que não seja possível fazer previsões de intervenções baseadas apenas em conhecimentos sobre cada componente individualmente.

Enquanto sistemas complexos, os ecossistemas apresentam várias características (ou propriedades), como variabilidade, resiliência, sensibilidade, persistência, confiabilidade, etc. Dentre elas, as propriedades de variabilidade e resiliência apresentam importância crucial para uma análise integrada das interconexões entre ecossistemas, sistema econômico e bem-estar humano.

A **variabilidade** dos ecossistemas consiste nas mudanças dos estoques e fluxos ao longo do tempo, devido, principalmente, a fatores estocásticos, intrínsecos e extrínsecos, enquanto que a **resiliência** pode ser considerada como a habilidade de os ecossistemas retornarem ao seu estado natural após um evento de perturbação natural, sendo que quanto menor o período de recuperação, maior é a resiliência de determinado ecossistema. Pode também ser definida como a medida da magnitude dos distúrbios que podem ser absorvidos por um ecossistema sem que o mesmo mude seu

(4) Os recursos bióticos podem ser divididos em sua parte autótrofa, que compreende os organismos que, a partir de compostos inorgânicos, fabricam seu próprio alimento mediante fotossíntese ou quimiossíntese, e em sua parte heterótrofa, composta pelos organismos que utilizam, reorganizam ou decompõem os materiais complexos sintetizados pelos autótrofos (Odum, 1975).

(5) Um dos principais componentes da estrutura dos ecossistemas é a chamada biodiversidade, a qual pode ser definida como a variabilidade entre os organismos vivos, incluindo, entre outros, ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, além de todos os processos ecológicos dos quais tais organismos fazem parte (Convenção da Diversidade Biológica, artigo 2). A perda da biodiversidade representa a maior ameaça aos ecossistemas e à sua capacidade em sustentar processos ecológicos básicos que suportam a vida no planeta (Naem et al., 1999).

patamar de equilíbrio estável. As atividades econômicas apenas são sustentáveis quando os ecossistemas que as alicerçam são resilientes (Arrow et al., 1995).

O ponto de mudança de patamar (ou de ruptura) é definido como o **limiar** de resiliência do ecossistema. Os limiares, ou pontos de ruptura (*breakpoints*), são aqueles pontos-limite além dos quais há um dramático e repentino desvio em relação ao comportamento médio dos ecossistemas (MA, 2003). A possibilidade de perdas irreversíveis, bem como a ignorância relativa ao funcionamento sistêmico, imprimem elevado grau de incerteza em estudos que utilizam o conceito de ecossistemas como unidade básica de análise (Daly; Farley, 2004), evidenciando a necessidade de adoção de comportamentos precavidos diante de incerteza e riscos (Romeiro, 2002).⁶

Além de suas características intrínsecas de variabilidade e coevolução, os ecossistemas são profundamente modificados pela ação humana. O sistema econômico interage com o meio ambiente, extraindo recursos naturais (componentes estruturais dos ecossistemas) e devolvendo resíduos. Além disso, altera consideravelmente o espaço em que atua em função de sua expansão. Assim, pode-se dizer que o sistema econômico tem impactos sobre os ecossistemas, sendo tais impactos funções da sua **escala** (tamanho, dimensão) e do **estilo** dominante de crescimento econômico (modo pelo qual o sistema econômico se expande).

Os efeitos combinados da escala, cuja expansão se acelerou fortemente nas últimas décadas, e do estilo de crescimento, tem conduzido o mundo a uma era onde o capital natural⁷ assume o lugar do capital (manufaturado) como o fator limitante do desenvolvimento econômico. Nesse sentido, a lógica econômica de maximização da produtividade do fator ~~a~~-mais escasso (e de aumento de sua oferta) deveria estimular o

(6) A adoção de uma postura precavida com relação às intervenções nos ecossistemas fundamenta-se no chamado **Princípio da Precaução**. A Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento estabelece que “para a proteção do meio ambiente, a abordagem da precaução deverá ser amplamente aplicada pelos Estados de acordo com suas capacidades. Onde existirem ameaças de danos sérios ou irreversíveis, a falta de plena certeza científica não deverá ser usada como uma razão para postergar medidas custo-efetivas para prevenir a degradação ambiental” (Princípio 15, Rio Declaration on Environment and Development, 1992). Dorman (2005) estabelece que a função da precaução é levar em conta fatores que não são conhecidos, bem como as ações tomadas sobre as consequências da intervenção humana nos ecossistemas.

(7) O termo capital, em geral, designa estoques de materiais ou informações existentes num determinado período que geram fluxos de serviços que podem ser usados para transformar outros materiais ou sua configuração espacial, contribuindo para a melhoria do bem-estar humano (Costanza et al., 1997). O capital natural pode ser considerado com o estoque de recursos naturais existentes que geram um fluxo de serviços úteis aos seres humanos, conhecido como renda natural (Costanza; Daly, 1992). Além do capital natural, tem-se, ainda, o capital humano, que é o trabalho físico e humano e o conhecimento armazenado pela humanidade, o capital manufaturado, que inclui todas máquinas/equipamentos e toda a infra-estrutura do sistema econômico, e o capital social, o qual se refere à teia de relações interpessoais, bem como às regras, normas e arranjos institucionais criados pelo homem (Costanza, 2000).

desenho de políticas econômicas voltadas a incrementar a produtividade dos ecossistemas e dos benefícios deles derivados (Daly, 1996; Costanza, 2000; Daly; Farley, 2004).

É possível apontar três perspectivas teóricas que buscam analisar os impactos ambientais provocados pela intervenção antrópica sobre os ecossistemas (York et al., 2003). A primeira delas, conhecida como abordagem da ecologia humana, aplica princípios ecológicos para compreender as sociedades humanas, afirmando que, embora a capacidade do homem no que diz respeito à organização, tecnologia e cultura o distancie das demais espécies, suas ações são sempre limitadas por condições ecológicas.

A segunda, neoclássica, aponta para os efeitos da modernização (tecnológica, econômica e institucional) sobre o grau de impacto que as atividades humanas podem ter sobre os ecossistemas, sugerindo que os problemas ambientais globais podem ser resolvidos através de modificações em instituições econômicas e sócio-políticas, sem necessariamente renunciar (ou reduzir) ao crescimento econômico, ao capitalismo e à globalização (York et al., 2003). Este otimismo em relação à degradação ambiental está em contraste com a terceira perspectiva, da economia política da sustentabilidade, segundo a qual o conflito existente entre economia e ecossistemas apenas será resolvido a partir de reestruturação radical da sociedade e de imposição de limites à expansão contínua da produção.⁸

A pressão exercida pelo sistema econômico sobre os ecossistemas depende do tamanho da população, do padrão de consumo e da tecnologia. Do ponto de vista da economia ecológica, a tecnologia pode relativizar esta pressão, mas não evitar que ela produza uma catástrofe ambiental caso a população e/ou consumo cresçam indefinidamente. Isso porque a economia ecológica parte de uma visão pré-analítica distinta da economia neoclássica. Enquanto esta última considera que os ecossistemas são neutros e passivos, reagindo frequentemente de maneira benigna às intervenções do sistema econômico, a primeira admite a possibilidade de ocorrência de perdas irreversíveis e potenciais rupturas nos ecossistemas que podem causar danos irreparáveis à humanidade (Mueller, 2007). Para a economia ecológica, o sistema econômico é um subsistema de um sistema maior **finito** (o ecossistema terrestre) e as análises das relações ecossistemas e sistema econômico não podem prescindir dos

(8) Dentro da perspectiva da economia política da sustentabilidade, a reversão dos processos de degradação dos ecossistemas e o alcance da chamada 'sustentabilidade forte' só podem ser obtidos através de uma reestruturação dos valores culturais da sociedade. Esta mudança institucional poderia alterar o *modus operandi* das sociedades, substituindo o objetivo máximo de acumulação de riqueza material pela acumulação de riqueza 'espiritual' proporcionada por atividades sociais e culturais. A esse respeito, ver Romeiro (2000).

conceitos de escala e limites impostos pela impossibilidade biofísica de o sistema terrestre suportar um sistema econômico em expansão contínua.

A preocupação com os limites ambientais ao crescimento econômico pode ser encontrada já nos trabalhos dos chamados economistas clássicos, como Adam Smith, David Ricardo e John Stuart Mill. Em seus modelos de crescimento, construídos nos séculos XVIII e XIX, estes autores postulavam a necessidade de um “estado-estacionário”, na medida em que a finitude dos recursos naturais e a impossibilidade de crescimento ilimitado da produtividade apresentavam-se como um empecilho à continuidade da expansão do sistema econômico.

Com a emergência da escola neoclássica, a idéia de um obstáculo absoluto ao crescimento imposto pelo meio ambiente é substituída pela crença no avanço tecnológico como elemento chave capaz de relativizar indefinidamente os limites ambientais ao crescimento econômico. A tradição neoclássica procurou legitimar cientificamente a convicção de que o sistema capitalista e os padrões de consumo dele decorrentes não seriam obstados pelo meio natural. Ao mesmo tempo em que reconhece a existência de possíveis problemas decorrentes da degradação ambiental, esta escola postula que crescimento econômico extra é capaz de solucioná-los, bem como aumentar o bem-estar e senso de justiça dentro das sociedades (Grossman; Grueger, 1994; Friedman, 2005). As possibilidades de substituição dos recursos naturais por outros fatores de produção, mormente trabalho e capital reprodutível, juntamente com os avanços no progresso tecnológico, eliminariam os óbices trazidos pela escassez provocada pela depleção dos ecossistemas e recursos naturais (Solow, 1974).

A relação entre crescimento econômico e degradação ambiental freqüentemente é analisada em termos da chamada Curva Ambiental de Kuznets. Em sua versão original, Kuznets (1955) procura estabelecer uma relação entre distribuição individual da renda e o crescimento. Utilizando informações para os Estados Unidos, Inglaterra e Alemanha, o autor chega à conclusão de que a distribuição individual da renda tende a piorar nos primeiros estágios do crescimento econômico, passando, a partir de determinado ponto, a apresentar melhoras com o crescimento da renda *per capita*, dando origem à conhecida curva em “U invertido”.

Em sua versão ambiental, o formato da curva sugere que nos primeiros estágios de crescimento das economias, em que as mesmas passam de uma fase essencialmente agrícola para uma fase de industrialização e modernização, haveria uma correlação positiva entre o aumento da renda *per capita* e a emissão de poluente e degradação ambiental no geral. Entretanto, a partir de determinado ponto, fatores como mudanças na composição da produção e consumo, aumento do nível educacional e de consciência ambiental, bem como sistemas políticos mais abertos, amorteceriam o

processo anterior, levando a uma reversão da relação encontrada no início do processo de crescimento. Para alguns autores, essa interpretação permite dizer que o próprio desenvolvimento tecnológico leva ao aumento da produtividade e à utilização mais intensa de métodos produtivos menos nocivos ao meio ambiente, em decorrência da imposição de leis ambientais mais rígidas e exigências do mercado externo (Arraes et al., 2006).

Embora não exista consenso sobre a sustentação empírica das relações sugeridas pela Curva Ambiental de Kuznets, o fato é que existe uma extensa lista de trabalhos que se preocuparam em analisar as relações entre o crescimento econômico e degradação ambiental ou qualidade dos ecossistemas,⁹ o que sugere que ainda existe uma grande lacuna a ser preenchida no que se refere à compreensão dos impactos de fatores econômicos sobre os ecossistemas.

Não obstante ao otimismo neoclássico, nota-se uma crescente adesão à idéia de que a escala do sistema econômico e os padrões de consumo decorrentes do estilo de desenvolvimento em curso são insustentáveis do ponto de vista ecológico. Um recente número especial da revista *New Scientist*, intitulado “*The folly of growth: how to stop the economy killing the planet*” (New Scientist, 2008), aponta para uma certa unanimidade sobre a necessidade de uma maior harmonia entre economia e ecossistemas. Apesar desse reconhecimento explícito, pouco ainda foi feito no sentido de conciliar o sistema econômico com o sistema maior que o sustenta. Isso se deve, em primeiro lugar, ao fato de que considerar os limites biofísicos impostos pelos ecossistemas à escala do sistema econômico significa desafiar o dogma do crescimento econômico e questionar os fundamentos da sociedade de consumo de massa.

Em segundo lugar, deve-se salientar o ainda limitado conhecimento humano sobre a dinâmica subjacente aos ecossistemas, bem como os esforços ainda tímidos no sentido de se desenvolver análises integradas dos sistemas natural e econômico. É fundamental a compreensão dos processos (funções) ecossistêmicos que dão origem aos benefícios prestados pelos ecossistemas e as interfaces destes com o bem-estar humano.

2 Funções e serviços ecossistêmicos

O entendimento da dinâmica dos ecossistemas requer um esforço de mapeamento das chamadas **funções ecossistêmicas**, as quais podem ser definidas como as constantes interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema, incluindo transferência de energia, ciclagem de nutrientes, regulação de gás, regulação climática e do ciclo da água (Daly; Farley, 2004). Tais funções,

(9) Para uma revisão dos trabalhos sobre a relação entre meio ambiente e crescimento econômico ver Panayotou (2000) e Stern (1998).

consideradas um subconjunto dos processos ecológicos e das estruturas ecossistêmicas (De Groot et al., 2002), criam uma verdadeira integridade sistêmica dentro dos ecossistemas, criando um todo maior que o somatório das partes individuais.

