

Carlos A. M. Gonzaga



Ciências Sociais Aplicadas

**Economia e Meio Ambiente:
tópicos introdutórios**

E-book





UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE
UNICENTRO

Reitor: Aldo Nelson Bona
Vice-reitor: Osmar Ambrósio de Souza

**Universidade Aberta do Brasil
UAB/UNICENTRO**

Coordenação:
Maria Aparecida Crissi Knuppel

**Projeto TICS/UAB/Unicentro
Coordenação:**
Maria Terezinha Tembil; Ariane Carla Pereira

Revisão/Correção Linguística:
Ari José da Silva

Planejamento gráfico: Lucas Gomes Thimóteo

Diagramação: Márcio Nei dos Santos

Comissão Científica
Carlos Alberto Kuhl
Diocesar Souza
Edécio José Stroparo
Marcio Alexandre Facini
João Morozini
Klevi Reali
Margareth Maciel
Regiane Trincaus
Robinson Medeiros
Romeu Scharz Sobrinho
Ruth Rieth Leonhardt
Vanessa Lobato
Waldemar Feller



SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	05
CAPÍTULO 1 – ECONOMIA E MEIO AMBIENTE.....	09
1.1 Economia Ambiental.....	09
1.1.1 Internalização das Externalizações.....	11
1.1.2 Valoração de Bens e Serviços Ambientais.....	14
1.2 Economia Ecológica.....	17
1.2.1 Entropia e Economia Antrópica.....	19
1.2.2 Capacidade de Carga (Carrying Capacity).....	22
CAPÍTULO 2 – TEMAS TRANSVERSAIS EM ECONOMIA AMBIENTAL.....	27
2.1 Ecologia Regional.....	27
2.1.1 Diferenças Regionais.....	29
2.1.2 Economia Florestal.....	32
//	
CAPÍTULO 3 – POLÍTICA AMBIENTAL.....	37
CAPÍTULO 4 – DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.....	43
4.1 Discussão do Conceito de Desenvolvimento Sustentável.....	44
4.2 Economia Verde.....	48
4.3 Estabilidade Comunitária.....	50
4.4. Gestão de Ecossistemas.....	51
4.4.1 Modelos de Gestão de Ecossistemas.....	51
4.5 Serviço Ambiental em Unidades e Conservação.....	55
4.6 Economia do Ecoturismo.....	59
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA.....	65



INTRODUÇÃO

O meio ambiente representa, para o ser humano, o atendimento de três provisões vitais. Tais provisões dizem respeito aos serviços de subsistência, insumos para atividades produtivas e substrato para recepção de resíduos. Sendo assim, a interação dos seres humanos com a natureza constitui-se objeto de estudos da Ciência Econômica.

A área da Ciência Econômica voltada aos temas ambientais fundamenta suas análises a partir do relacionamento entre as atividades de produção e consumo em função de seus impactos potenciais sobre os ecossistemas naturais ou culturais e a conservação da biodiversidade. A importância dos recursos naturais para a execução da análise econômica é evidente, desde os primórdios da Economia como Ciência. Isso esteve evidenciado na discussão sobre o excedente da produção agrícola dos economistas fisiocratas, ou na observação da limitante escassez de recursos e redução da produtividade agrícola dos economistas clássicos.

A autonomia da Ciência Econômica em relação à Economia Política ocorreu a partir da sistematização científica nas metodologias, que possibilitaram identificar os padrões do comportamento humano ao lidar com os fatores de produção e com o mercado de bens e

serviços. Tais metodologias permitiam identificar, desde então, que as ações antrópicas sobre o meio ambiente, aquelas realizadas por humanos ao manipularem, deliberadamente ou não, o equilíbrio dos fatores de produção, tendem a alterar os ecossistemas existentes, tanto qualitativamente quanto quantitativamente.

No entanto, a expansão internacional dos mercados de bens e serviços, conjugada à evolução das tecnologias em geral, podem ter induzido a humanidade à ilusória percepção de abundância de recursos e superação da escassez. Embora os recursos naturais sejam indissociáveis das atividades econômicas, as questões relativas aos impactos ambientais foram ignoradas pelos economistas clássicos e tratadas como externalidades pelos economistas neoclássicos, desde o final do Século XIX, quando surgiu a teoria marginalista, até o início da década de 70, do Século XX, quando houve ascensão do ne-

oliberalismo privatista. Convém lembrar que o ponto de inflexão coincide com o período da publicação, em 1972, do livro “Os Limites do Crescimento”, conhecido como “Relatório do Clube de Roma” ou “Relatório Meadows”, que alerta sobre o esgotamento dos recursos naturais diante do crescimento econômico (CORAZZA, 2005; TURNER, 2008). O período coincide, também, com a Primeira Conferência Mundial sobre o Homem e o Meio Ambiente, realizada pela ONU, em Estocolmo, em 1972, marcada pelo impasse entre a proposta de desenvolvimento zero, defendida por países desenvolvidos, e a proposta de desenvolvimento a qualquer custo, defendida por países em desenvolvimento.

Apesar de as revoluções agrária e industrial, que se basearam no uso intensivo de novas tecnologias, terem solucionado, aparentemente, as crises de escassez de alimentos, tornou-se evidente, na segunda metade do Século XX, que as possibilidades de

crescimento do sistema econômico mundial eram limitadas. Diante das evidências de limitações ao crescimento econômico, a análise dos impactos ambientais provocados pelo uso dos recursos naturais foi introduzida nas formulações das teorias econômicas, tanto no resgate do liberalismo político-econômico dos neoliberais, quanto pelos fundadores de um novo campo da Ciência Econômica, o da Economia Ambiental e o da Economia Ecológica. Os economistas mais críticos ao sistema dominante, como Lipietz (2002), por exemplo, passaram a afirmar que as constatações das limitações ao crescimento econômico evidenciam o esgotamento do modelo capitalista produtivista, cuja dinâmica pressupõe o sempre mais.

Seguindo a análise de Lipietz (2002), na década de 80, do Século XX, a crise desembocou em uma crise ecológica, porque a abundância verificada nas décadas anteriores ocorreu “em detrimento da

Terra”, com destruição de paisagens, poluição do ar, envenenamento de lençóis freáticos etc.

Considerando que as atividades produtivas existem por razões econômicas e não por motivos ecológicos ou socioculturais, o desenvolvimento da Ciência Econômica tradicional carece da incorporação de variáveis que deem conta da problemática ambiental. Por isso, o surgimento de novas formulações como Economia Ambiental e Economia Ecológica. Suas formulações diferenciam-se da Economia tradicional, devido aos pressupostos de que o atendimento às necessidades ecológicas por parte dos agentes econômicos requer a promoção de mudanças no ambiente do mercado, especialmente no que se refere às variáveis que sustentam suas definições e racionalidade.

Há duas vertentes principais de abordagem sobre a relação entre as atividades econômicas e o meio ambiente, a Economia Am-

biental e a Economia Ecológica. A primeira deriva das formulações da teoria neoclássica, tendo como pano de fundo o comportamento humano diante das variações entre a oferta e a procura de bens e serviços no mercado. A segunda pressupõe a precedência das leis da físico-química como norteadoras da análise e normatização das atividades mercadológicas.

Este livro reúne textos de nível introdutório com a finalidade de auxiliar estudantes a situarem-se nas discussões acadêmicas sobre a relação entre o mundo do mercado, onde se gera a renda, e o universo natural, onde se origina a vida. Apresentam-se os principais conceitos relacionados ao objeto da Ciência Econômica em suas interfaces com os temas ambientais. O livro foi concebido para servir de leitura complementar em disciplinas como Economia Ambiental e Economia Ecológica, podendo ser utilizado em outras disciplinas cujo conteúdo relacione as atividades econômicas e o meio ambiente.



CAPÍTULO 1

ECONOMIA E MEIO AMBIENTE

1.1. Economia ambiental

A Economia Ambiental é uma ciência que aplica as teorias econômicas neoclássicas às questões ambientais. O objeto de estudo da Economia Ambiental consiste da interdependência entre os processos inerentes ao funcionamento do mercado e a preservação dos ecossistemas naturais.

O primeiro Princípio da Economia Neoclássica refere-se ao privilegiamento da análise de mercado no processo produtivo. O segundo Princípio da Economia Neoclássica refere-se à condição de escassez dos bens como condição *sine qua non* para que o mercado possa existir. O terceiro Princípio refere-se à racionalidade como guia do comportamento dos agentes econômicos, a fim de que se alcance a maximização da satisfação coletiva. O quarto Princípio se refere ao preço de equilíbrio como fundamento para a existência das atividades econômicas. O quinto Princípio considera a subjetividade da valoração dos bens. O sexto Princípio considera o valor de utilidade em contraposição ao conceito do valor baseado na quantidade de trabalho empregada ou no valor de existência.

O conceito de Economia Ambiental tem por objetivo promover a inserção dos bens ambientais nos estudos da Ciência Econômica. Seus precursores, de

acordo com Chang (2001), foram autores focados na Economia do Bem-Estar Social, como Pigou e Keynes, que trataram a Economia como estratégia definidora para o melhor uso dos recursos escassos.

Para Barreto (2009, p.5), a Economia Ambiental baseia-se em duas premissas básicas, que consiste em:

i. Que a meta da política ambiental é alocar os recursos de modo a maximizar o "bem-estar" dos indivíduos;

ii. que o "bem-estar" destes indivíduos aumenta à medida que suas preferências são satisfeitas.

Além disso, baseia-se na ideia de que o papel das funções que o meio ambiente desempenha para a sobrevivência das espécies e a importância vital destas funções pode ser traduzida em valores morais, éticos ou econômicos.

Na definição de Souza-Lima (2004), a relação da Economia Ambiental com os

recursos naturais se fundamenta no princípio da escassez, segundo o qual, consideram-se como bens econômicos apenas os recursos naturais escassos. Diante disto, atribui-se à Economia Ambiental a tarefa de busca pela identificação dos padrões comportamentais dos seres humanos e seus impactos potenciais sobre a conservação da biodiversidade e dos habitats ecológicos. Seus fundamentos baseiam-se na análise das atividades de produção e de consumo dos agentes econômicos nas sociedades. De forma geral, a Economia Ambiental serve-se de um conjunto de conceitos, modelos e técnicas consolidados no pensamento econômico neoclássico, aplicados à relação das atividades econômicas com o meio ambiente.

Os recursos naturais, embora escassos, apresentam múltiplas utilidades, o que coloca os agentes econômicos diante de situações em que precisam decidir sobre a utilização de tais recursos de forma a maximizar seu valor de uso e/ou de mercado.

Sob a perspectiva da Economia Ambiental, o critério utilizado para maximizar o uso dos recursos disponíveis obedece ao postulado do estado Ótimo de Pareto, como condição necessária, embora não suficiente. O estado Ótimo de Pareto implica distribuição ideal de bens entre os consumidores, alocação técnica ideal de recursos e quantidades ideais de produção (BRUE, 2005). Segundo o critério de Pareto, baseado no princípio de propiciar o máximo de bem estar para o maior número de pessoas, a eficiência máxima de um sistema econômico ocorre quando inexistente possibilidade de melhorar a posição de pelo menos um agente desse sistema econômico sem que a posição de outro agente seja prejudicada. O Ótimo de Pareto, pode ser representado graficamente pela curva composta pelo conjunto de pontos para os quais não existem possibilidades de eficiência superior (CARRERA-FERNANDEZ, 2009). Teoricamente, o estado Ótimo de Pareto é obtido depois de exauridas todas as possibili-

lidades de melhorias potenciais do bem-estar econômico.

Segundo Pearce (1996), a Economia Ambiental deve poder explicar a degradação ambiental de forma ampla e argumentar a partir dos mecanismos para lidar com todas as falhas do mercado. Muitas falhas podem ocorrer ao mesmo tempo: falha governamental (de intervenção), falha do mercado local, falha do mercado global (de apropriação). O principal desafio está em demonstrar e inventar formas de capturar os valores globais pelo não uso dos recursos naturais, diferenciando os benefícios locais e globais propiciados pela conservação.

De acordo com Castle (1996), há três grandes problemas a serem resolvidos, para se alcançar o uso adequado dos recursos naturais. O primeiro refere-se ao sistema de posse dos recursos, que deve refletir o custo social de sua exploração, o segundo refere-se à eliminação da pobreza e o terceiro se refere

à redução de instabilidade dos grandes sistemas.

No entanto, ao analisar os estágios de desenvolvimento econômico de uma sociedade, Schallau (1990) observa que nos primeiros estágios de desenvolvimento a sociedade pode considerar a instabilidade como o custo necessário para alcançar acúmulo de renda, o que deixa de ser o caso nos estágios mais avançados de desenvolvimento econômico.

Se for possível sintetizar a caracterização da Economia Ambiental, Barreto (2009) observa que há dois grupos de soluções propostas, embora ambos sejam tentativas de equacionar os problemas de poluição e do esgotamento dos recursos naturais a partir da lógica de mercado: um grupo propõe a valoração econômica dos recursos e ecossistemas, o segundo grupo propõe a definição de direitos de propriedade a recursos e ecossistemas que possuam características de bem público.

1.1.1 Internalização das externalidades

Decorrente da formulação do sexto Princípio da Economia Neoclássica, verifica-se um vácuo relativo à valoração dos recursos, bens e serviços ambientais. Dessa ausência advém a aplicação teórica do conceito de externalidade, utilizado para caracterizar os aspectos econômicos não incluídos na teoria do mercado e de onde se justifica a necessidade de criação de mecanismos de internalizar o que ainda está externo.

Por definição, uma externalidade ocorre quando o bem-estar de um indivíduo ou grupo de indivíduos é impactado, sem que o indivíduo ou grupo de indivíduos pague ou receba qualquer tipo de compensação por esse impacto. As externalidades podem ter origem em efeitos colaterais resultantes de atividades de mercado, como a poluição e a alteração da qualidade da paisagem, por exemplo. Externalidades também resultam

de fenômenos naturais, como queda de raios, deslizamento de terras, erupção de vulcões etc. Quando o impacto é adverso a externalidade é negativa, quando o impacto é benéfico a externalidade é positiva.

O conceito de internalização das externalidades foi introduzido na Ciência Econômica, em 1920, por Pigou. A proposição de Pigou (1932) constitui-se na implementação, por iniciativa do Estado, de medida tributária capaz de influenciar o comportamento dos agentes econômicos no mercado, com o objetivo de corrigir as externalidades negativas na utilização de recursos naturais. A medida estatal pigouviana, baseada no Princípio do Poluidor Pagador, tornou-se conhecida como Imposto de Pigou ou Taxa de Pigou (BRUE, 2005).

A abordagem Pigouviana, no entanto, é criticada sob a argumentação de que há uma complexidade prática na atribuição

da responsabilidade por uma externalidade. Assim sendo, Coase apresentou uma formulação de que o problema da externalidade pode ser resolvido de maneira ótima, através da negociação privada, sem a intervenção do Estado. Nesse sentido, propôs o seguinte corolário, conhecido como Teorema de Coase, afirmando que se os direitos de propriedade são bem definidos, e não há custos de transação, então haverá uma alocação eficiente dos recursos na negociação privada de conflito, com maximização do bem estar social, mesmo que ocorra uma externalidade negativa (COASE, 1960). A referência aos custos de transação relaciona-se aos custos de um acordo, que inclui custo de informação, tempo, fiscalização do acordo, etc.

Os mecanismos de internalização das externalidades aplicam-se, normalmente, para os casos de externalidades negativas resultantes de práticas do mercado, consistindo

na implantação de mecanismos ou incentivos que levem os agentes econômicos a pesarem o valor de mercado dos efeitos de suas ações.

No entanto, afirma Pearce (1996) que as intervenções governamentais nas forças de mercado também conduzem a falhas no mercado, porque, às vezes, subsidiam a conversão de reservas de bens naturais, como as florestas, em recursos econômicos exploráveis. No Brasil, por exemplo, o Governo Federal instituiu, no período entre 1965 e 1988, o Programa de Incentivos Fiscais ao Florestamento e Reflorestamento (PIFFR), um conjunto de atos normativos que regulamentaram incentivos fiscais às atividades florestais (BACHA, 2008). Um problema com os subsídios e incentivos fiscais é que podem criar distorções sociais, ao promoverem o estímulo para que agentes econômicos privados expandam suas atividades exploratórias sem contrapartida fiscal compatível. Outro aspec-

to problemático é que os incentivos fiscais encorajam processos ineficientes de produção, que resultam em aumento da quantidade de recursos necessários e aceleram a depleção dos recursos não renováveis.

Nas situações em que o fator natureza é o aspecto fundamental para a caracterização das externalidades, como a poluição, por exemplo, a Economia Ambiental lida com a criação de condições em que tais externalidades sejam incorporadas aos processos de mercado.

De acordo com Reinhardt (1999), as organizações empresariais tomam suas decisões econômicas relativas ao uso dos recursos ambientais tendo como premissa, em primeiro lugar, a redução dos riscos potenciais futuros. Em segundo lugar, usufruir das oportunidades ambientais de mercado, quando se apresentarem as possibilidades de

incrementar o valor agregado dos bens e serviços produzidos. Tais orientações tem por base a lógica central de qualquer atividade empresarial, cujo objetivo é criar e capturar valor no mercado.

A redução de riscos, porém, implica custos, de tal forma que o provimento de qualidade ambiental superior ao exigido pelo *compliance* pode deixar os custos de produção e/ou comercialização superiores aos da concorrência, adverte Reinhardt (1999). Sendo assim, conclui-se que não é economicamente lógico prover mais benefícios ambientais do que é legalmente mandatório, exceto se houver vantagem competitiva significativa no mercado de atuação da organização, porque se torna mais difícil recuperar os gastos adicionais e ainda obter lucros.

Na avaliação de Panayotou (1993) e de Pearce (1996), se for verificado em

algum mercado a ocorrência de inabilidade para que se realize a captura dos valores não comerciais dos recursos naturais, bem como de outros valores econômicos relacionados, isso se deve a imperfeições do mercado. Tais imperfeições resultam de fatores como direitos de propriedade incongruentes, mercado incipiente, custo de transação, falta de estímulo público à conservação ambiental, altas taxas de desconto, aversão a incertezas e riscos, irreversibilidade etc. Ainda de acordo com Panayotou (1993) e Pearce (1996), as soluções para tais imperfeições de mercado deveriam ser estabelecidas por meio de políticas públicas sobre a posse e uso da terra, direitos ambientais e deveres fiscais.

Com base nisso, as soluções para as falhas do mercado local passam pela elaboração de políticas adequadas de posse da terra, zonea-

mento do uso da terra, legislação sobre comércio de direitos ambientais e política fiscal.

As falhas globais, segundo Pearce (1996), são mais complexas devido à necessidade de criação de mercados mundiais, mas, em princípio, os direitos de desenvolvimento podem ser negociáveis em nível internacional, os fluxos do setor privado podem ser estimulados para a captura de benefícios ambientais, além da adoção de várias formas de negociação como troca de débito-pela conservação da natureza (*debt-for-nature swaps*) e financiamento de projetos pelo *Global Environment Facility*. Tais valores nem sempre são apropriados pelos países menos desenvolvidos, porque os valores globais dominam os valores locais e torna-se difícil estabelecer o equilíbrio entre conservação e desenvolvimento. A redução da exploração dos recursos naturais em uma região estimula o sistema global de mercado

a compensar com exploração de recursos em outras regiões. O problema, portanto, passa a ser onde cortar. (SEDJO, 1996)

1.1.2 Valoração de bens e serviços ambientais

A importância ecossistêmica de um bem ou serviço ambiental pode ser traduzido através da atribuição de um valor de mercado a ele. De acordo com May, Lustosa e Vinha (2003), essa atribuição de valor se baseia no entendimento de que todos os recursos ambientais possuem um valor intrínseco que pode ser moral, ético ou econômico.

O valor econômico de um bem ambiental pode ser atribuído por métodos de mercado ou métodos que não sejam mercadológicos. Também pode ser atribuído de forma direta ou indireta. Os mecanismos de mercado são considerados

importantes por Seroa da Motta (2006), porque permitem estimar os valores sociais dos recursos naturais com base nos conceitos de custo de oportunidade, podendo ser determinado tanto o valor de uso quanto o valor de não uso. O valor de mercado de um bem ambiental consiste na estimativa do seu valor monetário em relação aos outros bens e serviços disponíveis na economia. Tal valor está associado aos atributos do bem ambiental, que podem ou não estar associados ao seu uso.

Outro fator importante da valoração mercadológica dos bens ambientais consiste em dimensionar os impactos ambientais para internalizá-los à dimensão econômica propriamente dita. Dessa forma, é possível evidenciar os custos e benefícios de quaisquer iniciativas que venham a expandir as atividades humanas.

Quanto aos métodos não mercadológicos, utiliza-se como base o tipo de utilidade que dá origem ao bem ou serviço. De acordo com Marques e Comune (1999), um bem ou serviço ambiental pode ser classificado dentro das seguintes categorias:

- Valor de uso consumptivo (caça, pesca etc.).
- Valor de uso não consumptivo (admiração paisagística, natação, montanhismo etc.).
- Valor de serviços indiretos (através de livros, filmes, fotografias etc.).
- Valor de existência (satisfação pela preservação de espécie ou ecossistema, aplicado ao rol de bens e serviços não considerados nem para uso corrente nem para uso opcional).

De acordo com Barreto (2009), os economistas que defendem a valoração econômica do meio ambiente, consideram que o valor econômico, o mais relevante, é o que orienta a tomada de decisão, apontando a importância de um recurso para o bem-estar social. Assim sendo, os modelos de valoração buscam a equivalência dos possíveis impactos no bem-estar humano ou social que tenham resultado das transformações ambientais. Tal variação é medida pela observação dos níveis de utilidade associados aos fluxos de bens e serviços oriundos do meio ambiente. Desta forma o cálculo do valor tem por base a comparação de mudança no fluxo de serviços com a mudança no estoque do recurso. Portanto, segundo Barreto (2009), não são os recursos em si que são valorados, mas as preferências dos indivíduos.

Dentro da perspectiva de valoração econômica, Pearce, Markandya e Barbier (1989) consideram que o valor econômico total de um bem ou serviço ambiental é dado pela seguinte equação:

$$VET = VUD + VUI + VO + VE$$

Onde,

VET = Valor Econômico Total

VUD = Valor de Uso Direto

VUI = Valor de Uso Indireto

VO = Valor de Opção

VE = Valor de Existência

Em seu livro sobre “Economia Ambiental”, o professor da Fundação Getúlio Vargas, Seroa da Motta (2009), apresenta os principais métodos de valoração dos recursos naturais, conforme apresentado na Tabela I.

Tabela 1. Principais métodos de valoração ambiental

Método da produtividade marginal	Cálculo da variação do nível de estoque ou qualidade
Método de mercado de bens substitutos	Cálculo dos custos de reposição, dos gastos defensivos ou custos evitados e dos custos de controle das perdas
Método da função demanda	Cálculo da variação da disponibilidade.
Método da função de produção	Observação do valor em função da contribuição como insumo ou fator de produção
Método do custo de oportunidade	Estimativa do custo de oportunidade pelo não uso
Método de mercado para bens complementares	Estimativa pelo valor de outros bens com preço de mercado
Método da valoração contingente	Estimativa com base nos preços de mercado de bens privados
Método dos preços hedônicos	Cálculo da variação de valor em função dos atributos de outro bem
Método do custo de viagem	Estimativa da demanda com base nos custos de acesso

Fonte: Seroa da Motta (2009).

Um aspecto que dificulta a aplicação prática da valoração com referência predominantemente econômica é a dificuldade na tarefa de estimar o valor dos bens e serviços ambientais para os casos em que o mercado não é explícito ou é muito imperfeito.

Na Tabela 2 apresenta se um exemplo de como se pode estabelecer valor de mercado a serviços ambientais:

Tabela 2. Capital natural: exemplos de componentes subjacentes e valores

BIODIVERSIDADE	BENS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (EXEMPLO)	VALOR ECONÔMICO (EXEMPLO)
ECOSSISTEMAS (variedade e área)	Recreação Regulação da água Sequestro de carbono	Prevenção da emissão de gases de efeito estufa pela conservação de florestas: US\$ 3,7 trilhões.
ESPÉCIES (diversidade e abundância)	Comida, fibras, combustível Inspiração para <i>design</i> Polinização	Contribuição dos insetos para polinização das culturas agrícolas: US\$ 190 bilhões/ano
GENS (variabilidade e população)	Descobertas medicinais Resistência a doenças Capacidade de adaptação	25-50% de US\$ 640 bilhões/ano dos produtos farmacêuticos dos EUA derivam de recursos genéticos

Fonte: UNEP, 2011, p.18.

1.2 Economia Ecológica

A Economia Ecológica aborda a produção e o consumo humano em suas relações com os sistemas que suportam a vida no

universo, representando na prática uma crítica à Economia Ambiental. Trata-se de uma abordagem da Economia que fundamenta seus princípios nos modelos naturais, como por exemplo, as leis físicas da termodinâmica. Dessa forma, de acordo com Foladori (2001),

a Economia Ecológica é elaborada com o intuito de conceber o sistema econômico em conformidade aos ecossistemas naturais. De acordo com Harris (2000), a Economia Ecológica caracteriza-se por abordar a atividade econômica no contexto dos sistemas biológicos e físicos que servem de meio para tal atividade e de onde se originam os recursos produtivos.

Na abordagem da Economia Ecológica os sistemas produtivos são considerados como sistemas abertos, dentro dos quais os ecossistemas não são úteis apenas quanto à sua dimensão econômica. Dessa visão, como apresentam Hosokawa, Rochadelli e Lima (2000), o equilíbrio econômico somente pode ser alcançado na busca pela utilização sustentável dos recursos naturais. Para isso, considerar as questões ambientais apenas como uma questão de internalização das externalidades, em decorrência da busca pela otimização da relação custo-benefício, tal como definidas pela Economia Neoclássica-

ca, é insuficiente para a compreensão e gestão dos impactos das atividades econômicas sobre o meio ambiente. Pelos conceitos da Economia Neoclássica, as externalidades seriam apenas custos sociais decorrentes das preferências subjetivas individuais para as quais inexistia um mercado. Hosokawa, Rochadelli e Lima (2000) argumentam que, em função da premissa da abordagem neoclássica para o comportamento econômico humano, a internalização das externalidades ambientais não conduz, necessariamente, à sustentabilidade na utilização dos recursos naturais. Embora, a internalização dos custos sociais pudesse promover uma otimização da relação custo-benefício no que se refere ao consumo dos recursos, cuja decisão de escolha está sujeita às preferências subjetivas individuais.

Em conformidade aos estudos de Foladori (2001), a fundamentação da Economia Ecológica originou-se da fisiocracia de Quesnay (1694—1774), para quem a terra se

constituiria em fonte primordial de valor, de forma a destacar a agricultura como a fonte de riquezas de uma nação, em contraposição ao mercantilismo inglês que preceituava o desenvolvimento da indústria e do comércio exterior como base das riquezas nacionais. Para Nascimento (2009), os pioneiros da Economia Ecológica teriam sido Wladimir Vernadsky (1863-1945) e Sergei Podolinsky (1850-1891), além de Justus von Liebig (1803-1873) e Karl Marx (1818-1883).

Consta que Vernadsky e Podolinsky foram os pioneiros na proposição de análises, visando um equilíbrio maior entre o homem e o planeta, reflexo dos estudos rurais que empreenderam sobre a relação entre o homem e a terra. Já no fim do século XIX, apresentaram o esboço de uma visão ecológica, cujo foco estava na análise do fluxo de energia na agricultura. (NASCIMENTO, 2009)

Ainda de acordo com Nascimento (2009), a maior importância dos estudos de

Vernadsky consistiu em perceber a conexão entre a origem da vida e os processos naturais. Com base em estudos da evolução paleontológica, concluiu que antes do surgimento do homem predominaram as transformações geoquímicas. Numa segunda etapa, posterior ao surgimento do homem civilizado, a sustentação da vida possuía dependência alimentar permanente. Na terceira etapa, a sustentabilidade poderia vir com a solução do problema energético, utilizando-se a energia solar sem a mediação das plantas. Se isso fosse possível, viabilizaria tanto a abundância energética quanto a abundância alimentar. Sendo assim, seria possível liberar o ser humano da matéria viva e transformá-lo em um ser capaz de produzir o próprio alimento, embora a multiplicação da vida continuasse a ocorrer dentro das dimensões finitas do planeta e de acordo com os limites impostos pela constituição física e química do meio.

Para Vernadsky, de acordo com Nascimento (2009), os seres humanos são sujeitos ecológico-planetários fundamentais para a fase evolutiva atual da Terra, em função de sua capacidade de transformação da crosta terrestre e da vida no planeta. A solução da questão social, portanto, há de demandar uma mudança na forma como se dá o processo alimentar e na forma como as fontes de energia são utilizadas pelo homem para obtenção de seus alimentos.

Outro pioneiro da Economia Ecológica, considerado por Nascimento (2009), é Sergei Podolinsky, que, ao estudar os balanços energéticos na agricultura, observou que sua base está na noção de fluxo de energia, cujos parâmetros de sustentabilidade energética são construídos socialmente. Tal conceito será retomado na teoria econômica na década de 1970 por Georgescu-Roegen.

A importância de Liebig e Marx entre os precursores da Economia Ambiental

está centrada na concepção de metabolismo entre sociedade e natureza. (NASCIMENTO, 2009)

Liebig introduziu a prática de adubação química em substituição à orgânica, baseado na ideia de que era necessário devolver ao solo as condições de fertilidade, como uma garantia de sustentabilidade do agricultor (NASCIMENTO, 2009). Liebig correlacionava o problema do esgotamento do solo ao da poluição nas cidades em decorrência do aumento do esgoto humano e animal, propondo, naquela época, a reciclagem orgânica.

A economia política de Marx, segundo Nascimento (2009), foi importante para o nascimento da Economia Ecológica, porque define o processo de trabalho como uma relação entre o homem e a natureza, na qual o homem, através das suas próprias ações, media, regula e controla o metabolismo entre ele e a natureza. O conceito ressalta o caráter materialista dessa relação e propugna uma sa-

ída também materialista quando ocorre falha metabólica. É como se o destino tanto do homem como da natureza estivessem selados por esse metabolismo, vinculando-os a uma única fonte de vida.

Para Nascimento (2009), o conceito de falha metabólica de Marx é sua contribuição mais relevante para o debate ambiental. A ideia de troca metabólica entre natureza e sociedade em Marx teria um propósito maior: transformar essa relação concretamente. Marx e Engels associam, por isso, a noção de alienação do trabalho com a de alienação da natureza.

1.2.1 Entropia e economia antrópica

A entropia é entendida como uma parte da energia que é perdida em forma de calor, ou, uma quantidade de energia de um sistema que não pode ser convertida em trabalho mecânico sem comunicação de calor a algum outro corpo. A entropia é

maior nos processos irreversíveis e menor nos reversíveis.

Há, distintamente, duas vertentes da Economia Ecológica que se baseiam nos princípios da termodinâmica para analisarem as condições de sustentabilidade ambiental do mercado e do desenvolvimento (LIMA, 1999.). Enquanto a primeira lei da termodinâmica (lei da conservação da energia) fundamenta os argumentos de uma vertente, a segunda lei da termodinâmica (lei da conversão da energia) dá sustentação aos argumentos de outra. A primeira vertente de estudiosos da Economia Ecológica está focada em analisar as condições de equilíbrio entre os insumos produtivos e os resíduos da produção. A segunda vertente tem seu foco na análise da conversão da energia, considerando que as atividades econômicas utilizam matéria e energia de baixa entropia que são convertidas em matéria e energia de alta entropia. No longuíssimo

De acordo com argumento de Hosokawa e Hosokawa (2001), o uso dos recursos energéticos acelera a geração de entropia, o que ameaça as espécies e a biosfera como um todo). Assim, a lei dos efeitos da entropia natural pode ser relacionada com a economia antrópica. A teoria postula que o uso de energia nos processos produtivos cresce exponencialmente e, assim, da mesma forma cresce também sua entropia. Sendo a entropia um processo irreversível, em que a energia convertida entropicamente não pode ser recuperada ou reciclada, tem-se como resultado um crescimento exponencial da poluição ambiental. Verifica-se o fenômeno de perda de energia térmica de forma irreversível e exponencial nos processos de produção de bens e serviços.

Se o crescimento é em forma exponencial positiva, os efeitos são manifestados de forma exponencial negativa, alertam Hosokawa e Hosokawa (2001). Isso pode ser explicado pe-

las teorias: Teoria de Relatividade Geral de Einstein, Teoria de Hawking, Teoria de Gravitação Universal. Todas essas teorias explicam fenômenos com formas espiraladas ou cilíndricas, o que permite concluir que os efeitos da entropia natural são eventos cíclicos cuja anatomia é uma hélice cônica, espiralada logarítmica em retração. Várias fórmulas matemáticas podem ser extraídas desse conceito, que podem explicar os efeitos da entropia natural. Quando se altera o coeficiente angular, que é a velocidade dos efeitos da entropia natural, os seus efeitos são acelerados. A aceleração pode ser observada em exemplos como o desmatamento das florestas de araucária. A escala de tempo do universo é muito superior à humana, o equilíbrio tem base nessa escala temporal, e, quando o homem consumiu essas florestas (geralmente para fins energéticos) em poucas décadas, destruiu a harmonia existente, acelerando os efeitos da entropia, pois as matas demoram até séculos para atingir sua longevidade natural.

A teoria de economia ecológica baseada na análise da entropia, considera que o universo é todo composto de energia, que assume várias formas de seres e elementos. Tais formas estão sujeita à transformação; se harmônica no tempo, há adaptação e sobrevivência, se não, tende à extinção da espécie. Assim, a biodiversidade está relacionada com a estrutura energética do universo. As alterações no ambiente induzem à desorganização energética (alta entropia) e efeitos acelerados. Isto significa que para se adaptarem e sobreviverem os organismos precisam mudar sua composição genética.