O conceito de funções ecossistêmicas é relevante no sentido de que por meio delas se dá a geração dos chamados **serviços ecossistêmicos**, que são os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas. Dentre eles pode-se citar a provisão de alimentos, a regulação climática, a formação do solo, etc. (Daily, 1997; Costanza et al., 1997; De Groot et al., 2002; MA, 2003).¹⁰ São, em última instância, fluxos de materiais, energia e informações derivados dos ecossistemas naturais e cultivados que, combinados com os demais tipo capital (humano, manufaturado e social) produzem o bem-estar humano. Tal como no caso dos ecossistemas, o conceito de serviços ecossistêmicos é relativamente recente, sendo utilizado pela primeira vez no final da década de 1960 (King, 1966; Helliwell, 1969).

As funções ecossistêmicas são reconceitualizadas enquanto serviços de ecossistema na medida em que determinada função traz implícita a idéia de valor humano. De modo geral, uma função ecossistêmica gera um determinado serviço ecossistêmico quando os processos naturais subjacentes desencadeiam uma série de benefícios direta ou indiretamente apropriáveis pelo ser humano, incorporando a noção de utilidade antropocêntrica. Em outras palavras, uma função passa a ser considerada um serviço ecossistêmico quando ela apresenta possibilidade/potencial de ser utilizada para fins humanos (Huetting et al., 1997).

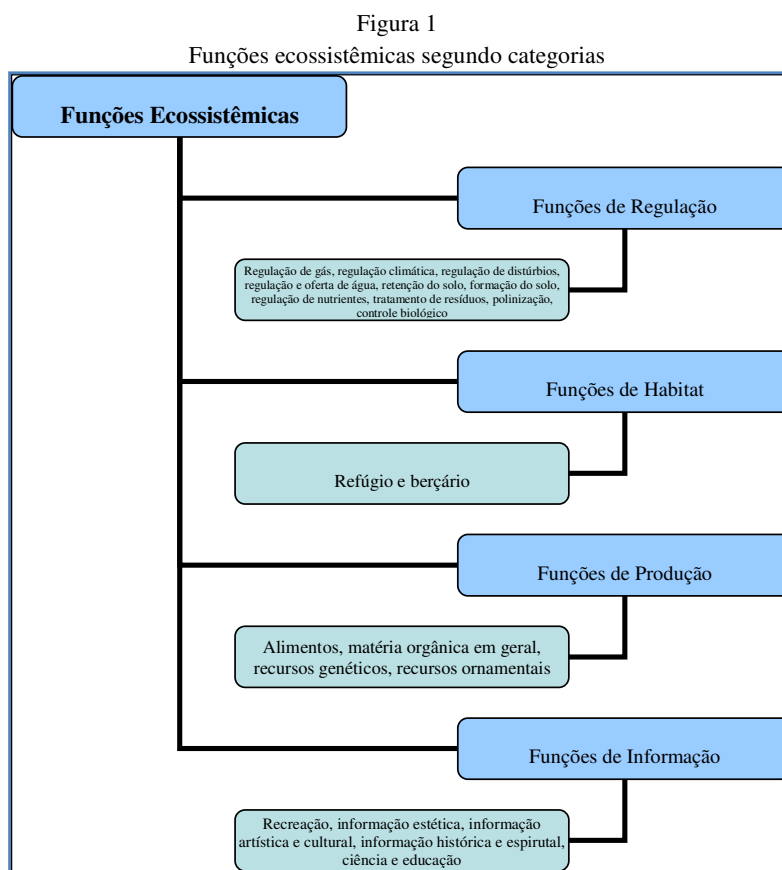
Os processos (funções) e serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico (Costanza et al., 1997; De Groot et al., 2002). A natureza interdependente das funções ecossistêmicas faz com que a análise de seus serviços requeira a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes, resguardando a capacidade dinâmica dos ecossistemas em gerar seus serviços (Limburg; Folke, 1999). Além disso, o fato de que a ocorrência das funções e serviços ecossistêmicos pode se dar em várias escalas espaciais e temporais torna suas análises uma tarefa ainda mais complexa.

A vida no planeta Terra está intimamente ligada à contínua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos (Sukhdev, 2008; MA, 2005a). A demanda humana pelos mesmos vem crescendo rapidamente, ultrapassando em muitos casos a

(10) Tal como na Avaliação do Milênio, o conceito aqui adotado para serviços ecossistêmicos segue Daily (1997), ao agrupar sobre a mesma denominação os “bens” (tangíveis, como alimentos, fibras, madeiras, etc.) e “serviços” (benefícios muitas vezes intangíveis) gerados pelos ecossistemas, bem como Costanza et al. (1997), ao considerar os serviços gerados tanto por ecossistemas naturais e cultivados.

capacidade de os ecossistemas fornecê-los. Em sendo assim, faz-se premente não apenas o esforço de compreensão da dinâmica inerente aos elementos estruturais dos ecossistemas, mas também é de fundamental importância entender quais são os mecanismos de interação entre os fatores de mudança dos ecossistemas e sua capacidade de geração dos serviços ecossistêmicos, bem como seus impactos adversos sobre bem-estar humano.

A despeito de sua grande variedade, as funções ecossistêmicas podem ser agrupadas em quatro categorias primárias, quais sejam: i) funções de regulação; ii) funções de habitat; iii) funções de produção; e iv) funções de informação (De Groot et al., 2002). As duas primeiras classes proporcionam suporte e manutenção dos processos e componentes naturais, contribuindo para a provisão das demais funções (Figura 1).¹¹



Fonte: adaptado de De Groot et al. (2002, p. 396-397).

(11) Assim como a classificação, a descrição das funções ecossistêmicas dentro de cada categoria baseia-se em De Groot et al. (2002).

As funções de regulação estão relacionadas à capacidade dos ecossistemas regularem processos ecológicos essenciais de suporte à vida, através de ciclos biogeoquímicos e outros processos da biosfera. Todos esses processos são mediados pelos fatores abióticos de um ecossistema, juntamente com organismos vivos através de processos evolucionários e mecanismos de controle. Além de manterem a saúde dos ecossistemas, as funções de regulação têm impactos diretos e indiretos sobre as populações humanas.

Entre as funções de regulação da biota em escala global está aquela responsável pela composição química da atmosfera, dos oceanos e da biosfera como um todo – equilíbrio entre o oxigênio e dióxido de carbono, manutenção da camada de ozônio, etc. Esta é mantida por processos biogeoquímicos, os quais são influenciados pelos componentes bióticos e abióticos de um ecossistema.

Outras funções de regulação são aquelas relacionadas aos aspectos estruturais dos ecossistemas, como a cobertura vegetal e o sistema de raízes: a capacidade de prevenção (ou mitigação) de distúrbios (ou danos naturais), que resulta da habilidade dos ecossistemas naturais em tornar menos severos os efeitos de desastres e eventos de perturbação natural; capacidade de absorção de água e resistência eólica da vegetação; a capacidade de filtragem e estocagem de água, que regulam sua disponibilidade ao longo das estações climáticas; a capacidade de retenção (proteção) de solo, que previne o fenômeno de erosão e compactação do solo, beneficiando diretamente as funções ecossistêmicas que dependem deste recurso em boas condições naturais, como as (re)ciclagens de nutrientes vitais ao crescimento e ocorrência das formas de vida, tais como nitrogênio, enxofre, fósforo, cálcio, magnésio e potássio. Estas funções se traduzem também em serviços ecossistêmicos de assimilação e reciclagem de resíduos (orgânicos e inorgânicos) através de diluição, assimilação ou recomposição química. As florestas, por exemplo, filtram partículas presentes na atmosfera, enquanto que alguns ecossistemas aquáticos podem funcionar como “purificadores” para alguns dejetos da atividade humana.

As funções ecossistêmicas relacionadas à reprodução vegetal, como a polinização, que resulta das atividades de algumas espécies, tais como insetos, pássaros e morcegos, se traduzem também em serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da produtividade agrícola. Do mesmo modo, a cadeia de presas e predadores dos ecossistemas naturais próximos a áreas agrícolas oferecem o serviço ecossistêmico de regulação biológica que reduz o praguejamento das culturas.

No que se refere às funções classificadas como de habitat, estas são essenciais para a conservação biológica e genética e para a preservação de processos evolucionários. De Groot et al. (2002) citam as funções de refúgio e berçário, sendo a

primeira delas concernente ao fato de que ecossistemas naturais fornecem espaço e abrigo para espécies animais e vegetais, contribuindo para a manutenção da diversidade genética e biológica. A segunda relaciona-se ao fato de que muitos ecossistemas, principalmente ecossistemas costeiros, possuem áreas ideais para a reprodução de espécies que muitas vezes são capturadas para fins comerciais, proporcionando a sua perpetuação.

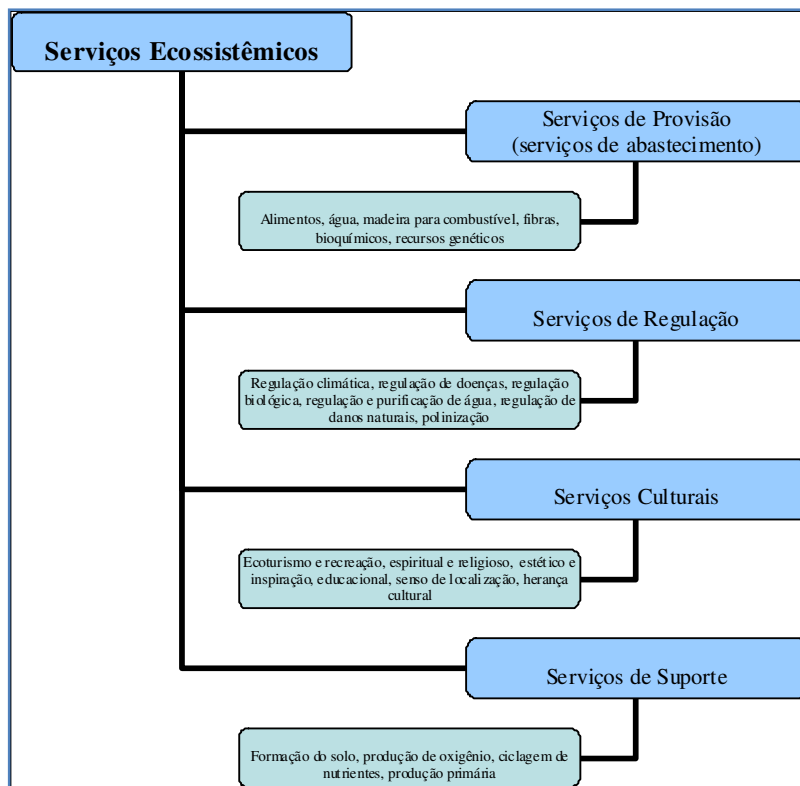
As funções de produção estão ligadas à capacidade dos ecossistemas fornecerem alimentos para o consumo humano, a partir da produção de uma variedade de hidrocarbonatos, obtidos através de processos como a fotossíntese, sequestro de nutrientes e através de ecossistemas semi-naturais, como as terras cultivadas. As funções citadas na Figura 1 acima se referem à produção propriamente dita de alimentos, materiais (ceras, colas, gomas, tintas naturais, gorduras, folhagens, etc.), recursos genéticos, recursos medicinais e recursos ornamentais. Independente do tipo de ecossistema, pode-se ter recursos provenientes de sua parte biótica (produtos vindos de plantas e animais vivos) e de sua parte abiótica (principalmente minerais subterrâneos).

Por fim, as funções de informação relacionam-se à capacidade dos ecossistemas naturais contribuírem para a manutenção da saúde humana, fornecendo oportunidades de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e experiência estética. Nesta categoria incluem-se conhecimento estético, recreação e (eco)turismo, inspiração cultural e artística, informação histórica e cultural, além de informações culturais e científicas. Essas funções são profundamente ligadas aos valores humanos, o que muitas vezes dificulta a sua correta definição e avaliação.

Quanto aos serviços ecossistêmicos, estes podem ser classificados de maneira semelhante às funções ecossistêmicas. Para aqueles, a Avaliação do Milênio propõe uma classificação similar àquela da Figura 1, na qual tem-se quatro categorias, quais sejam: i) serviços de provisão (ou serviços de abastecimento); ii) serviços de regulação; iii) serviços culturais; e iv) serviços de suporte (Figura 2).¹²

(12) Os serviços ecossistêmicos podem ser também classificados de acordo com suas características funcionais, organizacionais e/ou descritivas. Norberg (1999) propõe classificar os serviços ecossistêmicos em três categorias. Na primeira, estão inseridos aqueles serviços associados a determinadas espécies ou grupo de espécies similares, em que os possíveis beneficiários são internos ao próprio ecossistema em que os serviços são gerados. Na segunda estão os serviços que regulam *inputs* externos de natureza física ou química. Ao contrário da primeira categoria, em que a manutenção do serviço se dá através da preservação de determinada espécie, nesta a conservação dos serviços envolve a preservação de toda a comunidade biótica e de todo o ecossistema, demonstrando o delicado equilíbrio entre os componentes estruturais de um ecossistema. A terceira categoria inclui os serviços relacionados à organização de entidades bióticas e à organização biológica dos componentes ecossistêmicos. Os serviços derivados de tais processos podem ser chamados de serviços de suporte, uma vez que alicerçam a geração dos demais serviços e é de fundamental importância para o funcionamento sistêmico dos ecossistemas e para sua habilidade de adaptação a situações adversas.