A espécie humana não teria tempo hábil para realizar tal mutação genética, o que significa que os efeitos acelerados da entropia implicam maiores riscos de extinção da espécie. Para conter esse processo, deve-se priorizar as energias renováveis (hidroelétricas, solar, eólica, fitomassa sustentada, fluxos

de mar, fotovoltaica) em detrimento do uso das fontes de energia não renováveis (fósseis - carvão, petróleo; urânio), de forma a produzir níveis mais sustentáveis de entropia, compatíveis com a capacidade de resiliência do meio ambiente. (HOSOKAWA e HOSOKAWA, 2001)

De outra forma, conforme afirma Lima (1999), a inevitabilidade da aceleração da entropia verificada no sistema de produção econômica implica na impossibilidade do desenvolvimento sustentável no longo prazo. Diante disto, coloca-se a questão da escala do crescimento da economia e da relação entre o tamanho físico do sistema econômico e do ecossistema. De acordo com Cechin e Veiga (2010), como o sistema de produção econômica é finito, o crescimento econômico implica na incidência de um custo ambiental, porque a economia constituiu-se em um sistema dissipativo de energia

com fluxo metabólico. O fluxo principia na utilização dos recursos naturais, que promove escasseamento, e finda com o descarte de resíduos, que promove poluição ambiental. Tanto o escasseamento quanto a poluição representam custos ambientais, e tais custos precisam ser contabilizados. Por isso, nas últimas décadas os estudiosos do meio ambiente e da economia ambiental tem procurado formulações que permitam estabelecer parâmetros de medidas para os custos da depleção e para o planejamento ambiental. Neste sentido surgiram conceitos como capacidade de carga (WAGAR, 1964), estimativa de consumo da biosfera (VITOUSEK, 1986), pegada ecológica (WACKERNAGEL; REES, 1996), contabilidade ambiental (ODUM, 1996), espaço ecológico (BÜHRS, 2009) etc. Dentre esses, abordaremos a seguir os conceitos de capacidade de carga e pegada ecológica.

1.2.2 Capacidade de carga (Carrying Capacity)

A primeira formalização do conceito de capacidade de carga foi proposta por Wagar (1964), cujos conceitos podem ser sintetizados em três pontos:

- a capacidade de carga não é um valor absoluto nem igual em todos os lugares;
- a capacidade de carga depende das necessidades e valores das pessoas, e só pode ser definido com relação aos objetivos de gestão;
- a necessidade de limitar o acesso e uso de alguns bens naturais pode ser feita através de outros instrumentos administrativos como zoneamento, persuasão etc.

O conceito de capacidade de carga teve origem no manejo de pastagens como técnica, para avaliar qual a quantidade máxima de animais que uma área de pecuária poderia suportar sem comprometer a qualidade

presente e futura dos recursos disponíveis. De acordo com Magro (1999), a extrapolação do uso dessa técnica, para estudos em outras áreas de atividade, ocorreu a partir da década de 1970, principalmente para uso adaptado a unidades de conservação em que ocorrem atividades recreacionais. Houve, essencialmente, uma adaptação do conceito de capacidade de carga animal para o de capacidade de carga recreacional, com o objetivo de averiguar qual o número adequado de visitantes que uma área suporta.

O equilíbrio de um ecossistema está diretamente relacionado aos limites de uso dos seus ambientes, limites que definem sua capacidade de carga e precisam ser respeitados para a preservação do que lhe é inerentemente característico.

De acordo com a conceituação ecológica de capacidade de carga consiste no limite máximo para o tamanho da população

de uma determinada espécie que uma área pode acomodar sem prejuízo da sua capacidade para acomodar a mesma espécie no porvir. Trata-se de uma equação com a medida da quantidade de recursos renováveis existentes no meio ambiente com a quantidade de população que tais recursos tem a capacidade de atender. Ou seja, a capacidade de carga é uma função das características naturais da área ocupada e da população que a ocupa.

Daily e Ehrlich (1992) assinalam que em relação aos seres humanos, há maior complexidade para se estimar a capacidade de carga, devido aos fatores socioculturais e tecnologias disponíveis. O termo capacidade de carga define qual o nível de atividade humana que um local pode suportar sem causar danos ao ambiente e é bastante utilizado em reservas ecológicas e parques ambientais para definir qual a quantidade ideal de visitantes, com o objetivo de prevenir alterações indesejáveis

no ambiente. Seu cálculo resulta de observações repetidas quanto às variáveis ambientais, físicas, ecológicas e de manejo. Ao se transferir o conceito para o âmbito global, podem-se identificar as possibilidades de sobrevivência das gerações atuais e futuras, ao se verificar qual a capacidade do planeta Terra em suportar os impactos resultantes dos padrões atuais de consumo.

A capacidade de carga possui em sua formulação conceitual princípios das ciências biológicas, bem como princípios das ciências exatas e sociais. Os aspectos definidores da Capacidade de Carga são enumerados por Magro (1999) conforme relação abaixo:

- estabilidade e diversidade do ecossistema natural (capacidade de carga física);
- quantidade de usuários que a área pode receber sem que seja afetada,

de forma negativa, a experiência de uso (capacidade de carga social).

A avaliação da capacidade de carga é considerada importante, por Peccatiello (2007), para avaliar a intensidade do uso público de uma determinada área e estimar os limites de uso para não haver comprometimento de sua sustentabilidade ecossistêmica. A medição adequada sobre o uso *per capita* adequado de um bem ambiental permite antecipar decisões sobre atos preventivos. Enquanto técnica ou modelo de avaliação, Stankey e Manning (1986) observam que a capacidade de carga oferece uma base para averiguar várias interações importantes, dentre as quais estão a relação entre oferta e demanda, entre condições de oferta e qualidade percebida e entre quantidade de oferta e qualidade da experiência resultante do usufruto.

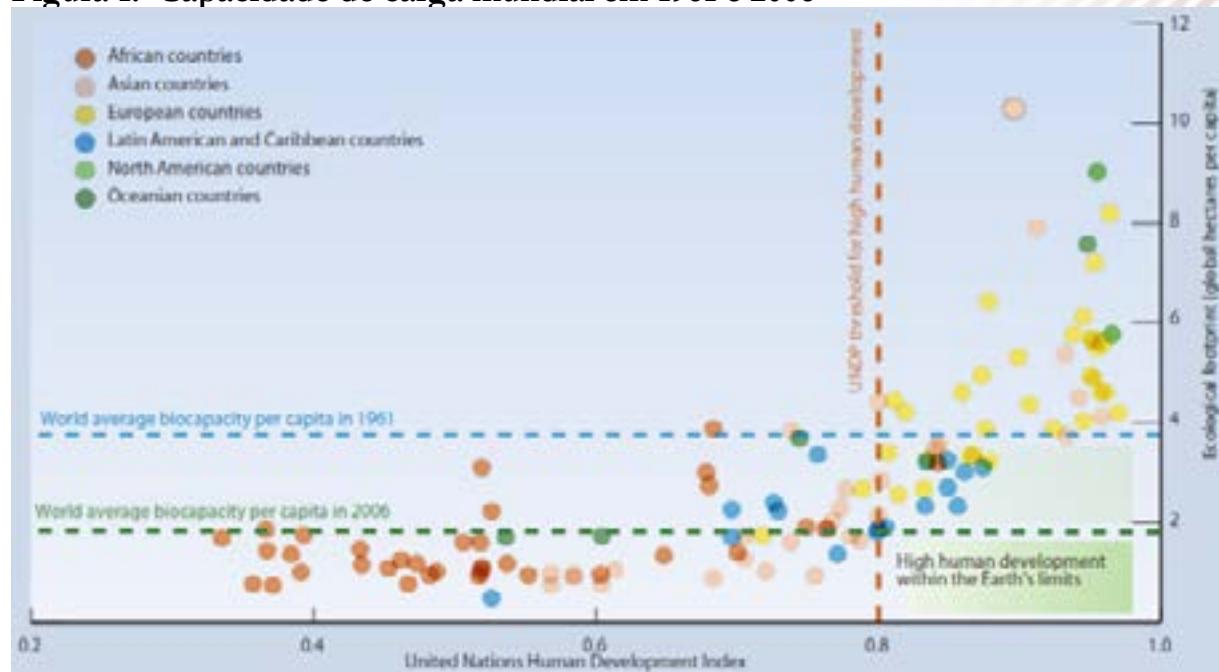
De acordo com Cole (2004), porém, há grandes divergências entre gestores e pesquisadores sobre o valor do conceito de capacidade de carga. Se por um lado há ferrenhos defensores, enaltecendo o aspecto técnico administrativo de auxiliar na tomada de decisões sobre valores e organização sustentável do acesso aos bens naturais, por outro lado, há críticos severos do seu caráter normativo que o desqualificam como base de pesquisa científica, criticando justamente a imprecisão dos cálculos de valor. Para Cole (2004), o conceito de capacidade de carga sustenta-se mais em função da capacidade dos gestores em tomar decisões baseados nas apreciações de valor, do que dos cientistas em fundamentar teorias sobre tais decisões.

Uma reformulação do conceito de capacidade de carga foi proposta por Stankey e Manning (1986), com o objetivo de enfa-

tizar as condições desejadas para uma área considerada, em substituição à medida de quanto uso uma área poderia tolerar. Apresentam o conceito de Limites Aceitáveis de Mudanças (*Limits of Acceptable Change – LAC*). A justificativa da proposição é de que o importante não é como prevenir qualquer mudança antrópica, mas quanto de mudança pode-se permitir que ocorra, onde pode ocorrer e quais ações para controlá-las são necessárias.

Os estudos sobre o conceito de capacidade de carga evoluíram de forma a incorporar várias dimensões da sustentabilidade ecológica, destacando-se os aspectos ambientais, culturais, sociais, econômicos e políticos. (PECCATIELLO, 2007). Na Figura 1, mostra-se um gráfico ilustrando resultado de estudos da Organização das Nações Unidas (ONU), em que se compara a capacidade de carga mundial de 1961 com a de 2006, categorizadas por continentes.

Figura 1. Capacidade de carga mundial em 1961 e 2006



Fonte: UNEP, 2011 (Permitida reprodução para fins didáticos).

De acordo com relatório de Wackernagel et al (2002) para a Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos, a humanidade já ultrapassou a capacidade de carga da biosfera desde a década de 1980. Tal excesso pode ser expresso pela quantidade excedente da demanda humana por área de terra produtiva em relação ao suprimento da natureza

(o percentual de área demandado cresceu de 70% para 120% da capacidade da biosfera, entre 1961 e 1999).

1.2.3 Pegada ecológica (ecological footprint)

A fim de satisfazer, ainda que parcialmente, a necessidade de contabilização dos custos da depleção e da poluição, Wackernagel e Rees (1996) propuseram uma medida

biofísica dos estoques e fluxos naturais relevantes denominada como pegada ecológica.

A Pegada Ecológica resulta do cálculo baseado no tamanho da população, multiplicado pelo consumo *per capita* de recursos naturais, conforme as possibilidades tecnológicas. Consiste em conceito baseado na ideia de que, para cada quantidade de bens e energia consumidos, há um equivalente territorial mensurável em área de terra e quantidade de água necessários para que os bens e energia consumidos possam ser produzidos.

A pegada ecológica é uma medida que contrasta o consumo dos recursos naturais pelas atividades humanas em relação à capacidade de suporte da natureza. O objetivo de tal medida é mostrar se os impactos no ambiente global são sustentáveis no longo prazo. Trata-se de conceito que fornece um referencial de desempenho ecológico e identifica os desafios sociais a serem considerados nas políticas públicas. Ou seja, a medida de

pegada ecológica de um território possibilita o estabelecimento de *benchmarks*, o que torna possível realizar comparações entre indivíduos, cidades e nações, bem como criar índices referenciais.

O conceito de pegada ecológica resulta da busca pelo estabelecimento de um parâmetro quantitativo que avalie às possibilidades probabilísticas quanto ao tempo restante para a vida humana no planeta tal qual a conhecemos. Levando em consideração a quantidade de recursos existente para satisfazer a demanda presente, calcula-se o tempo futuro provável para o consumo e depleção total final dos bens ambientais ou de qualquer recurso necessário para manter a qualidade de vida das pessoas. Com essa finalidade, parte-se da observação quantitativa dos limites naturais de uso e consumo dos recursos naturais, bem como da capacidade de autosustentação biológica da natureza.

A fundamentação de Pegada Ecológica sustenta-se em três conceitos básicos, que são sustentabilidade, equidade e capacidade de carga. A sustentabilidade refere-se à satisfação das necessidades humanas, tanto as atuais quanto a das gerações futuras, com foco na conciliação entre a demanda humana e a capacidade de suporte dos ecossistemas. A equidade refere-se à análise do equilíbrio entre as nações, espécies e gerações, quanto ao uso e consumo dos recursos naturais. A capacidade de carga refere-se à ideia de que há um limite para o uso e consumo dos recursos naturais em cada espaço geográfico específico. O conceito de capacidade de carga engendra a suposição de que a sobreutilização (*overshoot*) das energias e matérias, existentes em determinada área, determinam que a condição para o crescimento econômico contínuo seria a depleção do capital natural e a diminuição dos serviços da natureza em prol da manutenção da vida.

A pegada ecológica de uma área geográfica, portanto, deve ser menor do que a porção da superfície ecologicamente produtiva do território à que se refere, seja tal território uma cidade, um país ou um planeta.

Para cálculo da pegada ecológica, considera-se a subdivisão espacial das áreas de terra bioprodutiva. Tais subdivisões são:

- Áreas de pastagem, destinadas à criação de animais de corte e de leite.
- Áreas de floresta e reflorestamento, destinadas às florestas naturais ou plantadas para a produção de fibras, madeira e combustíveis.
- Áreas de agricultura, para cultivo de alimento humano e ração de animais.
- Áreas marítimas, destinadas à pesca extrativa e cultivo de pescados.
- Áreas de energia, espaço fictício para referência de cálculo da Pe-

gada Ecológica (emissão), a fim de estimar se o tamanho do território biologicamente produtivo que se faz necessário para sequestrar o equivalente *per capita* das emissões de carbono e, assim, evitar um aumento de CO₂ na atmosfera.

- Áreas pavimentadas, impermeabilizadas ou degradadas, destinadas à moradia, ao transporte, ao comércio, à produção industrial e energética.
- Áreas para a proteção da biodiversidade, destinados à sobrevivência e reprodução de outras espécies (que não a humana), incluindo fauna e flora.



CAPÍTULO 2

TEMAS TRANSVERSAIS EM ECONOMIA AMBIENTAL

2.1 Economia Regional

A economia regional é descrita por Barlowe (1972) como a ciência que estuda as relações econômicas referentes à ocupação e uso da terra. Seu objeto de estudo são os problemas decorrentes do uso e controle estratégico dos recursos em uma região, cujas variáveis são os fatores físico-biológico, econômico (principalmente preço), institucional e tecnológico.

A capacidade de uso dos recursos de uma região depende da acessibilidade e da qualidade dos recursos (BARLOWE, 1972). A acessibilidade se refere à sua localização, posição em relação ao mercado, condições para transporte e situação em relação a fontes de matéria prima. A qualidade se refere às condições de produção dos recursos disponíveis, o que envolve condições climáticas, características estéticas, presença de água, vegetação, acesso à escola e a atividades culturais.

Dentre as alternativas de uso da terra, a escolha tende a ser por aquela que proporciona a maior vantagem comparativa para seu proprietário ou para a sociedade (BARLOWE, 1972). Os critérios de comparação dependem da capacidade de uso e das demandas sociais presentes, podendo ser aplicados tanto valores monetários quanto valores sociais intangíveis, ou uma combinação de ambos. Às vezes, o peso dos valores

sociais é contraposto aos valores comerciais, mas tradicionalmente a vantagem comparativa é medida pela habilidade econômica de uma área, para competir com outras áreas na produção de produtos ou serviços específicos. A redução da exploração em regiões individuais estimula o sistema global de mercado a compensar com exploração em outras áreas (SEDJO, 1996). O problema, portanto, passa a ser onde explorar.

Tomando por base o retorno financeiro potencial dos recursos de uma região, definido no conceito de renda da terra, Barlowe (1972) classifica a ordem de prioridade para o melhor uso da terra com prioridade para as atividades comerciais e industriais, próximo das quais se localizariam as residências, seguido das atividades agro florestais, e no mais distante limite regional, as instalações para dejetos e saneamento. Classificação semelhante é proposta por Hosokawa (1986) para as atividades básicas de uso da terra.

Tabela 3. ORDEM DE PRIORIDADE DE LOCALIZAÇÃO DE ATIVIDADES EM FUNÇÃO DA RENDA DA TERRA

Autor	BARLOWE (1972)	HOSOKAWA (1986)
1.	Comércio e Indústria	Instalações urbanas
2.	Residências	Infraestruturas de comunicação
3.	Agricultura e Pecuária	Indústrias
4.	Floresta e campo	Agricultura
5.	Depósito sanitário	Pecuária
6.		Florestas

As opções de ocupação e uso do solo em função da renda alteram-se com a evolução tecnológica, que vem seguida de mudanças nas demandas de consumo, pois novas tecnológicas promovem inovação da matriz energética das sociedades e, conseqüentemente, revolucionam sua infraestrutura de comunicação e acessibilidade geográfica. Além disso, inovações tecnológicas direcionam mudanças normativas, com a finalidade de tornar o sistema de produção social mais eficiente.

Como exemplo de mudanças radicais ocorridas ao longo do tempo, pode-se comparar com a observação que Von Thünen fez da distribuição espacial das atividades produtivas da sua época, na segunda metade do Século XIX. As áreas centrais eram destinadas ao mercado e prestação de serviços. Próximos ao centro eram produzidos os bens perecíveis mais lucrativos ou mais difíceis de transportar, como hortaliças, leite e derivados, por exemplo. No entorno imediato do mercado se fazia necessário o cultivo de

florestas para fornecimento da matriz energética da época, a lenha. Com o afastamento do centro de mercado, a terra passava a ser ocupada com produtos menos lucrativos e mais fáceis de transportar, como grãos e pecuária, com transição da agricultura intensiva para agricultura extensiva (CROSIER, 2001; NIEMELÄ, 2008).

2.1.1 Diferenças regionais

As diferenças entre regiões podem ser analisadas fundamentalmente através das listas de produtos exportados e importados na matriz *input-output* de cada região (ISARD, 1985). As características dos recursos disponíveis e as instituições socioculturais locais são os principais fatores diferenciais nos tipos de uso e ocupação espacial das áreas de terra. As definições sobre o melhor uso dos recursos de uma região geralmente são feitas com base em critérios macroeconômicos, tais como preços de mercado, acesso a transporte,

padrões de posse de terra, densidade populacional humana e cultura local (KARANTH e MADHUSUDAN, 2002). Outros fatores que podem estimular as sociedades a adotarem práticas de uso mais intensivo da terra, com menor uso de território *per capita*, estão associados à escassez de recursos extrativos e de áreas disponíveis (SCHAIK E RAO, 2002). Outro fator importante considerado nas decisões que resultam em uso intensivo da terra, consiste no valor de mercado das terras disponíveis para venda. Além disto, consideram-se as oportunidades de comercialização dos excedentes, de forma que possibilitem o financiamento do usufruto de comodidades desejadas.

O aumento de preços reduz o valor de uso dos recursos naturais e estimula a utilização de materiais substitutos (SEDJO, 1996). No caso da madeira, as implicações ambientais são negativas, porque os materiais substitutos como metais e concreto causam

maior degradação ambiental e não apresentam as mesmas vantagens ambientais da madeira, como renovabilidade, reciclabilidade e biodegradabilidade.

O custo de transporte para locomover pessoas, insumos, equipamentos e produtos é um dos principais fatores para definir os padrões de utilização e de produção numa área. O fator locacional afeta o uso econômico e o valor dos recursos, porque, devido à dimensão espacial dos mercados e suas distâncias em relação aos centros econômicos, os fluxos de transporte e de informação aumentam os custos da produção e eliminam a condição de concorrência perfeita. No custo do transporte são contabilizados os valores do transporte em si, o tempo gasto, o esforço e as inconveniências de transportar insumos, equipamentos, produtos e pessoas.

Segundo Clemente (1992), a Teoria da Localização Industrial considera o custo de transporte e a economia de escala como

os fatores centrais para as tomadas de decisão sobre investimentos, mas defende que o custo de transporte não deve ser utilizado como critério para separar as áreas de mercado, porque a produção tende a ser espacialmente concentrada em função da economia de escala. Assim sendo, o custo de transporte de produtos não apresenta ganhos significativos de escala, sendo incorporado aos custos totais e compondo uma fração do custo médio. Por sua vez, o custo de transporte de insumos soma-se aos demais custos de produção e é incorporado aos preços cobrados do consumidor.

Ambos os custos, de transporte de produtos e de transporte de insumos, são diretamente comparáveis, sendo o transporte de insumos menos desejável do que o transporte de produtos, porque a interrupção do suprimento de insumos pode inviabilizar a produção (CLEMENTE, 1992). Por isso, a atratividade de uma fonte de insumo é diretamente proporcional às dificuldades de

estocagem e de substituição do insumo na produção de bens, e também diretamente proporcional à densidade do valor do insumo. A teoria das vantagens comparativas, porém, é de curto prazo e implica desequilíbrio regional crescente, devido aos efeitos da especialização na produção que beneficia as regiões mais desenvolvidas, porque são elas que têm capacidade para oferecer vantagens comparativas (CLEMENTE, 1992).

As áreas de terra estão localizadas dentro de uma matriz de usos e padrões diversificados de posse dos recursos. Um sistema inadequado de posse da terra é apontado por Castle (1996) como uma das principais causas para o uso inadequado dos recursos naturais de uma área por não refletir o custo social adequado. Em nível global, Pearce (1996) aponta a posse de terras em um país por indivíduos que habitam em outro país como um dos fatores de distorção na economia de uma região.

O aumento populacional dentro de uma área exaure gradativamente os recursos naturais utilizados para sobrevivência das comunidades, o que gera mudanças nos usos tradicionais dos recursos e induz ao consumo intensivo com investimentos de capital e trabalho na produção de bens com o máximo valor agregado (PEARCE, 1996; SCHAIK; RAO, 2002). Isso leva a novos padrões de consumo e modos de vida nas comunidades, aumentando a probabilidade de haver falhas nos mercados locais e globais.

De modo geral, as definições de recursos emergem das comunidades, que são a base para a ordem social das populações humanas, onde as atitudes e os valores humanos são adquiridos (LEE; FIELD; BURCH JR., 1990). Sugere Shannon (1990), que o planejamento regional da terra deve ser um processo de diálogo entre o saber político, o saber social e o saber técnico. As comunidades florestais, cuja base de renda

é a exploração dos recursos naturais, não alcançam nível de desenvolvimento compatível com o das demais comunidades rurais. De acordo com Drielsma, Miller e Burch Jr. (1990), tais comunidades apresentam alto índice de desemprego, salários baixos, rotatividade populacional alta, índice de suicídio e alcoolismo elevados, e menor integração social do que qualquer outro tipo de comunidade rural ou urbana.

Para as pessoas viverem em comunidade, os padrões de relacionamentos são institucionalizados pelos valores culturais. Os valores culturais orientam continuamente as práticas sociais e individuais das pessoas. De acordo com BERGER e LUCKMANN (1983), na relação entre a natureza e a sociedade, o corpo biológico impõe limites para aquilo que é socialmente possível, enquanto o mundo social impõe limites para o que é biologicamente possível. Mesmo o desenvolvimento biofísico do ser humano está condi-

cionado por determinantes culturais, porque não há no organismo humano os recursos biológicos que possam garantir a estabilidade das atitudes humanas e, por isso, se faz necessário estabelecer ordem, direção e estabilidade (BERGER e LUCKMANN, 1983). Como através da repetição padronizada qualquer ação pode ser reproduzida com economia de esforço (BERGER e LUCKMANN, 1983), o padrão de estabilidade institucional das comunidades reproduz a cultura de uso dos recursos naturais, constituindo-se em importante parâmetro para a estabilidade das comunidades baseadas em recursos. Em concordância com esse raciocínio, MUTH (1990) reforça o argumento de que a estabilidade da estrutura institucional é o melhor parâmetro para entender a estabilidade de uma comunidade, destacando os indicadores tradicionais de estabilidade do emprego, estabilidade da oferta de recursos, estabilidade econômica e estabilidade populacional.

À medida que o nível de escassez dos recursos naturais afeta os padrões de consumo e à medida que o nível de informação e tecnologia disponíveis permitem novas formas de aproveitamento dos recursos, os valores culturais vão sendo transformados. Um exemplo é a evolução da percepção predominante dos seres humanos sobre as florestas que, ao longo dos séculos, passou da reverência espiritual dos povos primitivos à exploração utilitarista das sociedades contemporâneas. De acordo com (MACCLEERY, 1994), uma nova cultura social em relação às florestas tende a globalizar-se em função do avançado processo de depleção dos recursos naturais somado às novas evidências científicas quanto aos efeitos das atividades antrópicas sobre o meio ambiente. Essa nova cultura tende a priorizar a qualidade de vida através da sustentabilidade ecológica de longo prazo.

2.1.2 Economia Florestal

A humanidade é dependente das florestas para uma grande variedade de produtos, apesar de a urbanização separar as pessoas, física e psicologicamente, da terra que as sustenta. A economia florestal refere-se ao manejo e exploração de áreas florestais para atender a diversos objetivos. Ela está intrinsecamente vinculada à Economia Ambiental, porque as florestas proveem água, oxigênio, depósito para o carbono atmosférico, vida silvestre, pesca, paisagens turísticas e oportunidades de recreação, além da madeira e depósitos de minerais. A administração florestal, portanto, deve buscar o equilíbrio entre a produção de *commodities* e a captura dos valores não consumptivos das florestas.

Um dos obstáculos para investimentos em atividades florestais é a crescente preferência do mercado de capital por opções com retorno de curto prazo. Plantar árvores, nor-

malmente, causa impacto negativo sobre os lucros, afirma (SCHMIDHEINY e WBCSD, 1992), por isso, defende que o estímulo para investimentos em reflorestamentos depende da disponibilidade de financiamento de longo prazo e métodos de avaliação e contabilidade apropriados.

Há três aspectos particularmente problemáticos em relação ao manejo florestal sustentável entre as características que definem as florestas. O primeiro refere-se aos riscos exacerbados pela sensibilidade ambiental, porque as florestas, principalmente as naturais, precisam de um longo período de rotação, o que requer altos retornos ou incentivos para estimular investimentos. O segundo deve-se à ocupação de grandes extensões de terra, o que aumenta as disputas entre grupos de interesse sobre as alternativas para os usos da terra (incluindo a proteção total das florestas) e pressões políticas sobre o governo. O terceiro deve-se à importância dos serviços

ambientais supridos pelas florestas, o que torna o uso prolongado para produção comercial em tema de controvérsias (FAO, 2003). A combinação desses três aspectos distingue o comércio florestal das outras formas de comércio, porque, embora economicamente a sustentabilidade florestal esteja primariamente vinculada ao suprimento de madeira, ela inevitavelmente está relacionada aos valores ambientais e sociais.

De acordo com documento da FAO (2003), os elementos envolvidos na sustentabilidade florestal referem-se à produção sustentável de bens e serviços, à conservação da diversidade biológica e à garantia de impactos sociais e econômicos positivos.

A produção sustentável de bens e serviços refere-se tanto aos produtos da madeira quanto aos produtos não madeireiros, além da proteção do solo e da água, manutenção das funções do ecossistema, continuidade da saúde e vitalidade da floresta e

contribuição ao clima local e global. A conservação da diversidade biológica refere-se à conservação da paisagem, dos ecossistemas, das espécies e do banco genético. A garantia de impactos sociais e econômicos positivos refere-se ao respeito aos povos indígenas, às comunidades locais, aos proprietários de terras, aos trabalhadores assalariados e às economias locais e regionais (FAO, 2003). Os elementos arrolados não são necessariamente compatíveis entre si, o que requer dos grupos de interesse envolvidos nas negociações sobre o uso das grandes áreas de terra algum tipo de *trade off* entre os interesses em disputa.

As práticas florestais são dependentes dos processos de adoção e difusão das novas tecnologias, bem como da capacidade de investimentos por parte de quem detém a posse da terra. A diminuição das áreas florestais passíveis de exploração, a conversão do petróleo em principal fonte de energia para o

consumo humano e o aumento da produtividade agrícola devida à aplicação de fertilizantes e pesticidas à base de petróleo podem ser considerados como os principais fatores para a redução na demanda por produtos florestais, mesmo com a população global em crescimento. Através do desenvolvimento tecnológico, alcança-se melhor aproveitamento da matéria prima com menor desperdício, além de estímulo à prática da reciclagem. Em contrapartida, crescem as oportunidades de mercado para o uso de materiais substitutos como aço, concreto, plástico e outros. Embora as vantagens ambientais dos produtos florestais sejam evidentes em relação a seus potenciais substitutos, Hartikainen (1994) argumenta que as vantagens comerciais do setor dependem de manejo florestal sensível às questões ambientais, do uso de tecnologia limpa no processo de industrialização e da responsabilidade social nas atividades de marketing.

De acordo com MacCleery (1994), está em curso uma série de transformações nos padrões de consumo dos mercados florestais, cuja tendência aponta para o deslocamento no foco do mercado, retirando-o da sustentabilidade em suprimento de matéria prima e deslocando-o para a sustentabilidade da biodiversidade local e regional. Apesar do conflito entre as demandas sociais pelo manejo sustentável das florestas como cenários de lazer e biodiversidade e as demandas tradicionais de florestas como estoque de matéria prima e áreas para novas fronteiras agrícolas.

O manejo sustentável de florestas, conforme conclusão da Conferência Internacional sobre a Contribuição de Critérios e Indicadores para o Manejo Sustentável de Florestas (CICI), realizada na Guatemala em 2003, compreende sete áreas temáticas: extensão dos recursos florestais, diversidade biológica, saúde e vitalidade das florestas, funções produtivas dos recursos florestais, funções

protetivas dos recursos florestais, funções socioeconômicas e estrutura legal, política e institucional (FAO, 2003). A formalização dessas áreas tem por base as diretrizes estabelecidas durante a Rio-92, através do documento “Princípios das Florestas” (UNCED, 1992). Em tal documento, é dado realce ao princípio de que o manejo sustentável das florestas deve ser um compromisso inadiável das gerações atuais, para que as necessidades sociais, econômicas, ecológicas, culturais e espirituais das gerações por vir sejam garantidas, como por exemplo, em suprimento de madeira, água, comida, ração, medicina, combustível, abrigo, emprego, recreação, biodiversidade, diversidade paisagística, sequestro de carbono etc.

O documento sobre as florestas, aprovado na Rio-92, conforme ressaltado por Hosokawa, Rochadelli e Lima (2000), considera que o manejo florestal sustentável, portanto, seja feito sob uma perspectiva ampla,

de proteção da biodiversidade e preservação dos ecossistemas, com mensuração tanto da madeira, plantas ornamentais e medicinais, quanto de outros bens também vitais para os seres humanos.

De acordo com Cashore, Auld e Newsom (2004), as incertezas suscitadas pela falta de acordo durante a Eco-92, no Rio de Janeiro, para a assinatura da “Convenção Global das Florestas”, baseada no documento “Princípios da Floresta”, suscitaram as condições para o surgimento das organizações de auditoria e certificação florestal em nível mundial. Tais iniciativas propostas por instituições não estatais orientadas para o mercado (*non-state market-driven institutions*) objetivaram promover o desenvolvimento sustentável fora dos processos governamentais usuais, tornando as certificações florestais em sistemas privados destinados à governança de um bem público, a sustentabilidade ambiental. A globalização do comércio internacional

e a incapacidade dos governos nacionais em atenderem às demandas ambientais dos grupos de pressão foram os fatores conjunturais complementares para o surgimento das certificações florestais (e por extensão e inspiração de outras certificações ambientais).

O comércio internacional exerce influência direta e indireta sobre o meio ambiente. O comércio baseado em práticas insustentáveis de exploração florestal tem sido considerado como o maior fator para o desmatamento e a degradação ambiental, principalmente em países não desenvolvidos. De acordo com relatório da FAO (2003), o comércio internacional de produtos florestais não tem sido afetado pela eliminação de barreiras tarifárias, que geralmente são baixas, mas por barreiras não tarifárias de cunho socioambiental. As condições ambientais, as políticas e as legislações influenciam o acesso ao mercado e a competitividade dos produtores individualmente, afetando o fluxo

comercial. Embora o comércio de produtos florestais seja percebido como o principal fator para a gestão sustentável dos recursos naturais, a liberalização do comércio internacional e as reformas correspondentes das políticas macroeconômicas nacionais têm levado à expansão das exportações dos países em desenvolvimento, principalmente de *commodities* e, conseqüentemente, aumentando as pressões sobre o meio ambiente.

Segundo Hartikainen (1994), o desenvolvimento dos mercados de produtos florestais tende a ser norteadado pelo confronto entre o paradigma de utilização convencional das florestas e o paradigma de desenvolvimento sustentável, de forma que os aspectos sociais da sustentabilidade ambiental afetem cada vez mais as decisões de consumo, independentemente das variações na demanda decorrentes do crescimento demográfico e das flutuações econômicas. Para Auchincloss (1994), a globalização da economia vem fa-

zendo com que o planejamento estratégico no setor florestal oriente-se para o mercado, mudando o foco para atender às demandas de mercado, em substituição ao foco na oferta de produtos. Devido a isso, intensificaram-se os investimentos em pesquisa e desenvolvimento de tecnologias que maximizam o aproveitamento dos recursos naturais e, em conseqüência, geram produtos com alto valor agregado que permitem aos investidores capturar no mercado renda sobre as inversões de capital em inovações.

A conservação ambiental em relação às florestas, conforme observa Pearce (1996), não pode basear-se apenas em argumentos econômicos locais, como por exemplo, produtos não madeireiros e benefício ecológico de madeira, porque isso não garante a sustentabilidade. A sustentabilidade requer uma abordagem que trata os custos e benefícios sociais e culturais com a mesma importância que trata os fatores econômi-

cos e técnicos em todos os estágios do desenvolvimento florestal. Considerando o que afirmam Schmidheiny e o WBCSD (1992), a abordagem que nivela os fatores socioculturais aos fatores técnico-econômicos apresenta uma relação custo-benefício melhor se for antecipatória.



CAPÍTULO 3

POLÍTICA AMBIENTAL

As políticas ambientais objetivam proteger o meio ambiente com diretrizes, para estimular o desenvolvimento de tecnologias limpas, ajustar as estruturas produtivas para maior eficiência e mudar comportamentos de consumo.

De acordo com Seroa da Motta (2006), a política ambiental consiste em uma intervenção governamental na esfera eco-

nômica para direcionar as ações dos agentes econômicos no sentido de atingir objetivos de interesse público, que não seriam alcançados se os agentes atuassem livremente. Tal intervenção é realizada por meio de instrumentos de controle direto, como normas técnicas, ou através de mecanismos de mercado. Os instrumentos de controle são complementares à definição de prioridades. Isto é, antes de mais nada define-se o que merece atenção e esforços, o que preservar e onde preservar.