Figura 2
Serviços ecossistêmicos segundo categorias



Fonte: adaptado de MA (2003, p. 57).

Os **serviços de provisão** incluem os produtos obtidos dos ecossistemas, tais como alimentos e fibras, madeira para combustível e outros materiais que servem como fonte de energia, recursos genéticos, produtos bioquímicos, medicinais e farmacêuticos, recursos ornamentais e água. Sua sustentabilidade não deve ser medida apenas em termos de fluxos, isto é, quantidade de produtos obtidos em determinado período. Deve-se proceder a uma análise que considere a qualidade e o estado do estoque do capital natural que serve como base para sua geração, atentando para restrições quanto à sustentabilidade ecológica. Em outras palavras, faz-se necessário

observar os limites impostos pela capacidade de suporte¹³ do ambiente natural (física, química e biologicamente), de maneira que a intervenção antrópica não comprometa irreversivelmente a integridade e o funcionamento apropriado dos processos naturais.

Dados da produção mundial de alimentos ilustram o aumento na geração dos serviços de provisão. Entre 1961 e 2003 a produção de alimentos teve um incremento de mais de 160%, tendo a produção de cereais aumentado 2,5 vezes, a produção de carne bovina e de ovelha cerca de 40% e a produção de carne suína e de aves incrementado 60% e 100%, respectivamente, considerando o mesmo período (MA, 2005a). Em todos os quatro cenários construídos pela Avaliação do Milênio,¹⁴ projeta-se um aumento da produção total e *per capita* na produção global de alimentos, ao mesmo tempo em que o aumento projetado para a demanda mundial por alimentos gira em torno de 70 a 85%.

Com relação à oferta de água, tendências atuais apontam que o uso humano desse recurso natural é insustentável, impactando negativamente a capacidade dos ecossistemas proverem adequadamente este crucial serviço de provisão. Dados indicam que de 5% a aproximadamente 25% do uso mundial de água doce excedem a oferta acessível no longo prazo, ao mesmo tempo em que de 15 a 35% do uso global da água para irrigação são considerados insustentáveis. Considerando as tendências projetadas pelos cenários da Avaliação do Milênio, espera-se um aumento do uso da água em torno de 10% entre os anos de 2000 e 2010, comparado à taxa de 20% por década nos últimos 40 anos.

Os esforços empreendidos para atender à crescente demanda pelos serviços de provisão ilustram a existência de *trade-offs* na geração de serviços ecossistêmicos. Ações no sentido de aumentar a produção de alimentos, as quais geralmente envolvem o incremento no uso de água e fertilizantes, além de freqüentemente envolverem expansão de área cultivada, impactam ou degradam outros serviços, incluindo a redução da quantidade e qualidade de água para outros usos, assim como o decréscimo da cobertura florestal e ameaças à biodiversidade.

(13) Desde as décadas de 60 e 70, o conceito de capacidade de suporte tem sido aplicado para capturar, calcular e exprimir os limites ambientais causados pelas atividades humanas. Em ecologia aplicada, este conceito tem sido aplicado à gestão de determinados habitats e ecossistemas e à gestão de turismo (em parques nacionais, por exemplo). Em ecologia humana (análises das interações entre indivíduos, ambiente e sociedade, e das demandas dos seres humanos em relação ao meio ambiente), o conceito de capacidade de suporte é aplicado para discutir e ilustrar os impactos ecológicos do crescimento da população humana, bem como os impactos causados pelo aumento do consumo (Seidl; Tisdell, 1999).

(14) Para maiores detalhes sobre os cenários construídos dentro da Avaliação do Milênio ver MA (2005b).

Quanto aos **serviços de regulação**, estes se relacionam às características regulatórias dos processos ecossistêmicos, como manutenção da qualidade do ar, regulação climática, controle de erosão, purificação de água, tratamento de resíduos, regulação de doenças humanas, regulação biológica, polinização e proteção de desastres (mitigação de danos naturais), sendo derivados quase que exclusivamente das funções ecossistêmicas classificadas na categoria de regulação, discutidas anteriormente. Diferentemente dos serviços de provisão, sua avaliação não se dá pelo seu “nível” de produção, mas sim pela análise da capacidade dos ecossistemas regularem determinados serviços.

Exemplos de como as mudanças nas condições dos ecossistemas afetam sua capacidade regulatória podem ser extraídos de resultados encontrados pela Avaliação do Milênio. Considerando o serviço de regulação climática, as mudanças nos ecossistemas têm contribuído majoritariamente para alterações históricas no forçamento radiativo,¹⁵ principalmente devido ao desmatamento, uso de fertilizantes e práticas agrícolas inadequadas. Aproximadamente 40% das emissões históricas de dióxido de carbono (CO₂) dos últimos dois séculos e cerca de 20% das emissões deste mesmo gás na década de 90 foram originadas de mudanças no uso e gestão dos solos, principalmente relacionadas ao desflorestamento.

Apesar das incertezas envolvidas e a falta de um completo entendimento sobre a dinâmica subjacente aos processos regulatórios dos ecossistemas, espera-se que o futuro de alguns serviços, como a capacidade de absorção de carbono (associado com a regulação climática), seja grandemente comprometido por mudanças esperadas nos usos do solo. Espera-se também uma queda na capacidade de mitigação de danos naturais, outro importante serviço de regulação, devido a mudanças nos ecossistemas, o que pode ser evidenciado pelo aumento da frequência de desastres naturais.

Os **serviços culturais** incluem a diversidade cultural, na medida em que a própria diversidade dos ecossistemas influencia a multiplicidade das culturas, valores religiosos e espirituais, geração de conhecimento (formal e tradicional), valores educacionais e estéticos, etc. Estes serviços estão intimamente ligados a valores e comportamentos humanos, bem como às instituições e padrões sociais, características que fazem com que a percepção dos mesmos seja contingente a diferentes grupos de indivíduos, dificultando sobremaneira a avaliação de sua provisão.

(15) Define-se forçamento radiativo (*radiative forcing*) à perturbação energética radiativa de um agente que force o aparecimento de um desequilíbrio. Se a perturbação conduzir a um sobreaquecimento, o forçamento radiativo diz-se positivo. Se conduz a um arrefecimento, considera-se negativo.

As sociedades têm desenvolvido uma interação íntima com o seu meio natural, o que tem moldado a diversidade cultural e os sistemas de valores humanos. Entretanto, a transformação de ecossistemas biodiversos em paisagens cultivadas com características mais homogêneas, associada às mudanças econômicas e sociais, como rápida urbanização, melhoramento e barateamento nas condições de transporte e aprofundamento da globalização econômica, têm enfraquecido substancialmente as ligações entre ecossistemas e diversidade/identidade cultural.

Por outro lado, o uso dos ecossistemas para objetivos de recreação e turismo tem aumentado devido principalmente ao aumento da população, maior disponibilidade de tempo para o lazer entre as populações mais ricas e maior infraestrutura de suporte a esse tipo de atividade. O turismo ecológico, por exemplo, corresponde a uma das principais fontes de renda para alguns países que ainda possuem grande parte dos seus ecossistemas ainda conservada.

Os **serviços de suporte** são aqueles necessários para a produção dos outros serviços ecossistêmicos. Eles se diferenciam das demais categorias na medida em que seus impactos sobre o homem são indiretos e/ou ocorrem no longo prazo. Como exemplos, pode-se citar a produção primária,¹⁶ produção de oxigênio atmosférico, formação e retenção de solo, ciclagem de nutrientes, ciclagem da água e provisão de habitat.

Os ciclos de vários nutrientes chave para o suporte da vida têm sido significativamente alterados pelas atividades humanas ao longo dos últimos dois séculos, com conseqüências positivas e negativas para os outros serviços ecossistêmicos, além de impactos no próprio bem-estar humano. A capacidade dos ecossistemas terrestres em absorver e reter nutrientes suspensos na atmosfera ou fornecidos através da aplicação de fertilizantes tem sido comprometida pela transformação e simplificação dos ecossistemas em paisagens agrícolas de baixa diversidade. Em conseqüência, há um incremento no vazamento desses nutrientes para rios e lagos, sendo transportados para ecossistemas costeiros e causando impactos adversos, como a eutrofização e a consequente perda de biodiversidade em ecossistemas aquáticos.

(16) Produção primária ou produtividade primária (ou ainda produtividade primária bruta) é a quantidade total de matéria orgânica fixada pelos seres autótrofos, inclusive, a parte por eles utilizada nos processos respiratórios. Desconsiderando-se esta última parcela (matéria orgânica utilizada nos processos respiratórios), tem-se a produtividade primária líquida. Produção secundária é o termo utilizado para designar a produção de matéria orgânica em níveis heterótrofos da cadeia alimentar (Odum, 1975).

Como resultado da degradação dos ecossistemas, a ameaça de alterações drásticas nos fluxos de serviços ecossistêmicos tem crescentemente preocupado a comunidade acadêmica e os tomadores de decisão. Parafraseando Hardin (1968), Lant et al. (2008) utilizam a expressão “tragédia dos serviços ecossistêmicos” para se referirem ao declínio da sua provisão, principalmente considerando os serviços de regulação, de suporte e culturais. Para estes autores, a degradação dos fluxos de serviços ecossistêmicos faz parte de uma armadilha social em que as falhas nas leis de propriedade comunal e os incentivos econômicos que abrangem apenas bens e serviços transacionados nos mercados são responsáveis pela destruição dos serviços de suporte à vida oferecidos “gratuitamente” pelos ecossistemas.

Em um cenário de contínua degradação dos ecossistemas, o alcance do desenvolvimento sustentável requer um melhor entendimento da medida da dependência humana com relação serviços ecossistêmicos e, por conseguinte, da vulnerabilidade do bem-estar humano em relação às mudanças nos ecossistemas (Eftec, 2005).

3 Serviços ecossistêmicos e bem-estar humano

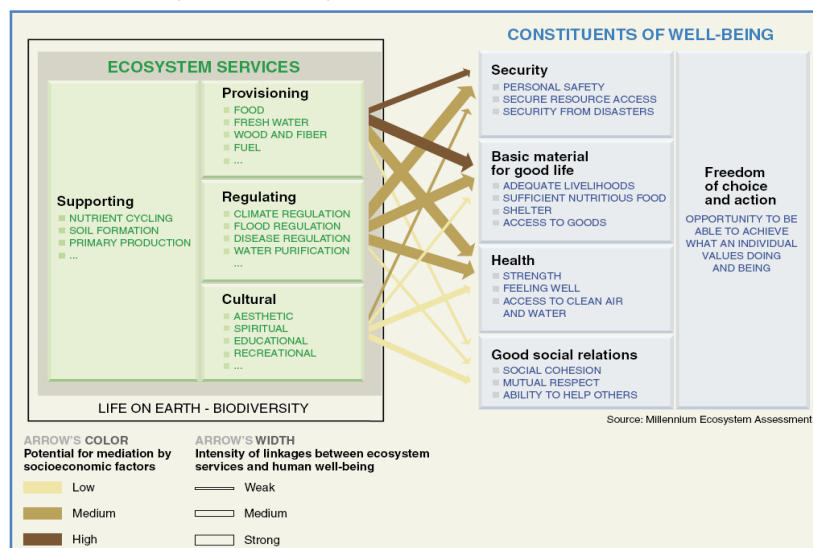
A degradação dos ecossistemas naturais e dos fluxos de serviços por ele gerados têm impactos importantes no bem-estar das populações, evidenciando a profunda dependência do homem em relação aos serviços ecossistêmicos. Esta dependência, por sua vez, reflete diretamente os processos de coevolução que remontam às origens da biosfera terrestre (MA, 2003).

Embora ainda não completamente compreendidas, as relações entre o bem-estar e os serviços ecossistêmicos são complexas e não-lineares. Quando um serviço ecossistêmico é abundante em relação à sua demanda, um incremento marginal em seu fluxo representa apenas uma pequena contribuição ao bem-estar humano. Entretanto, quando o serviço ecossistêmico é relativamente escasso, um decréscimo em seu fluxo pode reduzir substancialmente o bem-estar. A Figura 3 abaixo, extraída da documentação disponibilizada pela Avaliação do Milênio, ilustra as interconexões entre as várias categorias de serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.

Os impactos de mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos sobre os constituintes do bem-estar são complexos e envolvem relações de causação que se reforçam mutuamente, devido principalmente à interdependência dos processos de

geração dos serviços ecossistêmicos e entre as próprias dimensões do bem-estar. As mudanças nos serviços ecossistêmicos de provisão, por exemplo, afetam todos os constituintes do bem-estar material dos indivíduos. Entretanto, os efeitos adversos de mudanças nos fluxos dos serviços de provisão podem ser minorados por circunstâncias socioeconômicas.