No caso de utilização de instrumentos econômicos para o estabelecimento e execução de política ambiental, a fundamentação adequada encontra-se no conhecimento ecológico.

Como os recursos naturais são socialmente definidos, as políticas ambientais são o resultado de escolhas humanas em relação aos recursos disponíveis. As controvérsias ambientais frequentemente resultam da diferença entre opiniões nas comunidades.

As alternativas políticas concorrentes originam-se das diferenças na percepção e significância dos recursos naturais para diferentes indivíduos e dos valores que eles lhes atribuem. Estudos citados por Hays (1990) mostram que a diferença entre os líderes políticos e econômicos em relação à comunidade em geral é que os líderes estão mais interessados nos índices de emprego, valor das propriedades e impostos, enquanto a comunidade está mais preocupada com a qualidade do meio ambiente. Como as definições evoluem na medida em que o significado dos recursos e as interações humanas com a natureza modificam-se, concomitantemente à produção de novos conhecimentos, um grande problema está em entender a evolução das escolhas humanas em relação aos recursos ambientais.

Diz Pearce (1996) que algumas políticas de desenvolvimento podem ser mais eficazes, para proteger benefícios ambientais locais e globais do que as políticas ambientais,

estando em marcha uma tendência de aproximação entre esses dois tipos de política. Também Donaire (2007) observa que as regulamentações formais do mercado evoluíram do paradigma de priorizar os objetivos econômicos das empresas para o paradigma de priorizar a responsabilidade social das empresas. Para o mercado, isso representa, pelo lado da oferta, que a credibilidade e a competitividade das marcas e produtos passam a ser variáveis dependentes da política de exploração e utilização dos recursos naturais (SAUNDERS e MCGOVERN, 1997). Pelo lado da demanda, significa incorporar critérios ambientais no processo de escolha, principalmente no que se refere às práticas dos produtores em relação à redução e reaproveitamento de dejetos, cumprimento da legislação ambiental vigente, prática da renovabilidade dos recursos e compromisso com o bem estar das gerações futuras. A incorporação dessas variáveis ambientais acarreta custos adicionais aos pro-

cessos de produção de bens, o que leva ao problema sobre o pagamento da conta pela depleção do meio ambiente. A solução proposta pelo “Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável” (*World Business Council for Sustainable Development*) é de que a conta deve ser paga proporcionalmente ao nível do consumo (SCHMIDHEINY e WBCSD, 1992), ou seja, pelos consumidores. A migração do capital financeiro em volta do planeta, em questões de segundo, faz com que a redução das atividades econômicas em uma região ou localidade seja compensada por crescimento econômico em outra localidade. Teoricamente, isso pode contribuir para a estabilidade econômica geral, mas tende a causar ruptura econômica nas localidades descapitalizadas, com possível desestímulo à utilização de tecnologias mais limpas nessas comunidades. Considerando que o ritmo acelerado das transformações tecnológicas aprofunda o distanciamento entre países ricos e

pobres, com os primeiros fundamentando suas economias em tecnologia e os últimos sustentando-se em mão de obra de baixo custo, a democratização da disseminação de tecnologias limpas poderia ajudar a reduzir tal desequilíbrio entre os mercados.

Outro aspecto presente nas discussões de políticas ambientais refere-se à internalização das externalidades ambientais aos custos de produção, ideia presente no conceito de cobrança do custo total. Considera-se que a incorporação dos custos ambientais aos preços dos produtos pode auxiliar na redução dos desequilíbrios do mercado. No entanto, há que se considerar que isso poderia aumentar ainda mais a desvantagem dos produtos das economias menos desenvolvidas, cujas leis ambientais tendem a ser menos rigorosas e, conseqüentemente, o controle dos impactos ambientais dos processos produtivos também. Sendo assim, a tendência no mercado internacional de impor a internalização dos

custos ambientais a produtos de economias com regulamentação e controle ambiental ineficientes, poderia resultar na perda de vantagem competitiva de tais produtos e acentuar a distância entre países ricos e pobres.

Uma dificuldade para implantação de tal política, porém, é que nem todos os custos ambientais podem ser quantificados, por isso não podem ser internalizados. O conceito de cobrança do custo total é um modelo ideal, porém, impraticável. No entanto, a evolução da degradação ambiental pressiona as sociedades humanas a buscarem modelos viáveis de sustentabilidade, embora se disponha apenas de conhecimentos incompletos e instrumentos imperfeitos.

Em defesa da abordagem mercadológica para a política ambiental, SCHMIDHEINY e WBCSD (1992) argumentam que os riscos são superados pelas novas oportunidades inerentes à concorrência, eficiência e inovação, e observa que, sem haver empenho

pelos novos objetivos sociais, o desenvolvimento não será sustentável.

Há três mecanismos básicos para induzir o mercado a internalizar os custos ambientais e pagar pelos prejuízos da poluição: comando e controle, autorregulamentação e instrumentos econômicos (SCHMIDHEINY e WBCSD, 1992). A utilização de um *mix* adequado desses mecanismos pode encorajar o desenvolvimento de inovações, promover redução do ônus decorrente do *compliance* empresarial e diminuir os gastos governamentais.

O mecanismo de comando e controle refere-se basicamente às regulamentações governamentais sobre fatores como padrões tecnológicos, nível de efluentes, nível de emissões e outros aspectos afins.

A autorregulamentação refere-se a iniciativas empresariais para normatizar as próprias atividades através do estabelecimento comum de padrões tecnológicos, metas de

redução da poluição etc., como estratégia de prevenção em relação a regulamentações governamentais que, em geral, impõem maior rigor e implicam *compliance* de custos mais elevados.

Os instrumentos econômicos, tais como taxas e impostos, atuam sobre a composição dos custos de produção e sobre o desempenho dos orçamentos de consumo. Como consequência, influenciam os níveis de preços de mercado, tanto dos insumos quanto dos produtos e serviços. O objetivo de tal intervenção na composição dos custos e dos preços praticados no mercado é estimular mudanças de comportamentos de ambos, produtores e consumidores, relativos às decisões de escolha dos processos produtivos, matérias primas, tecnologias, compra de bens e serviços etc.

As políticas públicas para a administração dos recursos naturais não podem assegurar estabilidade econômica igual para

todas as localidades, assim como não é possível assegurar sustentabilidade econômica e ambiental para uma comunidade a partir de políticas públicas locais (SCHALLAU, 1990). O nível global das atividades econômicas e as estruturas políticas em nível hierárquico nacional reduzem o poder das administrações municipais em relação à preservação ambiental e em relação à geração de renda. No entanto, há casos em que a gestão municipal voltada à preservação ambiental pode tornar-se um fator de maximização da geração de renda, como é o caso da cidade de Bonito, na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.

A facilitação de crédito ou outro tipo de incentivo, se comparada à criação de impostos ou taxas ambientais, pode ser uma forma mais efetiva para se alcançar os objetivos de conservar ou criar hábitats ou biodiversidade. Há evidências de que a criação de impostos normalmente leva à redução da biodiversidade e hábitats, assim como as re-

gulamentações têm motivado a liquidação de florestas maduras, adoção de rotações de curto prazo e cortes seletivos de espécies, porque no longo prazo, há maior risco de exposição à regulamentações restritivas (PEARCE, 1996; LIPPKE, 1996). Os incentivos para que os proprietários de terra invistam em bens e serviços ambientais objetivam o provimento de compensação, se houver redução na renda proveniente da atividade econômica principal, garantir financiamento do fluxo de caixa para os pequenos proprietários e reduzir o risco em relação às regulamentações restritivas. Geralmente as restrições ambientais ao uso de recursos em uma área promovem um aumento nos custos à medida que reduzem o valor presente dos recursos pelo retardo na utilidade. Alguns benefícios globais, como trocar dívida externa por conservação e negociação de direitos para estimular investimentos privados em imagem ambiental, podem não ser grandes o suficiente para

suplantar os benefícios desenvolvimentistas da exploração imediata dos recursos disponíveis (PEARCE, 1996). Os subsídios que levam à degradação ambiental não representam uma falha do mercado, é uma falha de política ambiental (SCHMIDHEINY e WBCSD, 1992).

As políticas para proteção ambiental, normalmente, precisam ser mensuradas em termos de custos econômicos e políticos. Os custos econômicos referem-se ao valor comercial dos bens a serem preservados, analisando-se as equações dos custos de oportunidade. Os custos políticos referem-se à possibilidade de conflito de interesse entre grupos sociais e atores econômicos diferentes. Via de regra, afirma Harris (2000), as políticas de proteção ambiental enfrentam algum grau de oposição das pressões pelo desenvolvimento econômico.



CAPÍTULO 4

DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O conceito mais conhecido e referenciado de Desenvolvimento Sustentável é o que está expresso no Anexo do Documento A/42/427 da ONU, de 1987, conhecido como “*Our Common Future*” (Nosso futuro comum) ou como “Relatório Brundtland”, por ter sido Gro Brundtland quem, por três anos, coordenou os trabalhos de sua elabo-

ração. Nesse Relatório, Desenvolvimento Sustentável é definido como a capacidade de satisfazer as necessidades do presente e ao mesmo tempo garantir que as gerações futuras disponham de recursos para ter suas próprias necessidades atendidas. (UN, 1987)

A definição de Desenvolvimento Sustentável no “Relatório Brundtland” contém os dois conceitos chave de necessidade e limitação tecnológica (UN, 1987). Com relação ao primeiro conceito, o Relatório chama à atenção para as necessidades essenciais dos pobres. Com relação ao segundo conceito, a atenção é direcionada às limitações impostas pelo estado da arte em tecnologia e às limitações na capacidade das organizações sociais conseguirem reunir as necessidades ambientais do presente e do futuro.

O Relatório recomenda, também, que as metas de desenvolvimento econômico sejam definidas, para todos os países, em termos de sustentabilidade. Além disso, há o

alerta de que Desenvolvimento implica transformação progressiva da economia e da sociedade, considerando o acesso equânime de todos aos recursos e a distribuição de custos e benefícios socializada. (UN, 1987)

4.1. Discussão do conceito de Desenvolvimento Sustentável

Segundo Lipietz (2002), há no conceito de Desenvolvimento Sustentável uma premissa relacionada à constatação de que o sistema econômico mundial apresenta um padrão de desenvolvimento socioeconômico intrinsecamente insustentável. As atuais tecnologias possuem um alto poder de impacto ambiental negativo, cujas consequências indesejáveis prescindem de acidentes para causar problemas ambientais de elevada gravidade.

A proposição conceitual de Desenvolvimento Sustentável implica na refutação do modelo socioeconômico predominante. De modo geral, o termo Desenvolvimento

Sustentável trata da busca pela viabilização de um novo projeto econômico para as nações, em nível global, que permita tanto a sustentabilidade dos ecossistemas naturais quanto dos ecossistemas sociais existentes. Consiste na proposição de um novo paradigma para o modelo socioeconômico, de forma que a sobrevivência das sociedades humanas e dos ecossistemas naturais não se tornem opções dicotômicas, nem no presente nem no futuro.

O desafio colocado diante da humanidade, especialmente de suas lideranças, é a harmonização entre três grandes necessidades fundamentais, que consistem em preservar parcelas significativas de meio ambiente, promover o desenvolvimento tecnológico compartilhado e promover mudanças sociais em prol da justiça social e erradicação da pobreza no mundo.

O norteamento desse desafio deve dar conta de alguns questionamentos essenciais relacionados à sustentabilidade. As perguntas essenciais são:

- Sustentabilidade para quem?
- Como tornar sustentável um desenvolvimento com redistribuição de recursos e justiça social?
- Quem, em última instância, deve definir o uso dos recursos disponíveis?
- Quem determina e com qual escala de uso?
- Quem representa as gerações futuras nos processos de negociação?

Tais questões engendram peculiaridades cujas respostas envolvem fatores culturais, morais e ideológicos. A magnitude do desafio demanda a ação coletiva sob a responsabilidade do Estado, devido à premência por correção de falhas nos mecanismos de mercado, especialmente, no que se refere a preservação ecológica dos bens ambientais.

Dentre os possíveis caminhos apontados para o Desenvolvimento Sustentável, Lipietz (2002) considera que há duas obrigações que são imperativas. A primeira é a de

economizar os recursos naturais oriundos da Terra, com atribuição de prioridade às tecnologias que economizam energia e matéria prima. A segunda é a de implementar novas regulamentações em que a proteção social e a proteção ambiental estejam associadas.

Sob a ótica de uma análise econômica convencional, a economia sustentável é aquela capaz de equilibrar a relação entre o consumo necessário e a maximização da utilidade dos bens consumidos. O problema maior surge ao se buscar equacionar a maximização da utilidade no consumo de bens públicos, que são de uso comum.

Os meios e conhecimentos necessários para equacionar o problema de maximizar a utilidade no consumo dos bens ambientais existem. Tais meios compreendem tanto as iniciativas de regulamentação (leis e normas) quanto os instrumentos de política econômica (impostos e taxas relacionadas à utilização/consumo/degradação dos recur-

sos ambientais, autorizações/concessões de uso/exploração negociadas), além dos acordos e protocolos de autolimitação, código de boa conduta etc. Cada um desses instrumentos obedece a uma lógica diferente. Enquanto uns focam na recuperação de áreas degradadas, outros focam na indenização por danos ambientais causados e, ainda, há instrumentos direcionados à dissuasão preventiva. A via do imposto dissuasivo parece ser, no longo prazo, a mais promissora. Esse último consiste em instrumento de política socioeconômica duplamente vantajosa, porque além de prevenir as sociedades de externalidades negativas, também oferece à coletividade recursos novos que podem ser alocados em outras políticas.

Há dois modos de definir a sustentabilidade. O primeiro, de modo restrito, é considerá-la como a racionalização da produção, para gerar fluxo contínuo de matéria prima em uma área específica durante um período

de tempo. O segundo, de modo amplo, significa planejar e perseguir a obtenção de fluxo contínuo dos bens e serviços necessários, para satisfazer as sociedades humanas por várias gerações. Do ponto de vista ambiental, a sustentabilidade requer que deixemos um legado de sobrevivência do maior número possível de ecossistemas naturais pelo maior prazo de tempo possível, para que o nível de utilidade dos recursos para as gerações futuras seja pelo menos igual ao das gerações presentes.

Para o conceito de desenvolvimento sustentável há concorrência de dois paradigmas opostos, conforme apresentado por Castle (1996). Por um lado, concebe-se o desenvolvimento das sociedades humanas como tendo alcançado o ponto limite para que os recursos naturais provenham o bem estar humano, de forma que o desenvolvimento sustentável seja definido como o de manter os recursos naturais em níveis não declinantes, porque eles são insubstituíveis. Por outro

lado, considera-se que vários dos recursos naturais podem ser substituídos por produtos industrializados, de forma que o desenvolvimento sustentável seja definido como dependente do desenvolvimento de tecnologias que compensem o declínio dos recursos naturais. No primeiro caso, os recursos naturais e os recursos industrializados são considerados como complementares entre si, no segundo caso, como substitutos entre si. Afirmam Castle (1996) que a segunda concepção tem sido predominante, exceto em relação aos recursos sem medida de valor comercial, como uma paisagem singular. Essa concepção baseia-se na leitura histórica de que o progresso humano dos últimos dois séculos tenha sido alcançado em função da substituição do capital natural pelo capital produzido pelo trabalho humano. Assim sendo, a engenhosidade humana é a responsável por garantir a satisfação das necessidades das gerações futuras, não algum recurso natural específico.

Uma posição intermediária entre as duas concepções é defendida por Castle (1996), consistindo em conceber o desenvolvimento sustentável como dependente de se evitar situações irreversíveis e da adoção de um padrão mínimo de segurança em relação aos níveis de exploração dos recursos naturais.

Apontam Schaik e Rao (2002) que, sob a perspectiva da conservação da biodiversidade, a sustentabilidade é mais bem definida como a estabilidade do uso da terra. O uso estável da terra implica sustentabilidade ecológica, no sentido de manutenção de serviços (nutrientes, solos, clima, etc.). Dessa forma, o desenvolvimento sustentável pode ser considerado como o uso estável das áreas de terra, atingível através do estímulo à intensificação do uso direto e de atividades de uso indireto.

Quaisquer que sejam as concepções de desenvolvimento sustentável, as metas de crescimento econômico tendem a ser defini-

das como resultantes da análise custo-benefício socioambiental. Tal vínculo se faz necessário, porque os limites para o crescimento econômico não estão apenas na escassez dos recursos não renováveis, mas se encontram principalmente na limitação dos sistemas naturais de absorção de lixo, que são a atmosfera, o solo e os corpos de água (SCHMIDHEINY e WBCSD, 1992).

Devido a considerações práticas relativas às necessidades sociais futuras, o desenvolvimento sustentável requer o compartilhamento de uma ética coletiva baseada na igualdade de oportunidades entre nações e entre gerações. Além disso, as abordagens de mercado precisam adotar preços que reflitam os custos ambientais e as tecnologias apropriadas passarem a ser internacionalmente disseminadas. (SCHMIDHEINY e WBCSD, 1992).

De acordo com Schmidheiny e o WBCSD (1992), os fatores mais importantes

consistem em distribuir adequadamente os bens necessários à sobrevivência das nações, começando pelos mais carentes, e estabelecer o preço correto com a incorporação dos custos ambientais. Obedecendo ao princípio básico da microeconomia de que quanto maior o preço menor é a demanda, a solução de longo prazo consiste na implantação gradativa de taxas e impostos referentes ao uso de bens públicos.

De acordo com Castle (1996), a sustentabilidade econômica é um ideal buscado em condições de extrema incerteza, porque os prazos são longos, estão envolvidas relações de produção e consumo, a tecnologia tende a mudar diante de novos conhecimentos e a renda não permanece constante. Todos são fatores que afetam os indicadores de escolha e fazem com que as preferências entre as gerações não sejam constantes.

As incertezas relativizam as noções de visão correta sobre o mundo, e o custo

das decisões incorretas torna-se uma variável política importante. Flexibilidade e adaptabilidade são recomendáveis, porque os custos sociais podem ser demasiado altos diante de tais decisões incorretas, notadamente nos casos de abordagens extremas, tais como na situação dicotômica extrema de preservacionismo total *versus* utilitarismo total dos recursos. O foco de atenção, portanto, não está na argumentação sobre se os recursos naturais e os recursos produzidos são substitutos ou complementares no longo prazo; o foco de atenção é o de evitar irreversibilidades na natureza, exceto se o custo de evitá-las for muito alto (CASTLE, 1996). Tal abordagem direciona a atenção para as instituições e processos de decisão que reconhecem o contexto específico da situação de cada recurso individualmente. Isso demanda que as informações sejam avaliadas e disponibilizadas, e que o gerenciamento de recursos adapte-se às mudanças decorridas ao passar do tempo.

A irreversibilidade refere-se a uma progressiva deterioração das condições ambientais até que se alcance o ponto de não retorno em relação à degradação ambiental de um local. Com relação ao debate científico, Rouanet (2005) argumenta que a questão da irreversibilidade é controversa e os governantes receosos de que compromissos ambientalistas possam impactar negativamente sobre as perspectivas de desenvolvimento econômico, continuarão se apegando ao benefício da incerteza relativa ao tema para não definirem metas de sustentabilidade.

Diante da paralisia ante a incerteza, Rouanet (2005) defende a estratégia metodológica de Lempert, Popper e Bankes (2003), argumentam ser aconselhável que os governantes, diante de diversos cenários prováveis apresentados em uma previsão científica, optem pelos que resultariam em consequências mais catastróficas, pois se omitirem-se frente a eles, arriscam dar margem à concretização

das decorrências ambientais e econômicas mais danosas. Não há perspicácia nem proficiência em se considerar um único resultado apenas como o mais provável. A vantagem do método de Lempert, Popper e Bankes (2003) é que ele comporta a elaboração de estratégias alternativas aos diversos cenários, de forma a orientar as ações políticas de acordo com o desenrolar da conjuntura, quanto à confirmação ou refutação do cenário admitido. Esse tipo de postura torna inócua a desculpa de inação fundada em que as análises científicas deem margem à incerteza. Além disso, remete à adoção estratégica de planos de ação com os quais todos podem concordar independentemente dos filtros ideológico que orientam as análises sobre o amanhã. O que Lempert, Popper e Bankes (2003) propõem é um método que supera a discussão sobre a capacidade de se prever ou não o amanhã, ao direcionarem o foco do debate para o emolduramento das decisões e ações

que possam moldar o futuro sustentável que se deseja.

Por sua vez, Terborgh e Schaik (2002) fazem um alerta de que nem sempre há coincidência entre as propostas de desenvolvimento sustentável e a preservação da natureza, em função do caráter utópico da sustentabilidade ambiental. O conceito de desenvolvimento sustentável, portanto, é somente um ideal norteador que auxilia as tomadas de decisões para se alcançar equilíbrio global entre as atividades econômicas e a capacidade limitada de suprimento dos recursos naturais.

Considerando a discussão na dimensão ética, Barreto (2009) observa que os proponentes da produção e consumo conscientes acreditam que depende da assimilação de uma nova ética o advento de transformação da sociedade como a conhecemos no capitalismo para uma sociedade sustentável. Citando Medeiros (2007), Bar-

reto (2009) atesta que, ao pensar o Desenvolvimento Sustentável sob a perspectiva da ética, há quem advogue o preceito de que qualquer indivíduo pode trocar todo o seu sistema de valores para uma ética social consensual. Ou seja, a era da sustentabilidade e da harmonia ambiental se iniciaria, à medida que os indivíduos trocassem seu sistema de valores associados ao consumo e as empresas trocassem seus sistemas de valores associados à produção e ao lucro.

4.2 Economia Verde

Durante a Conferência Mundial da ONU de 2012, no Rio de Janeiro, chamada de Rio+20, em alusão aos vinte anos passados, desde a Conferência Mundial da ONU de 1992, a Rio-92, promoveu-se como prioritária a proposta de Economia Verde. Os propositores de tal ideia expressam a esperança de que possa constituir-se em direcionamento para mudar o paradigma corrente da eco-

nomia mundial, retirando-a de sua trajetória em colapso com a sustentabilidade ambiental (UNEP, 2011).

Entre os primeiros autores a trabalhar com o tema Economia Verde estão Pearce, Markandya e Barbier (1989), cujos conceitos centrais de seu livro “*Blueprint for a Green Economy*” (Diretrizes para uma Economia Verde) são fundamentalmente os de Desenvolvimento Sustentável e o de valoração ambiental. O que Pearce e colegas procuram escrever é um manual de aplicação do conteúdo do Relatório *Brundtland*. Seu argumento toma por base a observação de que a economia contemporânea tende a estimular a depleção do capital natural, para conseguir crescimento econômico, o que inviabiliza o Desenvolvimento Sustentável. Para se conseguir alcançar uma economia verde, portanto, será necessário adotar políticas de valoração

dos bens ambientais, políticas de preço e regulamentações que incentivem os agentes econômicos a se adaptarem às perdas ambientais.

O conceito de economia verde vem se inserindo nos discursos ambientalistas oficiais, especialmente nas discussões da ONU e do grupo de nações do G-20, desde 2009, como alternativa à renovação do conceito de Desenvolvimento Sustentável. Essa tendência em prol da Economia Verde deve-se em grande parte à crise do capitalismo verificada em 2008 (crise das *subprime* das hipotecas imobiliárias), que influenciou o surgimento de desilusão generalizada em relação aos paradigmas econômicos predominantes. O termo ganhou força com o agravamento da crise em 2011, em função da tensão em torno das dívidas soberanas na Europa.

Em meio às controvérsias em torno das possibilidades reais de que a sustentabi-

lidade ambiental não seja factível, somadas à dificuldade em se definir consensualmente o que seja Desenvolvimento Sustentável, dirigentes e diplomatas de diversas partes do mundo passaram a considerar a hipótese de que talvez tenha chegado o momento de se adotar um termo substituto mais genérico. De certa forma, o conceito de economia verde, embora mantenha a proposição de sustentabilidade ambiental no centro do discurso, redireciona as discussões ambientais globais para um campo mais propício às estratégias do sistema de mercado, em detrimento das demandas socioambientais.

No âmbito do Programa de Meio Ambiente da Organização das Nações Unidas, (UNEP, 2010), a expressão economia verde é definida como a economia que resulta em melhoria do bem estar humano e maior igualdade social, na medida em que reduz os riscos ambientais e a escassez ecológica. Isso

se traduz em produção com baixa emissão de CO₂, uso eficiente dos recursos produtivos e maior inclusão social. Ainda segundo documento da UNEP (2010), na economia verde, o crescimento da renda e da empregabilidade serão estimulados por investimentos, tanto públicos quanto privados, direcionados à redução das emissões de carbono e da poluição, com foco na eficiência energética e material, a fim de prevenir a perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos.

A expressão Desenvolvimento Sustentável está identificado com os últimos vinte anos de tratados ambientais e comerciais internacionais, cujos resultados em prol da preservação ambiental foram escassos ou nulos, em que pese os esforços de discursos diplomáticos e *press releases* elegantes para enaltecer pequenos avanços em torno das discussões sobre parágrafos secundários. No geral, porém, predominaram as resoluções de

boas intenções sem metas definidas, os fundos ambientais sem recursos, as promessas não cumpridas, dentre as quais o fracasso do Protocolo de Kyoto é o caso mais enfático.

Dentre as razões apontadas pela UNEP (2011) em defesa de se colocar a economia verde no topo da agenda socioambiental estão a de mudança climática global, insegurança energética e escassez ecológica, além da necessidade de equidade entre as gerações e erradicação da pobreza como prioridade número um.

4.3 Estabilidade comunitária

As políticas administrativas exercem impacto diferenciado sobre as comunidades dependentes da exploração primária dos recursos naturais, fazendo com que o planejamento sobre o uso de tais recursos tenha influência direta sobre a vitalidade econômica e a estabilidade comunitária, segundo Schallau

(1990). Por isso, é necessário antecipar os impactos econômicos das alternativas de planejamento para o uso da terra.

Diz Muth (1990) que a estabilidade de uma comunidade é mais bem indicada pelo equilíbrio da sua estrutura institucional do que pelos indicadores econômicos tradicionais, tais como índices de emprego e suprimento de recursos, estabilidade econômica, ou balanceamento populacional. Cabe lembrar, porém, que a expressão “estabilidade comunitária” não possui um significado consensual, o que dificulta a tarefa de se alcançar consenso quanto às políticas públicas de manejo ambiental sustentável (SCHALLAU, 1990). De acordo com Drielsma; Miller; Burch Jr. (1990), os incrementos em estabilidade econômica e prosperidade comunitária têm sido melhor alcançados nos contextos da indústria de larga escala. A estabilidade comunitária, portanto, está

associada aos padrões industriais de renda e trabalho assalariado em grandes empresas controladas por centros distantes das fontes de recursos produtivos. Os projetos de ganho sustentado em pequenas comunidades rurais não resolvem os problemas salariais ou organizacionais da mão de obra nos mesmos níveis alcançados pelas indústrias operando em economia de escala. No caso da indústria madeireira de larga escala, por exemplo, a estabilidade é alcançada ao custo do individualismo e da independência, fundamentais ao capitalismo mas incompatíveis com a eficiência econômica.

Defendendo a visão do *Council on Environmental Quality* e *Ecological Society of America*, Miller (1997) considera que a sustentabilidade e a conservação da biodiversidade somente podem ser alcançadas pelo direcionamento do manejo para a escala de ecossistema.

4.4 Gestão de ecossistemas

O equilíbrio entre o sistema de consumo humano com o sistema de assimilação da natureza requer, de acordo com Hosokawa (1986), manutenção da capacidade produtiva das fontes de recursos, desenvolvimento de tecnologia para melhor aproveitamento dos recursos e reciclagem, e uso sustentável da natureza.

Afirma Mendelsohn (1996) que há convergência de opinião em relação à ocupação e ao uso da terra, mesmo entre grupos de interesse concorrentes. O conceito de gestão de ecossistemas, que não possui uma definição precisa e necessita de interdisciplinaridade em modelagem quantitativa, nutre a esperança daqueles que buscam uma solução técnica para os conflitos de interesse, porque pode ser abordado tanto sob a ótica empresarial de garantir a continuidade da produção quanto sob a ótica ambientalista de impedir

a extração comercial dos recursos naturais. Em um modelo econômico-ecológico, os potenciais conflitos entre a produção de bens comerciais e bens não comerciais são evidenciados. As relações técnicas definem o que é possível e os julgamentos de valor determinam o que é desejável.

4.4.1 Modelos de gestão de ecossistemas

I. Modelo de Mendelsohn (maximização dos benefícios)

A versão de Mendelsohn (1996) para o modelo de gestão de ecossistemas baseia-se no pressuposto de que os benefícios devem ser maximizados, para o maior número de pessoas pelo período mais longo possível. Tal pressuposto é similar ao postulado do “Ótimo de Pareto”. A maximização dos benefícios de um plano de gestão de recursos é calculada pela seguinte equação:

Objetivo =

$$\text{Max } \int [V(Q) + V(X)] \cdot e^{-rt} dt \quad (t = 0 \text{ Y } t) \quad (1)$$

$V(Q)$ = vetores de serviços do mercado.

$V(X)$ = vetores de serviços não comerciais.

De acordo com a Lei dos Valores Marginais Decrescentes:

$$P_q = f_q(Q) \quad \text{onde} \quad dP_q / dQ < 0 \quad \text{para todo } Q_i$$

$$P_x = f_x(X) \quad \text{onde} \quad dP_x / dX < 0 \quad \text{para todo } X_j \quad (2)$$

A relação entre valores marginais e quantidades de serviço é:

$$V(Q_i) = \int f_q(Q) dQ_i \quad (Q_i = 0 \text{ Y } Q_i)$$

$$V(X) = \int f_x(X) dX_j \quad (X_j = 0 \text{ Y } X_j) \quad (3)$$

$$\text{Max } \int \{V(Q) + [\int f_x(X) dX_j]\} \cdot e^{-rt} dt \quad (t = 0 \text{ Y } t) \quad (4)$$

Substituindo a equação (3) em (1) obtém a descrição completa da função “objetivo” da gestão de ecossistemas (4).

Mendelsohn (1996) propõe o desenvolvimento de um modelo ecológico que identifique as potencialidades de cada fração territorial. O modelo ideal seria aquele capaz de apontar tanto os impactos das ações administrativas quanto a

produção de bens e serviços ao longo de um período de tempo. Os parâmetros de tal modelo, tais quais crescimento de árvores, população animal, nutrientes, ciclo da água, etc., são considerados pela inter-relação dinâmica que mantém entre si. Dentre as funções fundamentais do modelo analítico propostos por Mendelsohn (1996) estão: quantificação das relações ecológicas,

quantificação da conexão entre o gerenciamento de atividades e os produtos resultantes, modelagem dinâmico da sequência de mudanças que o gerenciamento das ações estabelece, listagem completa e avaliação de todos os produtos, adequação aos detalhes espaciais como *design* e padrões, treinamento aos administradores sobre habilidades de tomar decisões sob incertezas, cooperação entre muitos proprietários.

Para Mendelsohn (1996), os valores sociais relativos aos recursos comerciais e não comerciais são explicitados no modelo, em função da necessidade de que os conflitos sejam geridos eficientemente. O planejamento e o manejo dos recursos naturais incorporam objetivos múltiplos, por isso, há ocorrência de demanda por julgamentos de valor sobre a importância relativa de cada objetivo. O julgamento de valor sobre questões de terras públicas é um atributo público que não pertence a nenhuma ciência em particular.

Como cada comunidade tem sua história de relacionamentos e seu ambiente social próprio, os cidadãos locais tendem a participar dos processos de planejamento público, de acordo com as experiências de relações individuais com as instituições governamentais, observa Shannon (1990). Assim sendo, os programas para envolver o público nos processos de planejamento devem respeitar a forma como as pessoas preferem participar e como podem criar valor. As informações apresentadas e a forma como são apresentadas influenciam o nível de interesse dos grupos organizados, embora as pessoas possam desenvolver novos interesses durante o processo.

II. Modelo de Miller (biorregionalismo)

O biorregionalismo é apresentado por Miller (1997) como uma abordagem ecossistêmica que traz a dimensão social para o debate ambiental, incorporando o fator ambiental aos processos decisórios de uma co-

munidade a partir de interesses comuns que incitem à ação. No biorregionalismo, busca-se o equilíbrio entre as necessidades de sustento da comunidade e o potencial de recursos naturais existentes. O problema central é encontrar os melhores locais para conservar a natureza e os recursos naturais, sem desprezar a possibilidade de produção de bens e serviços que possam ser desenvolvidos sustentavelmente, ou seja, equilíbrio de escalas. Expandir as escalas geográficas nos programas de conservação e de desenvolvimento, para abranger ecossistemas inteiros, pode vir a ser a melhor abordagem política. O termo biorregião é usado para identificar um espaço geográfico que abriga integralmente um ou vários ecossistemas, incluindo os residentes locais, os que utilizam ou dependem dos recursos da área e os interessados na área e em sua população. Em termos práticos, a biorregião é definida de forma que a maioria dos residentes e os dependentes de seus recursos

a considerem como sendo o seu lar. Tal espaço é subdividido em áreas correspondentes a bacias hidrográficas, tipos de habitats, territórios de espécies específicas, áreas de abastecimento de madeira, zonas de desenvolvimento, etc.

As características do manejo biorregional são: abranger regiões extensas e bioticamente viáveis estruturadas em zonas-núcleo, corredores e matrizes, com o objetivo de alcançar sustentabilidade econômica, envolvimento integral dos grupos de interesse, processar informações confiáveis de forma compreensível, realizar pesquisa e monitoramento, adaptar-se às condições presentes, recuperar áreas degradadas, desenvolver habilidades cooperativas, promover integração institucional e articular cooperação internacional. Os maiores desafios para a abordagem biorregional são os de construir capacidades interdisciplinares em função das grandes escalas geográficas, engajar os residentes locais

e outros grupos de interesse em questões de interesse comum para ação e investimento, e promover a cooperação entre organizações e instituições para equilibrar os interesses locais com os interesses mais amplos da sociedade. (MILLER, 1997). Há uma tendência de que os programas biorregionais enfatizem cada vez mais as questões políticas, legislativas e administrativas, com maior peso para os fatores sociais, culturais e econômicos, em detrimento das soluções técnicas fáceis ou vindas apenas da posição de especialistas (MILLER, 1997).