Figura 3
Relações entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano



Fonte: MA (2005a, p. 50).

A degradação dos ecossistemas e as alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos podem também representar um sério entrave ao desenvolvimento. Os chamados “Objetivos de Desenvolvimento do Milênio” (Sukhdev, 2008; MA, 2005a), estabelecidos em setembro de 2000, através do Projeto do Milênio das Nações Unidas (UN Millennium Project, 2005), têm como premissa básica aumentar o bem-estar humano através da redução da pobreza, do combate à fome e à mortalidade materna e infantil, do acesso universal à educação, do controle de doenças, do fim da desigualdade entre homens e mulheres, do desenvolvimento sustentável, e da construção de parcerias globais para o desenvolvimento (Quadro 1).

Quadro 1
Objetivos de desenvolvimento do Milênio

Objetivo
1. Erradicar a pobreza e fome extremas
2. Atingir a educação primária universal
3. Promover a igualdade de sexo e promover a mulher
4. Reduzir a mortalidade infantil
5. Melhorar a saúde materna
6. Combater AIDS/HIV, malária e outras doenças
7. Assegurar a sustentabilidade ambiental
8. Formar parcerias globais para o desenvolvimento

Fonte: (UN Millennium Project, 2005).

O papel dos serviços ecossistêmicos é crucial no alcance destes objetivos. Esse fato pode ser evidenciado pela constatação de que as regiões com maiores dificuldades em atingir as metas são aquelas onde suas populações apresentam uma maior dependência em relação aos ecossistemas e aos seus serviços (MA, 2005a). Considerando as ligações entre o bem-estar humano e os serviços prestados pelos ecossistemas torna-se claro que qualquer ação que vise aumentar a qualidade de vida das populações e acelerar o processo de desenvolvimento deve reconhecer explicitamente a importância dos serviços prestados pelos ecossistemas para as condições de vida humana. Assim sendo, a reversão da degradação dos ecossistemas torna-se um imperativo na busca dos objetivos colocados pelo Projeto do Milênio.

Os objetivos de redução da pobreza e combate à fome dependem em grande medida dos **serviços ecossistêmicos de provisão**. Entretanto, a produção sustentável de alimentos e outros materiais para sobrevivência humana se baseia largamente na integridade dos ecossistemas e na provisão adequada de outros serviços, notadamente os **serviços de regulação e de suporte**, como controle biológico, polinização, ciclagem de nutrientes e formação do solo.

A redução da mortalidade infantil e o combate a doenças como malária apenas serão possíveis com o incremento na qualidade de alguns serviços ecossistêmicos, como a qualidade da água, produção de alimentos, mitigação de danos naturais, etc. Para tanto, a capacidade de provisão e regulação dos ecossistemas deve ser considerada como um importante fator para o seu alcance.

Além dessas constatações, a própria inclusão do objetivo de sustentabilidade ambiental demonstra o reconhecimento da importância dos ecossistemas e seus serviços para o aumento de bem-estar humano. Resta saber, contudo, de que maneira a sociedade percebe e julga a essencialidade dos serviços ecossistêmicos. Esse tema é tratado na seção seguinte, com a discussão das abordagens para valoração dos serviços prestados pelos ecossistemas.

4 Abordagens para valoração dos ecossistemas e serviços ecossistêmicos

Tendo em vista a importância dos fluxos de serviços gerados pelos ecossistemas para o bem-estar humano e para o suporte da vida no planeta, é inegável a necessidade de se valorá-los. Para fins de políticas que têm por objetivar enfrentar os *trade-offs* associados ao uso dos recursos naturais, é preciso, em última instância, conhecer de que maneira mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos impactam a capacidade humana em atingir seus objetivos finais relativos às suas necessidades materiais ou não.

O valor de todo estoque de capital é dado pelo valor presente dos fluxos de renda futura por ele gerados. Considerando que os ecossistemas são estoques de capital natural, tem-se que seu valor também é definido pelo valor presente dos fluxos de renda (natural) futura providos, sendo que, no caso dos ecossistemas, tais fluxos equivalem aos serviços ecossistêmicos (Daily et al., 2000; Bockstael et al., 2000). O exercício de valorar os ecossistemas significa, portanto, captar o valor dos serviços por ele gerados.

Existe um relativo consenso sobre a necessidade da valoração econômica dos serviços fornecidos pela natureza, estando a controvérsia limitada a franjas mais radicais de ecologistas, pelo reconhecimento da existência de “valores”¹⁷ associados aos benefícios oriundos dos processos naturais subjacente à dinâmica ecossistêmica e ao fato de que o ser humano se depara diariamente com *trade-offs*, os quais levam à

(17) Em sentido corrente, “valor” expressa a magnitude pela qual um determinado bem ou serviço contribui para um determinado objetivo pré-estabelecido (Bingham et al., 1995; Bockstael et al., 2000; Costanza, 2000). Intuitivamente, por exemplo, pode-se dizer que um quilo de maçãs é valioso exatamente porque esse bem pode servir ao objetivo de saciar a fome de um indivíduo. Embora a ciência econômica se preocupe com a idéia de valor, estes são comumente expressos por **preços**, os quais não refletem a idéia de importância. Haja vista, por exemplo, o clássico paradoxo entre a água e o diamante. Dentro da teoria neoclássica, a qual se baseia na teoria do valor subjetivo, preços de mercado são aqueles que igualam a quantidade ofertada e demandada, refletindo o valor atribuído a determinado bem pelo seu comprador marginal (Heal, 2000). Embora os preços de mercado não sejam equivalentes a valores, cujo sentido ultrapassa a esfera econômica, a valoração econômica trabalha principalmente com preços de mercado, demonstrando um viés parcial, antropocêntrico e utilitário, privilegiando apenas a dimensão econômica dos valores associados aos ecossistemas.

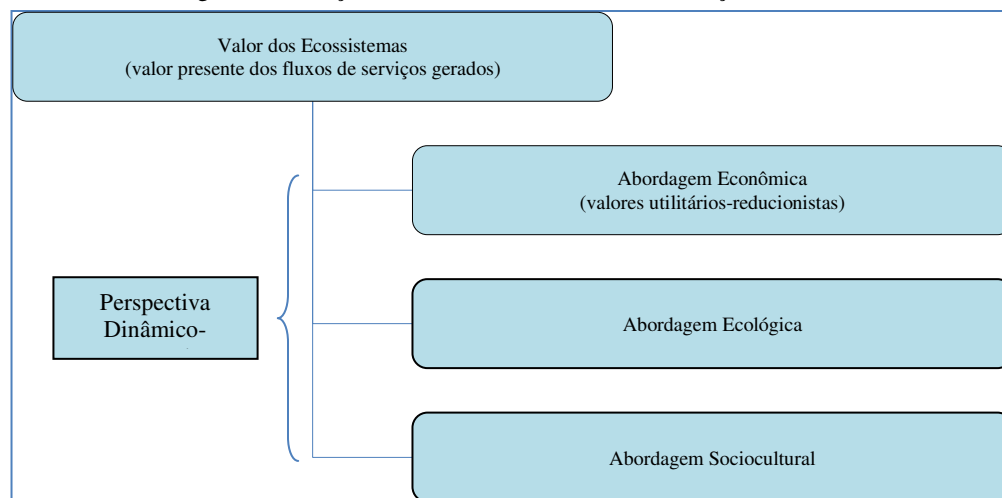
necessidade de se fazer escolhas e, ao final, à necessidade de atribuição de valores (Costanza et al., 1998; Herendeen, 1998; Barbier; Heal, 2006; Amazonas, 2006).

Ecossistemas e seus serviços (provisão, regulação, suporte e serviços culturais) têm valor (no sentido econômico) para a sociedade na medida em que o homem, direta e indiretamente, deriva utilidade do seu uso efetivo ou potencial. Esta abordagem de valoração, a qual será referida neste trabalho como utilitária-reducionista, associa, pois, o valor dos fluxos de serviços ecossistêmicos a valores econômicos, dando uma idéia de valor instrumental aos serviços dos ecossistemas.¹⁸ Ao enfatizar apenas a dimensão econômica associada aos valores dos ecossistemas, esta abordagem se torna **reducionista**, pois desconsidera outras fontes de valores não associadas à utilidade.

Além desta, a sociedade também associa valores ecológicos, socioculturais e intrínsecos ligados à existência de ecossistemas (MA, 2003). Tais abordagens, embora menos comuns, são importantes, uma vez que tentam captar não apenas os valores instrumentais ligados aos ecossistemas, mas também procuram superar o reducionismo de se expressar os valores dos serviços ecossistêmicos baseados apenas nas preferências individuais. A figura 4 abaixo sistematiza as abordagens frequentemente utilizadas para a valoração de serviços ecossistêmicos.

Figura 4

Abordagens da valoração econômica dos ecossistemas e serviços ecossistêmicos



(18) Pode-se considerar também o valor como um conjunto mais amplo de “valores humanos historicamente determinados que regem e estruturam as relações de dada sociedade” (Amazonas, 2006, p. 3). Alguns desses valores estão relacionados aos circuitos de mercados e de trocas – dando a idéia de valores econômicos – e outros estão ligados a idéias de ordem moral e ética (valor à vida, aos direitos humanos, à solidariedade), sendo conhecidos como valores não-econômicos.

Na visão econômica convencional o valor econômico dos recursos ambientais (VERA) é visto como sendo o somatório dos valores de uso e valores de não uso. Os primeiros podem ser desagregados em valores de uso direto, valores de uso indireto e valores de opção, enquanto os valores de não uso (valor de existência ou valor de uso passivo) são os valores associados aos recursos ambientais que não estão vinculados a nenhum tipo de uso, atual ou futuro, dos mesmos (Maia et al., 2004, Motta, 1998).

Na abordagem dinâmico-integrada (ecossistêmica), como a apresentada na figura 4, busca-se fugir do reducionismo inerente à visão econômica convencional. Os ecossistemas como um todo são levados em conta nos estudos de valoração, num explícito reconhecimento da interação entre meio ambiente e performance econômica, através da avaliação dos serviços prestados pelos ecossistemas às sociedades e dos impactos que as atividades humanas têm sobre as suas condições (Vaze et al., 2006). Considera-se que existem várias **dimensões** de valores dos serviços ecossistêmicos e que as mesmas deveriam ser levadas em conta no processo de elaboração de políticas públicas e de tomada de decisão envolvendo o uso dos ecossistemas.

4.1 A abordagem econômica (utilitária) da valoração

Conforme mencionado anteriormente, a abordagem utilitária-reducionista atribui valores aos serviços ecossistêmicos vinculados à utilidade derivada, direta e indiretamente, do uso atual e potencial dos serviços ecossistêmicos. A utilidade do serviço ecossistêmico é avaliada indiretamente quando o valor calculado deriva de um efeito adverso da perda do serviço que se expressa numa função de produção. Podem ser avaliados pelas variações na produtividade marginal, pelo custo de reposição do que foi perdido, por gastos defensivos e pelo custo de oportunidade. A relativa simplicidade de seus cálculos se contrapõe à limitação de não captar serviços que não estejam ligados ao uso direto e indireto dos ecossistemas (serviços culturais, por exemplo).

Em se tratando da produtividade marginal, seu princípio é de que variações na qualidade ambiental (alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos) afetam a produtividade das atividades humanas. Tomando-se o exemplo de serviços que afetam diretamente o rendimento médio das lavouras, como a polinização, a retenção do solo e regulação biológica, as alterações negativas nos seus fluxos têm impactos na produtividade agrícola, forçando, em última instância, o aumento nos custos de produção para manutenção de seu rendimento. A relação entre mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos e o declínio da produtividade é dada pelas chamadas funções de dose-resposta. Estas últimas são de difícil mensuração, pois o seu processo de

estimação exige um elevado nível de conhecimento dos processos ecológicos e dos seus impactos nas atividades humanas, o qual nem sempre está disponível.

Como alternativa se usa métodos mais simples, mas também mais reducionistas. Como exemplo, pode-se citar o método do custo de reposição de nutrientes para estimar o custo da erosão do solo. Avalia-se o custo de fertilizantes adicionais exigidos para substituir os nutrientes carregados pelo processo erosivo, e a mão-de-obra para aplicação dos mesmos. Este método pressupõe que a erosão afeta apenas o estoque de nutrientes do solo. No entanto, há uma série de serviços ecossistêmicos oferecidos pelo solo, além da mobilização de nutrientes (armazenamento de água, aeração, produção de antibióticos), que são desconsiderados.

Outras técnicas baseadas na função de produção são os métodos dos custos evitados (MCE) e do custo de oportunidade. Os custos evitados incorporam os gastos preventivos incorridos pelos indivíduos como medidas indiretas de manutenção, controle e recuperação da qualidade dos serviços ecossistêmicos. O método é também reconhecido como *defensive expenditures*, *adverting expenditures*, *adverting costs*, *adverting expenditures*, dentre outros.