III. Modelo de Turner e Daily (utilidade dos serviços ambientais)

Com base no argumento de que os modelos tradicionais de gestão de ecossistemas, fundados em justificativas científicas e éticas, não são mais suficientes para o ritmo de depleção ambiental verificada no planeta, Turner e Daily (2008) apresentam um modelo baseado na utilidade dos serviços ambientais

decorrentes da conservação dos ecossistemas. Para reforçar seu argumento, citam Pearce (2007), que afirma que os investimentos em conservação ecológica são menores do que o necessário devido a erros de avaliação por parte dos responsáveis pelas decisões pertinentes ao tema.

O modelo da utilidade dos serviços ambientais baseia-se em focar no panorama dos serviços dos ecossistemas (*ecosystem services framework – ESF*) no longo prazo. Os ecossistemas são considerados como capital natural vivo, cujos serviços estratégicos são amenização climática, água potável, comida, polinização, recreação, lazer e patrimônio cultural. A ênfase do modelo está no papel que os ecossistemas saudáveis desempenham para a provisão sustentável de bem estar humano, desenvolvimento econômico e redução da pobreza.

Os benefícios gerados pelos ecossistemas, no entanto, são públicos e privados ao

mesmo tempo, o que implica complicações institucionais. Vários são os stakeholders envolvidos, oriundos de diferentes classes sociais. Por isso, de acordo com o Modelo da Utilidade dos Ecossistemas, a economia política dos ecossistemas extrapola os objetivos de eficiência e eficácia para incluir variáveis como equidade, justiça e legitimidade (ADGER *et al.* 2001; PAAVOLA 2007).

As referências de análise iniciam com a identificação do estágio em que se encontram a provisão dos serviços do ecossistema e em qual contexto socioeconômico e político-cultural eles ocorrem. Após tal verificação é feita a modelagem, mapeamento e valoração. As opções de gestão, bem como os custos de oportunidade são explorados através da análise de cenários futuros e propostas de intervenção.

As características dos serviços ecossistêmicos de alguns bens públicos destacam a importância da necessidade de que

se implantem mecanismos de pagamento pelos serviços ambientais. Tais mecanismos são vistos como a melhor forma de garantir a sustentabilidade na gestão dos recursos naturais.

É preciso, porém, enumerar algumas limitações a serem superadas pelo modelo, apontadas pelos próprios proponentes. A primeira limitação se refere à insuficiência de informações sobre os benefícios dos serviços disponibilizados pelos ecossistemas conservados. A segunda limitação se deve à deficiência institucional para identificar quem são os verdadeiros beneficiários de uma área conservada, pois, às vezes, os beneficiários estão distantes da área, enquanto os locais não recebem a consideração que merecem. A terceira limitação resulta da característica relativa à natureza de um bem público, para o qual não há preço de mercado, há muitos beneficiários e, além disso, o mercado tende a

exagerar o custo de oportunidade real relacionado aos recursos naturais (TURNER e DAILY, 2008).

4.5. Serviços ambientais em Unidades de Conservação

O sucesso ou fracasso de uma área protegida depende dos processos ecológicos que mantêm a diversidade biológica sustentados em longo prazo (POWEL; *et al*, 2002). As áreas de proteção ambiental, tanto as zonas-núcleo quanto os corredores de biodiversidade, estão localizadas dentro de uma matriz de usos e padrões diversificados de posse e uso do solo. No entanto, devido às pressões ocasionadas por assentamentos humanos em seu entorno, principalmente com vistas à expansão das atividades produtivas, as Unidades de Conservação tendem a padecer do efeito de borda. Devido a isso, Lash (1997) as denomina como “ilhas de diversidade biológica”, devido ao contraste que fazem

em relação ao entorno cada vez mais ocupado por paisagens monoculturais ou com fauna e flora de pequena diversidade. São paisagens que evoluem para composição com determinadas espécies, predominantes pelo critério da utilidade econômica e pelas pressões do manejo antrópico.

A redução de tal pressão requer o manejo e a interação entre as pessoas e a natureza em seus locais de trabalho e interações sociais, fora das áreas protegidas ou zonas tampão. O objetivo do manejo destas é o de otimizar o valor intrínseco, político, econômico, social, cultural e ecológico dos recursos (MILLER, 1997), e reduzir as ameaças externas às áreas de proteção ambiental pela promoção do desenvolvimento sustentável em seu entorno (SCHAIK; RIJKSEN, 2002).

A proteção ambiental pode ser tecnicamente fácil e socialmente difícil, porque requer persistência para persuasão e aceitação integral das regulamentações legais. Muitos

projetos de proteção ambiental e desenvolvimento sustentável têm falhado por se ter acreditado que a população local estivesse interessada em uso sustentável e em conservação da biodiversidade, por carência dos meios de neutralização da corrupção e da exploração ilegal dos recursos, e uso inadequado das tecnologias de apoio aos projetos de assistência à conservação. A conservação requer a imposição de medidas de fiscalização e controle, legalmente estabelecidas, sendo que o manejo de áreas de proteção ambiental é frequentemente mais uma tarefa política do que técnica. As imposições legais devem ser fortes o suficiente para impedir que os indivíduos levem muito longe seus interesses egoístas (SCHAIK; RIJKSEN, 2002; BROCKELMAN; et al, 2002).

Segundo Hardin (1968), a oposição às iniciativas de preservação ambiental tem resquícios históricos em dois fenômenos que deixaram marcas na psique humana: o pro-

blema da ação coletiva (ou a tragédia dos comuns), e o problema da preferência do tempo (ou o problema do desconto). No primeiro caso, em um sistema de livre acesso, o indivíduo obtém maior vantagem explorando os recursos imediatamente do que se o fizer gradualmente, porque ele será punido pelos outros que utilizam o sistema com prática imediatista. No segundo caso, em função do custo de oportunidade embutido no consumo futuro, há preferência pelo consumo no presente, quando o recurso é mais valioso, porque no futuro tanto o indivíduo quanto o recurso podem não estar mais presentes.

As estratégias de conservação que enfatizam as atividades de desenvolvimento socioeconômico como essenciais, para atingir os objetivos propostos têm falhado consistentemente, afirma (OATES, 2002), porque incrementam ameaças como caça ilegal e exploração madeireira em função da baixa prioridade atribuída à proteção da vida silves-

tre. Os principais projetos de desenvolvimento devem ser localizados longe das áreas de conservação ou nas proximidades de áreas urbanas já existentes, para reduzir conflitos e ajudar a alcançar as metas de desenvolvimento de longo prazo. O envolvimento direto das comunidades locais em atividades de conservação, como assistentes de pesquisa, guardas e outros, mostra-se mais efetivo para se conseguir apoio local à conservação do que as falsas promessas de prosperidade associada a iniciativas insustentáveis de desenvolvimento.

A situação das plantas, animais e comunidade ecológica como um todo, é considerada por STRUHSAKER (2002) como o principal indicador da conservação de um ecossistema ou área.. As variáveis biológicas intrínsecas fundamentais que influenciam a situação das áreas de conservação são o tamanho e a demografia populacional (densidade, estrutura de idade, natalidade, sobrevivência, etc.) de plantas e animais. As outras variáveis

importantes são a integridade ecológica e o estado sucessional da comunidade. Tais variáveis são de difícil avaliação, por causa do alto grau de variação natural, que torna praticamente impossível um controle científico rígido. Além disso, as atividades humanas do passado, mesmo que não existam mais, influenciam essas variáveis devido aos seus efeitos de longo prazo.

De acordo com Karanth e Madhusudan (2002), a conservação da vida silvestre em unidades de conservação apresenta quatro requisitos: 1) a preservação das espécies, 2) o uso sustentável das espécies abundantes, 3) a mitigação de prejuízos à vida selvagem e, 4) o abrandamento de conflitos entre necessidades concorrentes.

No que se refere à gestão de conflitos entre necessidades concorrentes, Karanth e Madhusudan (2002) consideram-na prioritária dentre os requisitos conservacionistas, a fim de intensificar as possibilidades de so-

brevivência em longo prazo de uma unidade de conservação. Dentre os objetivos a serem alcançados está o de conseguir o apoio, ou diminuir a hostilidade, das comunidades locais em relação às unidades de conservação. Para isso, é recomendada a estratégia de modificação do comportamento humano. Caso o conflito manifesto esteja relacionado à inconvenientes causados pela presença de animais selvagens, uma alternativa de ação seria modificar o comportamento do animal. Outra alternativa seria a separação espacial entre a comunidade humana e o animal, objetivando a prevenção de conflitos. Algumas vezes, é possível modificar o comportamento das espécies selvagens envolvidas em situações de conflito através de barreiras físicas [trincheiras, fossos, paredes, cercas comuns ou eletrificadas], limitando os movimentos de animais em direção aos assentamentos humanos. O problema é que necessitam de altos investimentos e manutenção contínua, pois

há indivíduos que até destroem as barreiras em alguns pontos para continuar tendo acesso aos recursos como lenha, madeira etc.,. A prevenção proativa com a separação espacial entre humanos e a vida silvestre é apresentada como uma boa proposição.

As opções de ações que promovam a mudança de comportamento das populações envolvidas em situações potenciais de conflito, são enumeradas por Karanth e Madhusudan (2002), destacando-se o estímulo à tolerância aos danos causados por animais silvestres. Além disso, as opções, não excludentes, apresentadas fazem referência à educação em conservação da natureza, à mudança das práticas de agricultura e de criação de animais, ao pagamento de compensação financeira e à adoção de mecanismos legais de repressão aos crimes ambientais.

A história tem demonstrado que as sociedades tendem a estabelecer áreas de conservação apenas depois de perder espécies ou

paisagens significativas, e o apoio popular geralmente demora a acontecer, especialmente por parte dos residentes locais de uma área protegida (DAVENPORT; RAO, 2002). O processo de criação de áreas de proteção é dificultado pelo fato de que possuem mais opositores do que defensores, o que faz com que seja uma manifestação de vontade política. Geralmente, há mais vontade política para criar do que para administrar adequadamente as unidades criadas, porque a criação é uma ação altamente visível, enquanto que designar fundos para o manejo não chama a atenção nem traz votos nos processos eleitorais (DOUROJEANNI, 2002). A obtenção (compra) do apoio da população local através de incentivos financeiros é problemática, porque as forças do mercado mudam, as populações crescem, as necessidades se expandem, as demandas e expectativas aumentam (STRUHSAKER, 2002). Os problemas com os planos de compensação financeira parecem ser

a inadequação da compensação, atrasos e corrupção de funcionários, além do uso inadequado através de reclamações fraudulentas (KARANTH; MADHUSUDAN, 2002).

As dificuldades em fortalecer os regulamentos das áreas de conservação frente à persistência dos conflitos com as comunidades locais têm feito surgir a noção de que a limitação dos interesses é injusta. A concepção de que a população local deveria ser a principal beneficiária com a conservação de uma área, leva ao raciocínio de que as oportunidades perdidas deveriam ser compensadas. No entanto, de acordo com Brockelman *et al* (2002), tal conclusão desafia a premissa básica de que os parques são para benefício de todos, além de desconsiderar o fato de que as comunidades locais, de modo geral, carecem dos recursos e das informações necessários para manejar recursos cuja necessidade de conservação se deve à significância de nível nacional ou global.

Dourojeanni (2002) atribui aos socioambientalistas a origem de muitos problemas relacionados ao estabelecimento e manejo de unidades de conservação, especialmente devido ao estímulo para a criação de áreas protegidas brandas, como prefere designar as APAs (Áreas de Proteção Ambiental). As APAs são consideradas como unidades de conservação branda, porque nelas qualquer atividade humana é permitida, sem preocupação com os processos biológicos necessários à efetiva conservação e sem considerar a possibilidade de extinção de espécies.

Um plano de manejo consistente é uma ferramenta indispensável para a administração de uma unidade de conservação. Os planos de manejo muito meticulosos, recheados com informações teóricas, de valor duvidoso para os administradores, tem pouca utilidade como ferramenta prática. O ideal é que sejam documentos concisos baseados no bom senso e nas experiências locais. Poucas

páginas de conselhos práticos e recomendações, mapas de boa qualidade e/ou fotografias aéreas e informações sobre atitudes e comportamentos das populações locais podem ser extremamente valiosas para os administradores, especialmente no período de implantação inicial. (DOUROJEANNI, 2002). Para um manejo adequado TERBORGH e DAVENPORT (2002) consideram necessário monitorar as seguintes variáveis: as questões socioeconômicas (pressão demográfica no entorno da área, atitudes da população local, economia local e dependência de atividades extrativas, presença de operações de retirada de recursos em grande escala, sistema predominante de propriedade de terras), as ameaças resultantes de atividades legais (presença de residentes legais dentro da área, uso sustentável permitido dos recursos da área, turismo, concessões, atividades recreativas, manejo do lixo), as ameaças resultantes de atividades ilegais (caça clandestina, exploração

madeira, mineração, pastoreio por gado doméstico, invasão por posseiros, comercialização de produtos naturais), as ameaças ‘invisíveis’ (documentos ineficientes de criação da área, problemas de titulação de terras, falta de posse dos recursos do subsolo, falta de vontade política para reforçar os regulamentos, falta de cooperação interinstitucional, existência de propriedades privadas dentro da área, hierarquia de ministérios, existência de legislação contrária à área), a administração e o manejo (orçamento, equipe, aparelhamento do pessoal, capacidade de fiscalização e controle, manejo do ecoturismo, indicações de corrupção, definição e demarcação de limites), os recursos naturais (indicadores biológicos, espécies-bandeira, espécies endêmicas, espécies de valor comercial excepcional, qualidade da água), as ameaças além dos limites da área (mudança climática global, poluição do ar e da água, incêndios, invasões por espécies exóticas).

4.6. Economia do ecoturismo

Conforme argumento de (DAVENPORT et al., 2002), o ecoturismo é compatível com a proposição de desenvolvimento sustentável, porque é compatível com a conservação da biodiversidade, auxilia a preservação das áreas, gera renda, ajuda na educação ambiental, conjuga os interesses mercantis aos da conservação em prol de manejo adequado das áreas protegidas e promove a aceitação de longo prazo da unidade de conservação como uma instituição legítima. Embora nem sempre a opção de investimento em empreendimento ecoturístico apresente a melhor relação custo-benefício de oportunidade no uso do solo, a vantagem está na possibilidade de garantir no longo prazo o usufruto dos serviços ambientais. As características atrativas aos turistas geralmente podem ser divulgadas, mas isso, às vezes, conflita com a proteção de ecossistemas frágeis.

O turismo sustentável, de acordo com Wall (1997) é aquele que é desenvolvido e mantido em uma área de forma a manter-se viável pelo maior período de tempo possível, sem degradar nem impactar negativamente o meio ambiente e sem diminuir a qualidade de vida da população envolvida. Como efeito, o turismo sustentável permite a diversificação da economia local. Portanto, é desejável que o turismo em áreas naturais seja realizado com consciência e respeito às peculiaridades das comunidades visitadas. Quando realizado em áreas ecologicamente sensíveis, a sustentabilidade da atividade turística está diretamente relacionada à observância das limitações ao uso dos recursos naturais, bem como ao reconhecimento do direito de manifestação e permanência das culturas locais tradicionais.

O ecoturismo busca o bem estar da comunidade local, além de focar na preservação do meio ambiente e da cultura local. De acordo com Pires (2005), as principais mo-

tivações do ecoturismo são a contemplação e a observação das características naturais e dos recursos culturais. No entanto, a boa prática do ecoturismo requer investimentos na educação ambiental do turista. Ademais, a concordância do turista com os objetivos da atividade e com a proteção do meio ambiente é uma premissa indispensável.

Os principais problemas associados ao ecoturismo, conforme observação de Davenport *et al* (2002), consistem na degradação de áreas naturais por má gestão da atividade, incapacidade na realização de manejo adequado das áreas visitadas, obtenção insuficiente de renda com o turismo para cobrir os custos de manejo na grande maioria das áreas protegidas, obtenção insuficiente de renda com o turismo para cobrir os custos de oportunidade ou para desestimular a retirada ilegal de produtos e invasões, ressentimentos entre os residentes locais pobres devido à noção de que as áreas são apenas para turistas estrangeiros ricos.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para os seres humanos, o meio ambiente constitui-se em fonte de provimento de três fatores vitais: os serviços de subsistência, os insumos para produção e os substratos para resíduos.

Apesar da indissociabilidade entre os recursos naturais e as atividades econômicas, essa proximidade gritante passou ignorada por longos períodos dentre os principais arautos das correntes teóricas predominan-

tes nos primórdios da ciência econômica. A influência dos fenômenos ambientais na economia somente passou a ser considerada pelos economistas, como externalidade, ao final do Século XIX, com o advento da teoria marginalista.

Ao final do Século XX, as evidentes limitações ao crescimento econômico e o crescente rigor dos impactos ambientais na biosfera, atestaram credibilidade aos economistas ambientais e economistas ecológicos de várias vertentes. Ao mesmo tempo em que parcela significativa da humanidade, e outros seres vivos, lutam para preservar habitáveis alguns ecossistemas do planeta terra, economistas de várias vertentes debruçam-se em resolver equações para medir variáveis e indicadores ambientais relacionados à sustentabilidade ambiental. Conceitualmente, algumas tentativas de medir os impactos ambientais são bem recebidas, como os conceitos de capacidade de carga e pegada ecológica.

A Economia Ambiental e a Economia Ecológica constituem-se em novas orientações teóricas na ciência econômica, mas que postulam visões de mundo e alternativas de soluções concorrentes entre si.