O modo direto de cálculo da utilidade de um serviço ecossistêmico consiste na estimativa da disposição a pagar (DAP) ou a receber (DAR) dos agentes econômicos. Baseia-se nas hipóteses neoclássicas do individualismo metodológico, utilitarismo e equilíbrio, e tem a *welfare economics* como substrato teórico, entendendo que o bem-estar é o fim último das relações econômicas. Pressupõe que a utilidade pode ser devidamente expressa por meio do ordenamento das preferências individuais e revelada sem vieses pelos agentes econômicos (Amazonas, 2006).

Os métodos diretos podem ser subdivididos entre aqueles métodos que identificam a DAP (ou DAR) dos indivíduos diretamente (avaliação contingente) e aqueles que mensuram a DAP indiretamente (custo de viagem e preços hedônicos). Dentre os métodos indiretos, pode-se citar a produtividade marginal (ou fator-renda), custos evitados, custos de controle, custos de reposição e custos de oportunidade. A seleção do método para os trabalhos de valoração dependerá, entre outras coisas, da natureza do serviço ecossistêmico focado, da eficiência da técnica selecionada e da disponibilidade de informações (Maia et al., 2004).

Dentre as técnicas mencionadas, aquela que apresenta maior amplitude de aplicação e, paradoxalmente, uma maior probabilidade de vieses é a avaliação contingente. Esta tem sido largamente utilizada em pesquisas ambientais no Brasil, Estados Unidos e Europa, dada a sua potencial possibilidade de captar o valor de

diferentes tipos de serviços ecossistêmicos, podendo, inclusive, mensurar valores não associados ao uso atual ou potencial, conhecido com valor de uso passivo¹⁹ (Carson, 2000). Seu princípio é a estimação de uma DAP ou DAR dos indivíduos capazes de manter inalterado o nível de utilidade dos mesmos frente a uma variação da disponibilidade ambiental. Sendo a função de utilidade não observável diretamente, a DAP e a DAR são estimadas com base em mercados hipotéticos, cuja simulação se dá via *surveys*, onde se busca características que estejam o mais próximo possível das existentes.²⁰

Algumas críticas endereçadas recentemente a este método ressaltam o fato de que apenas o funcionamento do livre mercado pode determinar o verdadeiro valor dos ecossistemas e dos serviços por ele gerados, pois a simulação de mercado não traz todas as informações necessárias. Além do que, argumenta-se também que se a DAP for nula, significa dizer que determinado ecossistema valorado pode ser totalmente destruído, pois não há disposição para conservá-lo; o que pode não ser verdade, pois outras razões podem levar os envolvidos a não revelar sua DAP. Adicionalmente, critica-se a suposição de concorrência perfeita, equilíbrio e racionalidade substantiva dos agentes, implícitas no método.

Há que se destacar também a possibilidade de ocorrência de vários tipos de vieses na aplicação deste método. Para citar apenas alguns, tem-se o viés estratégico, no qual o indivíduo subestima sua verdadeira DAP com receio de que venha realmente a ser cobrado, ou o viés de aceitabilidade, que ocorre quando um indivíduo aceita uma DAP sugerida, mas efetivamente não está disposto a pagar por ela, quando, por exemplo, a mesma pode estar em desacordo com a sua capacidade de pagamento. Maia et al. (2004) sugerem algumas medidas para que tais vieses sejam minimizados durante a aplicação do método contingente. Entretanto, Vatn e Bromley (1995) apontam para a impossibilidade de se contornar estes vieses, considerados por eles como falhas estruturais do método.

(19) Krutilla (1967) afirma que muitas pessoas valoram maravilhas naturais baseados apenas em sua existência, satisfazendo-se com a apreciação de belas paisagens e apresentando uma disponibilidade a pagar positiva com relação a estes recursos. O método contingente teoricamente poderia captar esta disponibilidade a pagar associada a estes valores de não-uso.

(20) Uma técnica não muito utilizada, mas que pode ser considerada uma variante da avaliação contingente é a avaliação conjunta (*conjoint valuation*), cujo princípio também se baseia na construção de mercados hipotéticos para a captação de preferências dos indivíduos. Entretanto, os cenários construídos envolvem vários níveis de dois ou mais atributos e os indivíduos são solicitados a escolhê-los ou ordená-los, sendo a estrutura de suas preferências inferidas a partir de suas escolhas. Uma das vantagens sobre a avaliação contingente é a de oferecer oportunidades de explicitamente determinar os *trade-offs* existentes em condições ambientais através de sua ênfase em encontrar as estruturas de preferências, não se baseando apenas na valoração monetária (Farber; Griner, 2000).

Quanto ao método do custo de viagem, sua formulação prevê o cálculo de uma DAP indireta por um serviço ecossistêmico (sobretudo serviços culturais) ao medir os custos que o agente econômico incorre para visitar uma área ambiental (um recurso como praia ou um parque ambiental aberto à visitação). Todavia, o método também é passível de alguns vieses, dado que não leva em conta a possibilidade de os indivíduos visitarem a área por outros motivos não revelados. Tal método apenas consegue captar parte dos serviços culturais providos pelos ecossistemas. Especificamente, serviços prestados como valores espirituais, desenvolvimento cognitivo e outros serviços ligados ao uso efetivo ou potencial dos ecossistemas não são computados por este método, dado que não se pode afirmar que a DAP revelada pelo método inclui preferências por atividades além das relacionadas à recreação.

Apesar das ressalvas no uso das técnicas de valoração, o fato é que seu uso tem sido largamente generalizado. Numa tentativa de reunir os resultados encontrados por uma grande quantidade dispersa de estudos de valoração dos serviços ecossistêmicos nos diversos biomas, Costanza et al. (1997) estimaram o valor anual dos fluxos globais de 17 serviços em 16 tipos de ecossistemas. Os resultados mostram que o capital natural da Terra rende, anualmente, um fluxo médio estimado de US\$ 33 trilhões (preços de 1994) por ano,²¹ valor 1,8 vezes superior ao produto bruto mundial (US\$ 18 trilhões).

A Tabela 1 abaixo, retirada de De Groot et al. (2002) e baseada nas informações suplementares do estudo de Costanza, apresenta os intervalos de valores encontrados para cada serviço ecossistêmico, bem como as técnicas de valoração mais utilizadas e sobre as quais se basearam as estimativas.

Pelo apresentado na tabela, é possível traçar um perfil sobre quais técnicas usualmente são mais utilizadas para captar o valor de um serviço ecossistêmico, embora este possa ser calculado a partir de vários métodos. Para a categoria de provisão, por exemplo, os valores dos serviços são geralmente calculados através de observação direta de preços de mercado, uma vez que estes serviços são transacionáveis nos mercados convencionais. Para os serviços de regulação, técnicas indiretas (mercados substitutos e/ou complementares) são preferidas, dado que tais serviços não são precificados pelos mercados. Os serviços culturais foram principalmente valorados através das técnicas diretas (DAP direta e indireta), enquanto que os serviços de suporte não apresentam um padrão indetectável, utilizando ora

(21) Valor referente à média dos fluxos. O intervalo encontrado pelos autores é de US\$ 16 a US\$ 54 trilhões por ano (preços de 1994). O valor médio dos fluxos globais de serviços ecossistêmicos é considerado uma estimativa conservadora pelos autores, dada a natureza das incertezas envolvidas.

preços de mercado, ora técnicas indiretas de valoração (custos evitados e custos de reposição).

Tabela 1
Valor dos serviços ecossistêmicos e técnicas de valoração mais utilizadas

Serviços Ecossistêmicos ^a	Intervalo de valores ^b	Técnica mais utilizada ^c
Serviços de provisão		
Alimentos	6-2.761	preços de mercado
Materiais	6-1.014	preços de mercado
Recursos Genéticos	6-112	preços de mercado
Recursos Ornamentais	3-145	preços de mercado
Oferta de Água	3-7.600	preços de mercado
Serviços de Regulação		
Regulação de gás	7-265	custo evitado
Regulação climática	88-223	custo evitado
Regulação de distúrbios	2-7.240	custo evitado
Regulação de água	2-5.445	prod. marginal (fator-renda)
Retenção de solo	29-245	custo evitado
Tratamento de resíduos	58-6.696	custo de reposição
Controle biológico	2-78	custo de reposição
Polinização	14-25	custo de reposição
Serviços Culturais		
Recreação e (eco)turismo	2-6.000	preços de mercado e AC
Informação estética	7-1.760	preços hedônicos
Informação histórica e espiritual	1-25	AC
Serviços de suporte		
Formação do solo	1-10	custo evitado
Ciclagem de nutrientes	87-21.100	custo de reposição
Refúgio	3-1.523	preços de mercado
Berçário	142-195	preços de mercado

^a Os serviços ecossistêmicos foram agrupados segundo a categorização apresentada na Figura 2. Os serviços listados são aqueles cujos valores foram calculados por Costanza et al. (1997).

^b Os valores são dados em dólares de 1994 por hectare-ano e se aplicam a diferentes tipos de ecossistemas.

^c Refere-se à técnica mais utilizada e sobre a qual se baseou o cálculo dos valores apresentados. Preço de mercado refere-se aos preços diretamente observáveis no mercado. Este último refere-se apenas a valores adicionados (preço de mercado menos custos de capital e trabalho).

Nota: AC = avaliação contingente.

Fonte: adaptada de De Groot et al. (2002, p. 405-406).

Quanto aos serviços de suporte, é preciso lembrar que sua valoração pode, em muitos casos, configurar em “dupla-contagem”, já que, como o próprio o próprio nome indica, estes serviços fornecem suporte aos demais. Logo, o valor dos demais tipos de serviços podem trazer “embutido” o valor dos serviços de suporte. Para evitar esse viés

e tornar os estudos de valoração mais comparáveis, De Groot et al. (2002) sugerem que seja feito um *rank* dos métodos de valoração preferíveis para cada classe de serviço ecossistêmico. A tabela 1 abaixo pode ser uma primeira tentativa nessa direção.

Várias críticas foram endereçadas a Costanza et al. (1997). Primeiramente, discute-se o fato de que é impossível proceder-se a uma valoração individual dos serviços ecossistêmicos, tal como realizada, devido principalmente ao caráter dinâmico e integrado dos ecossistemas. Segundo, discute-se também a real pertinência em expressar o valor dos serviços ecossistêmicos em preços monetários, cuja essência não considera critérios de sustentabilidade ambiental. Questiona-se também a utilização de uma abordagem de equilíbrio parcial e a utilização de valores marginais na análise (Norgaard; Bode, 1998).

A despeito de todas as reações provocadas pelo estudo, Costanza et al. (1997) têm sido um trabalho referência, dada a sua importância em alertar para a importância dos serviços ecossistêmicos e do capital natural do planeta. Desde sua publicação, o interesse pela temática da preservação dos serviços prestados pelos ecossistemas tem crescido exponencialmente, devido, principalmente, ao reconhecimento de que eles são a base para a atividade econômica, a qualidade de vida e a coesão da sociedade humana. Resta, portanto, “calibrar e refinar” a bússola econômica utilizada, com a adoção de métodos de valoração mais refinados, a fim de garantir a provisão contínua e sustentável dos serviços ecossistêmicos (Sukhdev, 2008).

4.2 A abordagem ecológica da valoração

Esquemas valorativos baseados na abordagem ecológica reconhecem a complexidade dos ecossistemas e explicitamente consideram as interdependências biofísicas. A abordagem ecológica é reconhecida pelo fato de que não utiliza as preferências humanas e, em consequência, os serviços ecossistêmicos são produtos físicos e não físicos produzidos pela natureza independentemente do seu relacionamento com a espécie humana. Os “valores” ecológicos são determinados pela integridade de suas funções, bem como por parâmetros ecossistêmicos de complexidade, diversidade e raridade (Farber et al., 2002). Seu ponto forte é a consideração explícita da estrutura interna dos ecossistemas, enfatizando a conectividade de diferentes entidades ecossistêmicas através da modelagem de diferentes partes dos ecossistemas.

De modo geral, pode-se dizer que cientistas naturais (biólogos, ecólogos e físicos) utilizam o termo “valor” em sentido similar ao usado por economistas, ou seja, referindo-se à magnitude da importância que determinado bem ou serviço

ecossistêmico possui para um processo ecológico (ou função ecossistêmica) em particular. Neste sentido, “valores” ecológicos buscam apreender ou mensurar as interdependências entre os complexos processos ecossistêmicos, enfatizando a importância de espécies e funções ecossistêmicas que geralmente não são detectadas por outros processos de valoração, como a disponibilidade a pagar (Costanza, 1991 apud Patterson, 2002, p. 474).

Conforme Patterson (2002), “preços” ecológicos são razões que medem o “valor” de uma determinada mercadoria ecológica (a quantidade de energia solar por quilo de maçãs, por exemplo). De maneira geral, os preços ecológicos são análogos aos preços de mercado, no sentido de que estes últimos medem a quantidade de moeda por unidade física de uma determinada mercadoria (quantidade de reais por quilo de maçãs, por exemplo). A diferença está no fato de que os preços ecológicos medem valores em termos de interdependências biofísicas dos ecossistemas, enquanto que os preços de mercado são baseados mormente nas preferências dos consumidores e em outros fatores que determinam o valor de troca de uma mercadoria nos mercados convencionais.

Os antecedentes teóricos da valoração ecológica podem ser buscados na escola francesa dos Fisiocratas, no século XVIII. Para esta escola, todos os valores eram derivados do valor terra e a agricultura era vista como a única atividade produtiva (Hugon, 1995). Assim, os fisiocratas acreditavam que o valor de uma mercadoria era exclusivamente determinado pelos insumos incorporados do fator terra utilizados para produzi-la e, neste sentido, quanto maior o requerimento desse fator, maior seria o custo ecológico e, por conseguinte, mais valiosa seria a mercadoria.

Os economistas clássicos também procuraram relacionar a origem do valor com os custos de produção das mercadorias. David Ricardo foi o economista clássico que mais se dedicou à chamada teoria do valor trabalho, tentando provar que o trabalho incorporado em uma determinada mercadoria fornecia uma explicação para os preços de mercado. No entanto, Ricardo foi apenas parcialmente bem sucedido, uma vez que sua teoria do valor apenas se verificava quando todos os setores da atividade apresentavam uma relação capital-trabalho constante. Em consequência, o próprio Ricardo sugeriu que fosse encontrado um “padrão invariável de valor” que não fosse influenciado pela distribuição de renda.

Sraffa (1960) procurou fornecer uma solução analítica para o problema ricardiano do padrão invariável do valor, ao propor um modelo insumo-produto em termos físicos. Alguns economistas ecológicos mais recentes, como England (1986), advogam o uso do modelo de Sraffa para determinar os preços ecológicos não apenas

dos fluxos de insumo-produto dentro da economia, mas também os fluxos e as interconexões de insumos físicos que suportam o sistema econômico.

Embora algumas críticas possam se endereçadas ao modelo proposto por Sraffa, como desconsideração dos fluxos físicos de matéria e energia (mesmo que os insumos e produtos sejam dados em termos físicos) e falta de conformidade com as Leis da Termodinâmica (Patterson, 1998), o fato é que a história do pensamento econômico e o surgimento de diferentes teorias do valor associadas aos custos de produção estão na origem das tentativas de precificação ecológica.

Pelo lado das ciências naturais, os esforços para a construção de uma teoria do valor ecológico foram desenvolvidos sem conexão com as tentativas realizadas no campo econômico. O chamado problema da incomensurabilidade das diferentes unidades em que as variáveis ecológicas são apresentadas levaram pesquisadores, principalmente ecólogos, a propor a teoria do valor energético (ou teoria energética do valor). Trata-se de uma teoria do valor baseada em princípios termodinâmicos e de pensamento sistêmico, na qual a energia solar é considerada como o único insumo primário básico que suporta os sistemas ecológicos e econômico (Odum, 1971; Odum; Odum, 1976). Alguns autores, como Farber et al. (2002), consideram que uma teoria baseada em termos de energia representa uma volta a Ricardo e Sraffa, na medida em que buscam encontrar um padrão invariável do valor.

A partir de Odum (1996), a determinação dos valores ecológicos com base em análises energéticas toma a direção do que hoje é conhecida como análise emérgica (*emergy = embodied energy*), a qual determina o valor de todas as mercadorias (monetizáveis ou não) em termos de unidades comuns de energia solar (emergia solar) necessária para a formação/construção de determinado recurso/mercadoria (Brown; Herendeen, 1996). Trata-se de um método que procura recuperar toda a memória energética de uma mercadoria, convertendo, através de fatores de transformidade previamente calculados, todas as formas de energia utilizadas no seu processo de formação/produção em equivalentes de energia solar.²²

As críticas direcionadas a teorias baseadas em valores energéticos partem, principalmente, dos economistas neoclássicos, que afirmam que há uma tentativa de desvincular o valor das preferências dos consumidores, violando o princípio básico de soberania do consumidor. Além disso, a teoria do valor em termos de energia não é um

(22) Brown e Herendeen (1996) enfatizam as similaridades e diferenças entre as análises *energética* e *emérgica*. Segundo os autores, a principal diferença existente está no fato de que a análise emérgica é definida como energia de um tipo (usualmente energia solar), enquanto que análises energéticas usam exclusivamente energia calorífica de combustíveis e não inclui energia ambiental.

conceito apropriado para responder a questão de como as sociedades devem despendar os seus recursos escassos durante o processo coevolutivo entre homem e natureza. Esta teoria também negligencia o valor de diferentes serviços ecossistêmicos de acordo com sua habilidade de sustentar e manter o sistema como um todo (Winkler, 2006).

Apesar do debate sobre a validade das teorias baseadas em valores energéticos, alguns autores afirmam que esse esquema valorativo parece ser razoavelmente bem-sucedido em operacionalizar uma teoria geral do valor em termos biofísicos (Farber et al., 2002).

4.3 A abordagem sociocultural da valoração

Ao enfatizarem o sistema econômico ou os ecossistemas, as abordagens descritas anteriormente não consideram os aspectos normativos e éticos dos valores dos serviços ecossistêmicos. Ecossistemas e os seus serviços prestam um importante papel para a identidade cultural e moral das sociedades e estão em íntima sintonia com valores éticos, espirituais, históricos e artísticos de determinadas sociedades, o que faz com que os mesmos sejam por elas valorados, mesmo em casos em que os serviços ecossistêmicos não contribuem diretamente para o seu bem-estar material.

Segundo a Avaliação do Milênio (MA, 2003), tais valores dos ecossistemas estão associados à categoria dos serviços culturais (Figura 2), podendo ser apenas parcialmente capturados pelas técnicas da valoração econômica. Todavia, devido a dimensões de valores intrínsecos atribuídos aos ecossistemas por algumas sociedades, é impossível capturar a totalidade desses valores, sendo necessária aplicação de outros métodos, como a avaliação participatória (*participatory assessment*) ou a valoração grupal (*group valuation*).

Segundo Wilson e Howarth (2002), a questão crucial que deve ser respondida é como os serviços ecossistêmicos deveriam ser avaliados de uma maneira tal que envolvesse considerações sobre a equidade entre diferentes grupos sociais. A resposta, segundo os autores, é o que se conhece como *discourse-based valuation*, a qual tem sua origem na convergência de argumentos derivados da economia, da psicologia social e da teoria política. Esse novo conjunto de técnicas tem por objetivo a valoração de bens públicos (serviços ecossistêmicos, inclusive) e parte do princípio de que a valoração não deveria se basear na medição de preferências individuais, mas de um processo de debate livre, aberto e democrático. A idéia básica é que pequenos grupos e *stakeholders* podem, conjuntamente, deliberar sobre os valores econômicos dos serviços ecossistêmicos, os quais poderiam ser utilizados para guiar políticas ambientais.

O propósito deste tipo de valoração é alcançar um acordo sobre o que deve ser valorado pela sociedade ou em nome desta. Através da exposição mútua das preferências individuais através de debates, a idéia é que, mesmo que uma convergência inicial de valores não seja obtida, estas mesmas preferências possam mudar, através do diálogo aberto entre diferentes partes e pela avaliação de distintos julgamentos antagônicos. Em última instância, a *discourse-based valuation* pode eliciar declarações consensuais de valores que são persuasivas a todos aqueles indivíduos empenhados e comprometidos com os resultados de uma avaliação livre e bem fundamentada entre os cidadãos. Embora não limitada a valores econômicos, acredita-se que declarações valorativas derivadas de métodos discursivos podem ser expressos em termos monetários, podendo ser usados, inclusive, para complementar os resultados obtidos com métodos tradicionais de valoração usados em análises do tipo custo-benefício. Nesse sentido, métodos discursivos podem ser considerados como fonte de valores sociais, servindo para fundamentar abordagens mais construtivas de mensuração de valores que subsidiem complexos problemas ambientais (Gregory et al., 1993).

A abordagem da *discoursed-based valuation* aproxima-se da perspectiva da ética discursiva, sugerida, entre outros, por O'hara (1996). Segundo o autor, tal perspectiva, cujas origens remontam à Escola de Frankfurt, pressupõe a não aplicação de normas, mas a aceitação de um potencial discursivo, no qual haja o reconhecimento da existência de várias respostas a determinados problemas, incluindo aqueles ligados à gestão dos ecossistemas. Os serviços ecossistêmicos, enquanto bens públicos em sua maioria, compreendem uma classe de objetos inerentemente ligada a considerações éticas e normativas, o que leva ao imperativo de que sua trajetória seja conjuntamente debatida e não apenas avaliada em termos de custos e benefícios individuais. Nos casos em que a avaliação dos benefícios e dos custos envolve uma grande quantidade de incertezas, freqüentemente se opta pela adoção de uma postura baseada na precaução, admitindo-se explicitamente a possibilidade de perdas irreversíveis e a falta de conhecimento dos processos ecológicos.

4.4 Uma abordagem dinâmico-integrada

As abordagens tradicionais para a valoração dos serviços ecossistêmicos enfatizam ou o sistema econômico ou os ecossistemas, não se preocupando com as inter-relações entre os dois sistemas e com os aspectos éticos e normativos dos valores dos serviços ecossistêmicos. Além disso, tais abordagens são estáticas ou quase estáticas, não acompanhando as trajetórias dos valores dos serviços ecossistêmicos

associadas à evolução das estruturas ecossistêmicas (Winkler, 2006). Diante do tratamento insuficiente de cada abordagem e o reducionismo inerente a tentativas de disciplinas isoladas em lidar com a valoração ecossistêmica (Costanza et al., 1993), torna-se premente a adoção de uma abordagem que leve em conta simultaneamente os ecossistemas, a economia e a sociedade, na qual a característica principal seja a modelagem econômico-ecológica desses três subsistemas, explicitamente considerando a dinâmica de mudanças dos valores dos serviços ecossistêmicos em função das interdependências entre as diferentes partes dos modelos e as suas diferentes escalas temporais e espaciais.

A integração das várias abordagens significa a emergência de um novo paradigma transdisciplinar de valoração, no qual se leve em consideração os objetivos de sustentabilidade ecológica, justiça distributiva e eficiência econômica (Costanza, 2001), condizente com os princípios e com a visão pré-analítica da economia ecológica. Neste novo paradigma as contribuições das ciências sociais (economia, principalmente) e das ciências naturais (ecologia e biologia, principalmente) são combinadas na tentativa de construção de modelos econômico-ecológicos. O objetivo, em última instância, é proporcionar uma visão holística ao tratamento dos ecossistemas, seu serviços e sua contribuição ao bem-estar humano, bem como considerar os vários efeitos de *feedback* existentes entre ecossistemas e sistemas econômico (Harris, 2002; Robison, 1991). Ao contrário de abordagens como a *Enviroment Impact Assessment* (EIA), a abordagem dinâmico-integrada trata os ecossistemas como elementos internos à análise, tornando-a mais dinâmica e permitindo conhecer os impactos de mudanças ambientais sobre os resultados das atividades humanas e os efeitos que estas últimas têm sobre futuras mudanças nos ecossistemas (efeitos de retroalimentação), propiciando uma análise integrada.

De acordo com Wätzold et al. (2006), um modelo pode ser descrito como uma representação proposital de um sistema, o qual consiste em elementos estruturais e suas relações internas, além de inter-relações destes com os ambientes subjacentes. As especificações dos elementos estruturais e dos relacionamentos internos e externos determinam em que medida um modelo pode ser considerado integrado e interdisciplinar. No caso da modelagem econômico-ecológica, três requisitos são necessários: i) profundo conhecimento das disciplinas envolvidas (no caso, economia e ecologia); ii) identificação e estruturação adequada do problema a ser investigado, e; iii) entendimento mútuo entre os pesquisadores (economistas e ecólogos) sobre as escalas e os propósitos da ferramenta da modelagem.

O conhecimento limitado de disciplinas individuais em abordagens integradas tem levado a simplificações, reducionismos e dificuldades em lidar com a complexidade dos sistemas ecológico e econômico. As diferentes disciplinas possuem distintas idiossincrasias e o desafio está na construção de uma linguagem comum capaz de açambarcar as visões isoladas envolvidas. No caso da valoração dos serviços ecossistêmicos, o conhecimento dos processos ecológicos torna-se uma condição essencial para o entendimento da dinâmica desencadeada por intervenções antrópicas nos ecossistemas. A partir dessas mudanças, pode-se utilizar esquemas valorativos que superem as limitações impostas pelas abordagens econômica e ecológica, nos quais os valores dos serviços ecossistêmicos não sejam representados apenas por valores fundamentados nas preferências dos indivíduos, mas em valores baseados em um sistema valorativo comum, cujos fundamentos se assemelhem à valoração sociocultural.

Além de considerar a dinâmica ecológica, uma verdadeira valoração dinâmico-integrada deve incluir também as visões que diferentes grupos de indivíduos têm sobre as diversas categorias de serviços ecossistêmicos e suas dimensões culturais e éticas. Não basta apenas ampliar o cenário de valoração, incorporando aspectos de dimensões ecológicas e biofísicas. É preciso reconhecer que os seres humanos possuem uma racionalidade limitada e que é necessário ponderar quesitos de ordem social.

Segundo Costanza e Ruth (1998), os propósitos da modelagem econômico-ecológica podem variar entre o desenvolvimento de simples modelos conceituais, os quais fornecem um entendimento geral do comportamento do sistema modelado, a aplicações realistas, cujo objetivo é avaliar diferentes propostas de política. Os três critérios necessários para avaliar a eficiência da ferramenta da modelagem econômico-ecológica são suas características de realismo (simulação de um sistema de uma maneira qualitativamente realística), precisão (simulação de um sistema de uma maneira quantitativamente precisa) e generalidade (representação um amplo intervalo de comportamentos sistêmicos com o mesmo modelo). Nenhum modelo poderá maximizar simultaneamente as três características, e a escolha de qual atributo será realçado dependerá dos propósitos fundamentais para o qual o modelo está sendo construído.

Para Bockstael et al. (1995), o objetivo imediato da modelagem econômico-ecológica é a representação das interações entre os ecossistemas e a atividade humana, ilustrando de que maneira as intervenções antrópicas modificam os ecossistemas e como diferentes configurações ecossistêmicas contribuem para o bem-estar humano. As diferenças mais pronunciadas entre economistas e ecólogos podem ser reconciliadas a partir do momento em que se tenha uma compreensão mais ampla

dessas relações mútuas e dos desdobramentos espaciais e temporais da ação humana sobre os ecossistemas.

Ainda de acordo com Bockstael et al. (1995), as disciplinas de economia e ecologia possuem algumas características comuns, o que teoricamente poderia contribuir para a integração de suas contribuições para o tratamento da questão dos ecossistemas e seus serviços. Ambas buscam analisar e prever atributos e trajetórias de sistemas complexos, cujas dinâmicas são governadas pela alocação de recursos escassos e onde o comportamento de agentes individuais e fluxos de energia e matéria são essenciais.

Apesar das similaridades, existem significativas diferenças entre as duas disciplinas, mormente ligadas a diferenças no uso de unidades de medida, diferenças no foco em diferentes populações de interesse, distinções no tratamento de riscos e incertezas e paradigmas de análises. Ecólogos usualmente criticam os economistas pela sua excessiva concentração na dimensão antropocêntrica dos valores ecossistêmicos e a conseqüente desconsideração de importantes processos ecológicos, ao mesmo tempo em que economistas criticam ecólogos e demais cientistas naturais pela sua indisponibilidade em calcular as contribuições relativas de várias características dos ecossistemas para o bem-estar humano e a não consideração de qualquer tipo de preferência humana no processo de valoração. Estes conflitos de abordagem dificultam sobremaneira a integração das perspectivas econômica e ecológica, tornando complexa a tarefa de construir modelos que captem as interfaces entre os sistemas naturais e humano.

Apesar dos desafios existentes na junção das abordagens econômica e ecológica necessária para ampliar o escopo da valoração dos serviços ecossistêmicos, principalmente no que diz respeito à complexidade associada à dinâmica inerente aos sistemas naturais e suas ligações com o sistema econômico, além de sua dificuldade em lidar com diferentes escalas temporais e espaciais, o fato é que o esforço de construção de modelos econômico-ecológicos tem atraído cada vez a atenção da comunidade acadêmica. Isso se deve principalmente a três fatores, os quais se reforçam mutuamente: i) notável desenvolvimento de ferramentas computacionais que são capazes de simular as interações entre vários sistemas; ii) reconhecimento de que abordagens individuais de valoração são insuficientes para tratar as complexidades dos serviços ecossistêmicos, sendo também insuficientes para fundamentar políticas de gestão dos ecossistemas; e iii) esforço contínuo de integração entre várias disciplinas e ramos do conhecimento para tratar a problemática ambiental e para a compreensão da magnitude da dependência humana sobre os serviços ecossistêmicos.

Um exemplo de aplicação de modelos econômico-ecológicos para a valoração de serviços ecossistêmicos pode ser extraído de Boumans et al. (2002). Os autores utilizaram o *Global Unified Metamodel of the Biosphere* (GUMBO) para estimar o valor global dos serviços ecossistêmicos, cujo total mostrou ser 4,5 vezes maior que o Produto Bruto Global para o ano de 2000. A ferramenta desenvolvida tem por objetivo modelar as complexas e dinâmicas ligações entre os sistemas social, econômico e biofísico em escala global, focando nos serviços ecossistêmicos e sua contribuição para o bem-estar humano.

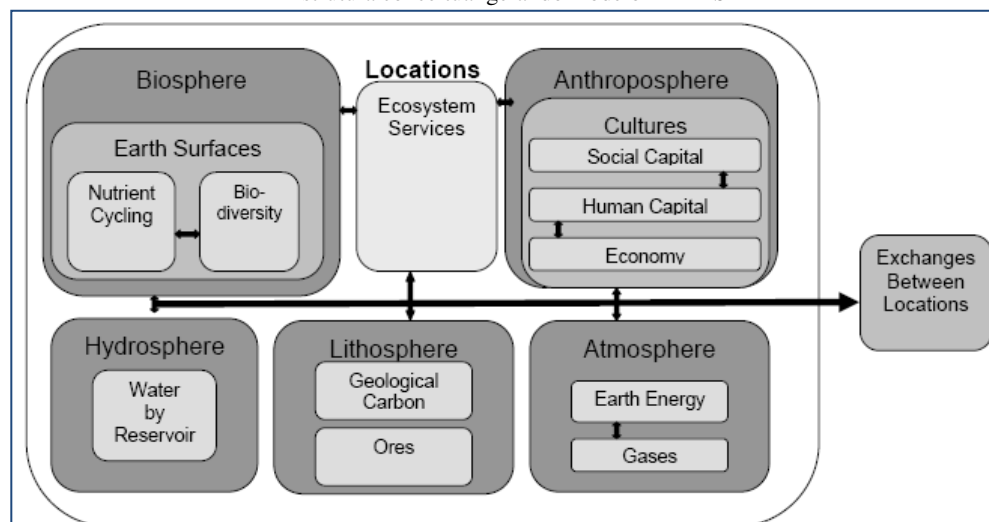
O modelo GUMBO tem sido apontado como um modelo único em escala global, uma vez os serviços ecossistêmicos são o seu foco principal. Sua estrutura foi construída de modo que mudanças nos seus fluxos afetem explicitamente a produção econômica e o bem-estar social. Isso permite com que o modelo calcule dinamicamente mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos baseados em sua contribuição marginal relativa a outros insumos utilizados nas funções de produção e bem-estar. Ambas mudanças ecológicas e socioeconômicas são endógenas ao modelo, enfatizando suas interações e *feedbacks*, diferenciando-o dos demais modelos que limitam mudanças ecológicas e/ou econômicas a cenários exogenamente determinados. Além disso, o modelo inclui os quatro tipos de capital (natural, social, humano e manufaturado) como variáveis de estado e fatores de produção, separando-os entre fatores materiais e fatores de transformação (causa material e causa eficiente, respectivamente). Assim, o modelo permite limitada substituição marginal entre os fatores de produção (Boumans et al., 2002).

Os serviços ecossistêmicos são classificados em sete categorias principais (regulação de gás, regulação de clima, regulação de distúrbios, formação de solo, ciclagem de nutrientes, tratamento de resíduos e serviços culturais e recreacionais), e os seus valores, como já salientado, são calculados com base na sua contribuição marginal relativa a outros insumos nas funções de produção e bem-estar. O modelo é considerado uma síntese e uma simplificação em um nível intermediário de complexidade de modelos dinâmicos globais já existentes nos ramos das ciências sociais e naturais. É composto por cinco módulos distintos ou “esferas” (atmosfera, litosfera, hidrosfera, biosfera e antroposfera), as quais são ligadas a onze biomas, que juntos compreendem a totalidade da superfície terrestre. Cada módulo é alimentado por dados globais e específicos. Os primeiros compreendem a temperatura média, a concentração dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, o nível do mar, população do ecossistema analisado, oferta de alimentos, reservas florestais, produção de minérios e uso da terra, dentre outros.

Os cenários criados na simulação feita incluem um cenário base, o qual utiliza os melhores valores encontrados para os parâmetros do modelo e quatro cenários alternativos. Estes últimos são o resultado de variações relativas às hipóteses feitas sobre os principais parâmetros do modelo, cotejando cenários tecnologicamente otimistas e céticos com considerações de diferentes tipos de investimentos nos quatro tipos de capital. Os resultados mostraram que políticas de investimento tecnologicamente céticas têm uma maior probabilidade de obtenção de altos e sustentáveis níveis de bem-estar *per capita*. Isso significa aumento relativo nas taxas de investimento em conhecimento, capital social e natural, e uma redução relativa nas taxas de consumo e investimento em capital manufaturado.

A importância do modelo GUMBO reside no fato de que ele está na base de esforços recentes para construção de modelos dinâmico-integrados e ecológico-econômicos para a avaliação de serviços ecossistêmicos. Um dos desdobramentos do GUMBO é o *Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services* (MIMES), desenvolvido pelos mesmos criadores de seu antecessor. O modelo MIMES, cuja estrutura conceitual pode ser vista na figura 5, tem por objetivo fornecer um conjunto de modelos computacionais que visam à integração do entendimento sobre as funções e serviços ecossistêmicos e suas interações com o bem-estar humano, em um intervalo de diferentes escalas espaciais. Além disso, o projeto que deu origem ao MIMES também visa ao desenvolvimento e aplicação de novas técnicas de valoração adaptados aos serviços ecossistêmicos, integrando-as aos trabalhos de modelagem (Boumans; Costanza, 2007).

Figura 5
Estrutura conceitual geral do modelo MIMES



Fonte: Boumans e Costanza (2007, p. 105).

A estrutura do MIMES segue a estrutura original do GUMBO, sendo composto pelas cinco esferas e também incluindo o capital natural, humano, social e manufaturado. O avanço em relação à sua versão anterior está na construção do conceito de “locações” que dá a dinâmica espacial não presente no GUMBO. Os serviços ecossistêmicos estão na interface entre as esferas do capital natural e a antroposfera, onde são avaliados de acordo com sua contribuição para a produção econômica e para o bem-estar humano. A estrutura MIMES pode ser usada para representar um modelo espacialmente explícito (múltiplas “locações”), onde as trocas existentes entre as locações podem ser codificadas para representar não apenas os fluxos de água, ar e indivíduos, mas também a difusão de espécies (Boumans; Costanza, 2007).

A característica multi-escalar do modelo MIMES representa um grande avanço para os modelos econômico-ecológicos, uma vez que vários usuários poderão utilizá-lo em variadas escalas (escala global, para todo o ecossistema terrestre, ou para escalas regionais, como em bacias hidrográficas) utilizando uma mesma estrutura multi-localacional. Além do mais, o componente de mudanças do uso do solo (*Land Use Change Model*), um submodelo localizado dentro da biosfera, permite conhecer as trajetórias de vários serviços ecossistêmicos ao longo de mudanças nos usos agrícola (agricultura, florestas, pastagens, usos antrópicos, etc.) e o impactos que alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos sobre a produção econômica e o bem-estar humano. Em última instância, este submodelo apontará para as “escassezes” dos serviços ecossistêmicos em diferentes cenários, auxiliando no planejamento da dinâmica de mudança na cobertura dos ecossistemas terrestres.

Considerações finais

Este trabalho procurou enfatizar a importância dos ecossistemas e dos serviços por eles prestados para o sistema econômico e para o bem-estar humano, foco de análise da chamada “economia dos ecossistemas”. Ecossistemas são estruturas complexas e evolutivas, dotadas de resiliência e limiares específicos que, uma vez ultrapassados, podem levar a rupturas irreversíveis e perda da capacidade de geração de serviços. Os serviços ecossistêmicos são os benefícios diretos e indiretos que o homem obtém a partir do funcionamento dos ecossistemas, numa complexa rede de processos (funções) ecológicos os quais envolvem os vários componentes ecossistêmicos. Serviços como regulação climática, formação dos solos, mitigação de danos naturais, capacidade de absorção de resíduos, dentre outros, são vitais para suportar a vida no planeta e a contínua degradação dos ecossistemas ameaça a sua provisão, o que justifica a necessidade e urgência de se protegê-los.

Procurou-se salientar também que a escala do sistema econômico e o estilo de desenvolvimento são os grandes responsáveis pelas mudanças adversas nos ecossistemas. A visão pré-analítica de que o meio ambiente é neutro e passivo, reagindo de maneira suave às incursões do sistema econômico, não se sustenta, uma vez que a finitude do ecossistema terrestre e sua fragilidade demonstram que é impossível a expansão indefinida do sistema econômico. Neste sentido, o paradigma neoclássico, que adota tal visão pré-analítica, é insuficiente para uma análise mais ampla e holística das relações ecossistemas-serviços ecossistêmicos-economia. É preciso, em primeiro lugar, reconhecer que o sistema econômico se encontra imerso em um sistema maior que o sustenta que é finito, fragilidades, irreversibilidades e não-linearidades.

É neste contexto que se considera que a economia ecológica oferece um tratamento mais adequado à questão da degradação dos serviços ecossistêmicos, pois advoga uma análise integrada dos fenômenos ecológicos e econômicos, tentando entender de que maneira se dá a relação entre eles, e tendo em perspectiva a possibilidade de catástrofes e perdas de serviços essenciais com conseqüências nefastas para a humanidade.

Foram revisadas também diferentes abordagens para a valoração dos serviços ecossistêmicos. A abordagem utilitária-reducionista, de cunho neoclássico, considera apenas as preferências dos agentes econômicos no cômputo do valor dos serviços prestados pelos ecossistemas, deixando de fora a complexidade dos processos ecológicos que são a base para a geração destes serviços. Por outro lado, uma visão estritamente ecológica não considera o valor instrumental que os serviços ecossistêmicos têm para as atividades econômicas e para o bem-estar humano. É preciso, pois, integrar estas duas perspectivas na tentativa de se superar suas limitações. Uma visão dinâmico-integrada, casada com uma perspectiva de valor social dos serviços ecossistêmicos, oferece o potencial valoração mais acurada dos serviços ecossistêmicos, apontando para uma medida mais refinada da magnitude da dependência humana em relação aos ecossistemas e seus serviços, aproximando-se mais dos princípios de sustentabilidade ecológica, equidade social e eficiência econômica, premissas da economia ecológica.

Referências bibliográficas

AMAZONAS, M. de C.. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. Anais do XXXIV Encontro Nacional de Economia (ANPEC) – Salvador, 5 a 8 de dezembro. 2006

- ARRAES, R.A., DINIZ, M.B., DINIZ, M.J.T., 2006. Curva ambiental de *Kuznets* e desenvolvimento econômico sustentável. *Revista de Economia e Sociologia Rural* 44 (3), 525-547.
- ARROW, K., BOLIN, B., COSTANZA, R., DASGUPTA, P., FOLKE, C., HOLLING, C.S., JANSSON, B.-O., LEVIN, S., MÄLER, K.-G., PERRINGS, C., PIMENTEL, D., 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science* 268, 520–521.
- BARBIER, E.B., HEAL, G.M., 2006. Valuing Ecosystem Services. *The Economists' Voice* 3 (3), artigo 2. Disponível em: <<http://www.bepress.com/ev/vol3/iss3/art2>>. Acesso: abril de 2008.
- BENNET, E.M., PETERSON, G.D., LEVITT, E.A., 2005. Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* 8, 125-132.
- BINGHAM, G., BISHOP, R., BRODY, M., BROMLEY, D., CLARK, E.(T)., COOPER, W., COSTANZA, R., HALE, T., HAYDEN, G., KELLERT, S., NORGAAARD, R., NORTON, B., PAYNE, J., RUSSEL, C., SUTER, G., 1995. Issues in Ecosystem Valuation: Improving Information for Decision Making. *Ecological Economics* 14, 73-90.
- Bockstael, N. E., Freeman III, A.M., Kopp, R.J., Portney, P.R., Smith, V.K., 2000. On Measuring Economic Values for Nature. *Environmental & Science Technology* 34, 1384-1389.
- BOCKSTAEEL, N., COSTANZA, R., STRAND, I., BOYNTON, W., BELL, K., WAINGER, L., 1995. Ecological Economic Modeling and Valuation of Ecosystems. *Ecological Economics*, 143-159.
- BOUMANS, R., COSTANZA, R., 2007. The multiscale integrated Earth Systems model (MIMES): the dynamics, modeling and valuation of ecosystem services. In: Van Bers, C., Petry, D., Pahl-Wostl, C. (editors), 2007. *Global Assessments: Bridging Scales and Linking to Policy*. Report on the joint TIAS-GWSP workshop held at the University of Maryland University College, Adelphi, USA, 10 and 11 May 2007. GWSP Issues in Global Water System Research, n° 2. GWSP IPO, Bonn. 2:102-106.
- BOUMANS, R., COSTANZA, R., FARLEY, J., WILSON, M.A., PORTELA, R., ROTMANS, J., Villa, F., GRASSO, M., 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics* 41, 529-560.
- BROWN, M.T., HERENDEEN, R.A., 1996. Embodied energy analysis and EMERGY analysis: a comparative view. *Ecological Economics* 19, 219-235.
- CARSON, R.T., 2000. Contingent valuation: a user's guide. *Environmental & Science Technology* 34, 1413-1418.

- COSTANZA, R., 2001. Visions, values, valuation, and the need for an ecological economics. *BioScience* 51, 459-468.
- COSTANZA, R., 2000. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems* 3, 4-10.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics* 25, 67-72.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R.S., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- COSTANZA, R., DALY, H.E., 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6, 37-46.
- COSTANZA, R., RUTH, M., 1998. Using Dynamic Modeling to Scope Environmental Problems and Build Consensus. *Environmental Management* 22 (2), 183-195.
- COSTANZA, R., WAIGNER, L., FOLKE, C., MÄLER, K.-G., 1993. Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary dynamic understanding of people and nature. *BioScience* 43, 545-555.
- DAILY, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystem*. Island Press, Washington, DC.
- DAILY, G.C., SÖDERQVIST, T., ANIYAR, S., ARROW, K., DASGUPTA, P., EHRLICH, P.R., FOLKE, C., JANSSON, AM., JANSSON, B-O., KAUTSKY, N., LEVIN, S., LUBCHENCO, J., MÄLER, K-G., SIMPSON, D., STARRETT, D., TILMAN, D., WALKER, B., 2000. The Value of Nature and Nature of Value. *Science* 289, 395-396, julho.
- DALY, H.E., 1996. *Beyond Growth. The Economics of Sustainable Development*. Beacon Press, Boston.
- DALY, H.E., FARLEY, J., 2004. *Ecological Economics: principles and applications*. Island Press, Washington, DC.
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
- DORMAN, P., 2005. Evolving knowledge and the precautionary principle. *Ecological Economics* 53, 169-176.
- EFTEC (Economic for the Environment Consultancy), 2005. Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: a literature review. Final report prepared for

The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra). Disponível em: <<http://www.fsd.nl/downloadattachment/71609/60019/theeconomic-social-and-ecological-value-of-ecosystem-services.pdf>>. Acesso: maio de 2008

ENGLAND, R.W., 1986. Production, distribution and environmental quality: Mr. Sraffa reinterpreted as an ecologist. *Kyklos* 39, 230-244.

FARBER, S.C., COSTANZA, R., WILSON, M.A., 2002. Economic and ecological concepts of valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41, 375-392.

FARBER, S.C., GRINER, B., 2000. Using Conjoint Analysis to value Ecosystem Change. *Environmental & Science Technology* 34, 1407-1412.

FRIEDMAN, B., 2005. *The Moral Consequences of Economic Growth*. Alfred A. Knopf: New York.

GREGORY, R., LICHTENSTEIN, S., SLOVIC, P., 1993. Valuing environmental resources: a constructive approach. *Journal of Risk and Uncertainty* 7, 177-197.

GROSSMAN, G.M., KRUEGER, A.B., 1994. Economic Growth and the Environment. *NBER Working Paper*, n° 4634, fevereiro.

HARDIN, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243-1248.

HARRIS, G., 2002. Integrated assessment and modeling: an essential way of doing science. *Environmental and Modelling & Software* 17, 201-207.

HEAL, G., 2000. Valuing Ecosystem Services. *Ecosystems* 3, 24-30.

HELLIWELL, D.R., 1969: Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* 3, 41-49.

HERENDEEN, R.A., 1998. Monetary-costing environmental services: nothing is lost, something is gained. *Ecological Economics* 25, 29-30.

HUETING, R., REIJNDERS, L., de BOER, B., LAMBOOY, J., JANSSEN, H., 1998. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* 25, 31-35.

HUGON, P., 1995. *História das doutrinas econômicas*. São Paulo: Atlas.

KING, R.T., 1966: Wildlife and man. *NY Conservationist* 20 (6), 8-11.

KRUTILLA, J.V., 1967. Conservation reconsidered. *The American Economic Review* 57 (4) 777-786.

KUZNETS, S., 1955. Economic Growth and Income Inequality. *The American Economic Review* 4 (1), 1-28.

LANT, C.L., RUHL, J.B., KRAFT, S.E., 2008. The tragedy of ecosystem services. *BioScience* 58, 969-974.

LEVIN, S. A., 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems* 1, 431-436.

- LIMBURG, K.E., FOLKE, C., 1999. The ecology of ecosystem services: introduction to the special issue. *Ecological Economics* 29, p. 179-182.
- MAIA, A.G., ROMEIRO, A.R., REYDON, B.P., 2004. Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações. Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP, n° 116, março.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA), 2005a. Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA), 2005b. Ecosystem and Human Well-Being: Scenarios, Volume 2. Island Press, Washington, DC.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA), 2003. Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment. Island Press, Washington, DC.
- MOTTA, R.S. da, 1998. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal.
- MUELLER, C.C., 2007. *Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente*. Brasília: Editora UnB.
- NAEEM, S., CHAPIN III, F.S., COSTANZA, R., EHRLICH, P.R., GOLLEY, F.B., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., O'NEILL, R.V., MOONEY, H.A., SALA, O.E., SYMSTAD, A.J., TILMAN, D. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* n°. 4. Washington, D.C.: Ecological Society of America.
- NEW SCIENTIST, 2008. The folly of growth: how to stop the economy killing the planet. *Special Issue*, October.
- NORBERG, J., 1999. Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. *Ecological Economics* 29, 183-202.
- NORGAARD, R.B., BODE, C., (Values Reading Group), 1998. Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics* 25, 37-39.
- O'hara, S.U., 1996. Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy. *Ecological Economics* 16, 95-107.
- ODUM, H.T., 1996. *Environmental accounting: EMERGY and environmental decision making*. Wiley, New York.
- ODUM, E., 1975. *Ecology: the link between the natural and social sciences*. University of Georgia, 2ª edição.
- ODUM, H.T., 1971. *Environment, Power and Society*. Wiley, New York.
- ODUM, H.T., ODUM, E.C., 1976. *Energy basis for man and nature*. McGraw-Hill, New York.

- PANAYOTOU, T., 2000. Economic Growth and the Environment. *CID Working Paper* n° 56 e *Environment and Development Paper* n° 4.
- PATTERSON, M.G., 1998. Commensuration and theories of value in ecological economics. *Ecological Economics* 25, 105-125.
- PATTERSON, M.G., 2002. Ecological production based pricing of biosphere processes. *Ecological Economics* 41, 457-478.
- Pearce, D.W., 1993. *Economic values and the natural world*. Massachusetts: The MIT Press.
- Pearce, D.W., Turner, R.K., 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Londres: Harvester Wheatsheaf.
- RIO DECLARATION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 1992. United Nation Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro, Brasil.
- ROBINSON, J.B., 1991. Modelling the interactions between human and natural systems. *International Social Science Journal* 130, 629-647.
- ROMEIRO, A.R., 2002. Cultural and institutional constrains on ecological learning under uncertainty. Texto para Discussão, Instituto de Economia/ UNICAMP, n° 110, agosto.
- ROMEIRO, A.R., 2000. Sustainable development and institutional change: the role of altruistic behavior. Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP, n° 97, junho.
- SEIDL, I., TISDELL, C.A., 1999. Carrying capacity reconsidered: from Malthus' population theory to cultural carrying capacity. *Ecological Economics* 31, 395-408.
- SOLOW, R.M., 1974. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *The American Economic Review* 64 (2), 1-14.
- SRAFFA, P., 1960. *Production of commodities by means of commodities: prelude to a critique of economic theory*. Cambridge University Press, Cambridge.
- STERN, D.I., 1998. "Progress on the Environmental Kuznets Curve?" *Environment and Development Economics* 3, 173-96.
- SUKHDEV, P., 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Interim Report of the Convention on Biological Diversity*. European Communities, Cambridge, United Kingdom.
- TANSLEY, A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 3, 284-307.
- TURNER, R.K., DAILY, G.C., 2008. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resources Economics* 39, 25-35.

UN MILLENNIUM PROJECT, 2005. Investing in Development: a Practical Plan to Achieve the Millennium Development Goals. Overview. United Nations, New York City.

VATN, A., BROMLEY, D.W., 1995. "Choices without prices without apologies". In: *Handbook of environmental economics*. Bromley, D.W (ed.), Cambridge: Blackwell Publisher, cap. 1.

VAZE, P., Dunn, H., Price, R., 2006. Quantifying and valuing ecosystem services: a note for discussion. Department of Environment Food and Rural Affairs – Defra – United Kingdom. Disponível em: <<http://www.defra.gov.uk/wildlife-countryside/natres/pdf/econ01.pdf>>. Acesso em: maio de 2008.

WÄTZOLD, F., DRECHSLER, M., ARMSTRONG, C.W., BAUMGÄRTNER, S., GRIMM, V., HUTH, A., PERRINGS, C., POSSINGHAM, H.P., SHOGREN, J.F., SKONHOFT, A., VERBOOM-VASILJEV, J., WISSEL, C., 2006. Ecological-economic modeling for biodiversity management: Potential, pitfalls, and prospects. *Conservation Biology* 20 (4), 1034-1041.

WILSON, M. A., HOWARTH, R.B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41, 431-443.

WINKLER, R., 2006. Valuation of ecosystem goods and services. Part 1: An Integrated dynamic approach. *Ecological Economics* 59, 82-93.

YORK, R., ROSA, E.A., DIETZ, T., 2003. Footprints on the Earth: The Environmental Consequences of Modernity. *American Sociological Review* 68, 279-300.