A Economia Ambiental foi forjada a partir das formulações da teoria neoclássica, centrada no conceito de valor coincidente com o de utilidade e na equação comportamental entre oferta e procura no mercado. Seus representantes dividem-se entre os que defendem equacionar os problemas de poluição e esgotamento dos recursos naturais com a proposição de valoração econômica dos recursos e ecossistemas, em contraposição aos que propõe a definição de direitos de propriedade a recursos e ecossistemas que possuam características de bem público.

A Economia Ecológica atribui precedência aos fluxos de matéria e energia sujeitos às leis da físico-química, da biologia ou da ecologia, a fim de evitar irreversibilidades

naturais em decorrência de desequilíbrios no mercado. Busca-se organizar o sistema econômico em conformidade aos ecossistemas naturais: sistemas abertos onde o equilíbrio econômico somente pode ser alcançado pela utilização sustentável dos recursos naturais.

A relação do ser humano com a natureza é mediada pelas relações sociais e suas heranças históricas. No entanto, nem a Economia Ambiental nem a Economia Ecológica, tampouco suas variantes com denominações políticas, como Economia Verde, consideram tais relações sociais como foco de análise (Souza-Lima, 2004). Ou seja, embora a apropriação e uso dos recursos naturais sejam definidos a partir de preferências que contemplam os interesses privilegiados de alguns grupos (e nações), não de toda a sociedade (ou humanidade), os discursos vigentes nas duas abordagens econômicas citadas não incluem a análise de tal fenômeno.

O uso de determinado recurso natural sempre depende dos fatores acessibilidade e qualidade. Ambos os fatores apresentam interface com as instituições socioculturais do habitat dos usuários dos recursos. Tal interface institucional diferencia os vários tipos de uso e ocupação espacial das áreas disponíveis na terra. Apesar das influências socioculturais sobre as decisões de uso de determinado recurso, os critérios macroeconômicos tendem a predominar quando são definidos os usos para os recursos de uma região.

Na acepção de Barreto (2009), nem a Economia Ambiental nem a Economia Ecológica, conseguem equacionar a sustentabilidade ambiental por meio da incorporação da natureza à lógica do mercado. Isto decorre do fato de que a valoração econômica do meio ambiente não pode ser condição *sine qua non* para a formulação de políticas, pois seria um reconhecimento acríptico da impossibilidade de controlar o metabolismo social no capitalismo.

Embora os bens ambientais sejam bens públicos, de modo geral, o comportamento humano em relação ao meio ambiente é influenciado pelas relações sociais de produção. Se as relações sociais de produção no mercado são incapazes de aliar em seus mecanismos os interesses públicos da preservação, então as decisões precisam ser políticas, o que requer os longos períodos de negociações diplomáticas internacionais, como as verificadas nos eventos e reuniões ambientais da ONU, porque os custos econômicos e políticos precisam ser bem mensurados.

As informações utilizadas nos processos decisórios não dependem necessariamente de considerações estritamente técnicas. Os tomadores de decisão precisam considerar os fatores socioculturais e ambientais, além dos aspectos econômicos, políticos e normativos. As decisões políticas e empresariais relacionadas ao meio ambiente requerem soluções que conjugam conhecimentos

multidisciplinares. As soluções técnicas direcionadas à maximização de resultados individuais ou baseadas em parecer especializado podem parecer mais racionais, mas são, normalmente, limitadas quanto à complexidade das relações entre seres humanos e ecossistemas naturais.

Se houvesse predominância de uma racionalidade coletiva, a busca pela viabilização de um novo projeto econômico para as nações, em nível global, que permitisse tanto a sustentabilidade dos ecossistemas naturais quanto dos ecossistemas sociais existentes, poderia ser viabilizada. No entanto, para isso, seria necessário partir de um ponto de vista utópico, porque o desenvolvimento sustentável requer o compartilhamento de uma ética coletiva baseada na igualdade de oportunidades entre nações e entre gerações.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADGER, W. Neil et al. *Advancing a political ecology of global environmental discourses*. In: *Development and Change*, v. 32, n. 4, p.681-715, 2001. Disponível em: http://cstpr.colorado.edu/students/envs_5720/adger_etal_2001.pdf. Acesso em: jun/2011

ARRUDA, Marcos; QUINTELA, Sandra. *Río+20 ¿Puede la economía cenicienta convertirse*

en verde? In: EcoPortal.net., 29/05/12. Disponível em: www.ecoport.net/Temas_Especiales/Economia/Rio_20_Puede_la_economia_cenicienta_convertirse_en_verde. Acesso em: jun/2012.

AUCHINCLOSS, P. S. Understanding customer needs: a requirement for winning and keeping customers world wide. In: FOREST PRODUCTS SOCIETY. *The globalization of wood: supply, processes, products, and markets*. Madison, WI: FPS, 1994, p. 153-161.

BACHA, Carlos J. C. *Análise da evolução do reflorestamento no Brasil*. In: *Rev. de Economia Agrícola*, São Paulo, v. 55, n. 2, p. 5-24, jul./dez. 2008. Disponível em: <ftp://ftp.sp.gov.br/ftpiea/publicar/REA2-1208a1.pdf>. Acesso em: fev/2012.

BARRETO, Eduardo S. *Crise ambiental e a Ciência Econômica: uma crítica à teodiceia do ca-*

- pitalismo "verde".* In: IACR [International Association for Critical Realism XII Annual Conference], jul/2009. Disponível em: <http://www.uff.br/iacr/ArtigosPDF/52T.pdf>. Acesso em: maio/2011.
- BARLOWE, R. *Land resource economics: the economics of real property.* 2 ed. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, 1972.
- BERGER, P; LUCKMANN, T. *A construção social da realidade.* 5 ed. Petrópolis: Vozes, 1983.
- BROCKELMAN, W. Y.; et al. Mecanismos de fortalecimento. In: TERBORGH, J.; et al (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos.* Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 290-304.
- BRUE, Stanley. *História do pensamento econômico.* São Paulo: Thomson, 2005.
- BÜHRS, Ton. *Environmental integration: our common challenge.* Albany, NY: State University of New York, 2009.
- CARRERA-FERNANDEZ, José. *Curso básico de microeconomia.* Salvador: EDUFBA, 2009. Disponível em: <http://pt.scribd.com/doc/72166516/131/O-BEM-ESTAR-ECONOMICO-E-O-OTIMO-DE-PARETO>. Acesso em: fev/2011.
- CASHORE, B.; AULD, G.; NEWSOM, D. *Governing through markets: forest certification and the emergence of non-state authority.* New Haven: Yale University, 2004. Disponível em: <http://www.governingthroughmarkets.com>. Acesso em: 04/04/2005.
- CASTLE, E. N. Pluralism and pragmatism in the pursuit of sustainable development. In: ADAMOWICZ, W. L. et al. (edit) *Forestry, economics and the environment.* Wallingford: CAB, 1996, p. 1-9.
- CHANG, M. Y. La economía ambiental. In: PIERRI, Naína; FOLADORI, Guillermo (Ed.). *¿Sustentabilidad?: desacuerdos sobre el desarrollo sustentable.* Montevideo: Baltgráfica, 2001. (p.165-178).
- CECHIN, Andrei; VEIGA, José Eli da. O fundamento central da Economia Ecológica. In: MAY, Peter H. (org). *Economia do meio ambiente: teoria e prática.* 2 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. Disponível em: <http://xa.yimg.com/kq/groups/24824012/1056946620/name/Cap.%20livro%20Peter%20May%20Andrei%20Cechin.pdf>. Acesso em: jul/2012.
- CINDIN, R.P.J. & SILVA, R.S. *Pegada Ecológica: instrumento de avaliação dos impactos antrópicos no meio natural.* In: Estudos Geográficos, Rio Claro, v.2, n.1, p.43-52, junho/2004. Disponível em: <http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/estgeo/article/view/257/213>. Acesso em: jun/2012.

- CLEMENTE, A. *Economia regional: introdução à economia do espaço geográfico*. 2 ed. Curitiba: UFPR, 1992.
- COASE, R. H. *The Problem of Social Cost*. In: *Journal of Law and Economics*, Chicago, v.3, Oct/1960, p.1-44. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/724810>. Acesso em: dez/2011.
- COLE, David N. Carrying capacity and visitor management: facts, values and the role of science. In: HARMON, David; KILGORE, Bruce M.; VIETZKE, Gay E. (eds.). *Protecting our diverse heritage: the role of parks, protected areas, and cultural sites*. Hancock, MI: George Wright Society, 2004, p.43-46. Disponível em: <http://leopold.wilderness.net/pubs/504.pdf>. Acesso em: jun/2012.
- CORAZZA, Rosana I. *Tecnologia e meio ambiente no debate sobre os limites do crescimento: notas à luz de contribuições selecionadas de Georgescu-Roegen*. In: *Economia*, Brasília, v.6, n.2, p.435-461, Jul./Dez. 2005. Disponível em: http://www.anpec.org.br/revista/vol6/vol6n2p435_461.pdf. Acesso em: abr/2011.
- CROSIER, Scott. *Johann-Heinrich von Thünen: balancing land-use allocation with transport cost*. In: CSISS [Center for Spatially Integrated Social Science], 2001. Disponível em: <http://www.csiss.org/classics/content/9>. Acesso em: abr/2008
- DAVENPORT, L.; et al. Ferramentas de ecoturismo para parques. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 305-333.
- DAVENPORT, L.; RAO, M. A história da proteção: paradoxos do passado e desafios do futuro. In: TERBORGH, J. et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 53-73.
- DAILY, Gretchen C.; EHRLICH, Paul R. *A framework for estimating population sizes and lifestyles that could be sustained without undermining future generations*. *BioScience*, Nov/1992. Disponível em: <http://dieoff.org/page112.htm>. Acesso em: maio/2012.
- DONAIRE, D. *Gestão ambiental na empresa*. 2 ed. São Paulo: Atlas, 2007.
- DOUROJEANNI, M. J. Vontade política para estabelecer e manejar parques. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 347-362.

- DRIELSMA, J. H.; MILLER, J. A.; BURCH JR., W. R. Sustained yield and community stability in American forestry. In: LEE, R. G.; FIELD, D. R.; BURCH, Jr., W. R. (ed.) *Community and forestry: continuities in the sociology of natural resources*. Boulder, CO: Westview, 1990, p.55-68).
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). Trade and sustainable forest management: impacts and interactions. _____: FAO, 2003. Disponível em: <http://www.fao.org/forestry>. Acesso em: maio/2010.
- FOLADORI, Guillermo. La economía ecológica. In: PIERRI, Naína; FOLADORI, Guillermo (Ed.). *¿Sustentabilidad?: desacuerdos sobre el desarrollo sustentable*. Montevideo: Baltgráfica, 2001. (p.189-195).
- HARDIN, G. *The tragedy of the Commons*. In: Science, n.162, 1968, p.1243-1248.
- HARTIKAINEN, T. Future trends for scandinavian wood products. In: FOREST PRODUCTS SOCIETY. *The globalization of wood: supply, processes, products, and markets*. Madison: FPS, 1994, p.188-194.
- HARRIS, Jonathan M. *Environmental and natural resource economics: a contemporary approach*. UNEP, 1999, 2000. Disponível em: http://www.neema.ufc.br/NI-vel1_economiaeambiente.pdf. Acesso em: abr/2012.
- HAYS, S. P. Human choice in the Great Lakes Wildlands. In: LEE, R. G.; FIELD, D. R.; BURCH JR., W. R. *Community and forestry: continuities in the sociology of natural resources*. Boulder, CO: Westview, 1990, p. 41-51.
- HOSOKAWA, R. T. *Manejo e economia de florestas*. Roma: FAO-ONU, 1986.
- HOSOKAWA, R. T.; ROCHADELLI, R.; LIMA, P. T. *Economia ambiental: uma introdução ao tema*. Curitiba: FUPEF, Série técnica n. 01/2000.
- HOSOKAWA, R. T.; HOSOKAWA, E. G. *A lei dos efeitos acelerados da entropia e o limite do uso de recursos energéticos da biosfera*. In: Floresta, Curitiba, v.31, n.1, p.3-9, 2001. Disponível em: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/floresta/article/view/2346/1960>. Acesso em: maio/2012.
- ISARD, W. *Introduction to regional science*. 10 ed. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, 1985.
- KARANTH, K. U.; MADHUSUDAN, M. D. Mitigando os conflitos entre pessoas e a vida selvagem no sul da Ásia. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 274-289).

- LASH, J. Prefácio. In: MILLER, K. R. *Em busca de um novo equilíbrio: diretrizes para aumentar as oportunidades de conservação da biodiversidade por meio do manejo biorregional*. Brasília: IBA-MA, 1997.1997.
- LEE, R. G.; FIELD, D. R.; BURCH JR., W. R. (ed.) *Community and forestry: continuities in the sociology of natural resources*. Boulder, CO: Westview, 1990.
- LEMPERT, Robert J.; POPPER, Steven W.; BANKES, Steven C. *Shaping the next one hundred years: new methods for quantitative, long-term policy analysis*. Santa Monica, CA: RAND, 2003. Disponível em: http://www.rand.org/content/dam/rand/pubs/monograph_reports/2007/MR1626.pdf. Acesso em: fev/2012.
- LIMA, Gilberto T. *Naturalizando o capital, capitalizando a natureza: o conceito de capital natural no desenvolvimento sustentável*. IE/UNICAMP, Campinas, n. 74, jun. 1999. (Texto para Discussão). Disponível em: <http://www.eco.unicamp.br/docprod/downarq.php?id=1704&tp=a>. Acesso em: set/2011.
- LIPIETZ, Alain. A Ecologia Política, solução para a crise da instância política? In: ALOMONDA, Hector (org.). *Ecología política, naturaleza, sociedad y utopía*. Buenos Aires: CLACSO, 2002. Disponível em: <http://www.economia.esalq.usp.br/intranet/uploads/18.pdf>. Acesso em: set/2011.
- LIPPKE, B. *Incentives for managing landscapes to meet no-timber goals: lessons from the Washington Landscape Management Project*. In: ADAMOWICZ, W. L. et al. (edit.) *Forestry, economics and the environment*. Wallingford: CAB, 1996, (p. 244-257)
- MAGRO, Teresa C. *Impactos do uso público em uma trilha no Planalto do Parque Nacional do Itatiaia*. São Carlos, SP, 1999. Tese (Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos), Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.ipef.br/servicos/teses/arquivos/magro,tc.pdf>. Acesso em: fev/2012.
- MARQUES, J. F.; COMUNE, A. E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. In: RO-MEIRO, A. R.; REYDON, B. P.; LEONAR-DI, M. L. A. (org.) *Economia do meio ambiente: teoria, políticas e a gestão de espaços regionais*. 2 ed. Campinas: UNICAMP, 1999, p.23-44.
- MACCLEERY, D. W. What on earth have we done to our forests? In: FOREST PRODUCTS SOCIETY. *The globalization of wood: supply, processes, products, and markets*. Madison, WI: FPS, 1994, p. (139-151).
- MAY, Peter; LUSTOSA, Maria Cecília; VLNHA, Valéria da (org.). *Economia do meio am-*

- biente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.
- MENDELSON, R. An economic-ecological model for ecosystem management. In: ADAMOWICZ, W. L. et al. (edit.) *Forestry, economics and the environment*. Wallingford: CAB International, 1996, (p. 213-221).
- MILLER, K. R. *Em busca de um novo equilíbrio: diretrizes para aumentar as oportunidades de conservação da biodiversidade por meio do manejo biorregional*. Brasília: IBAMA, 1997.
- MUTH, R. M. Community stability as social structure: the role of subsistence uses of natural resources in Southeast Alaska. In: LEE, R. G.; FIELD, D. R.; BURCH JR., W. R. (ed.) *Community and forestry: continuities in the sociology of natural resources*. Boulder, CO: Westview, 1990.
- NASCIMENTO, Humberto M.. *The pioneers of the contemporary agrarian political ecology*. In: *Ambiente & sociedade*, 2009, v.12, n. 2. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v12n2/a04v12n2.pdf>. Acesso em: dez/2011.
- NIEMELÄ, Margit. *Von Thünen model for the use of land*. In: *Perheyrittäjyys - Family Business*, 2008. Disponível em: <http://tutki.mu.blogspot.com.br/2008/03/von-thnen-model-for-use-of-land.html>. Acesso em: out/2010.
- ODUM, H. T. *Environmental accounting: EMERGY and environmental decisionmaking*. New York: Wiley, 1996.
- OATES, J. F. África ocidental: parques tropicais no limite. In: TERBORGH, J.; et all (org.). *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 81-100.
- PAAVOLA, Jouni. *Institutions and environmental governance: a reconceptualization*. In: *Ecological Economics*, n.63, p.93-103, 2007. Disponível em: <http://www.china-sds.org/kcxzbg/addinfomanage/lwwk/data/kcx801.pdf>. Acesso em: dez/2011.
- PANAYOTOU, Theodore. *Green markets: the economics of sustainable development*. San Francisco, CA: Institute for Contemporary Studies, 1993.
- PEARCE, David; MARKANDYA, Anil; BARBIER, Edward. *Blueprint for a green economy*. London: Earthscan, 1989. Disponível em: <http://books.google.com.br/books?id=jMTupDDeWZ8C&printsec=frontcover&hl=pt-BR#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: abr/2012.
- PEARCE, D. W. *Do we really care about biodiversity?* *Environ Resource Econ*, n.37, p.313-333,

2007. Disponível em: <http://www.springerlink.com/content/x2874lt305597047/fulltext.pdf>. Acesso em: maio/2011
- PEARCE, D. W. Global environmental value and the tropical forests: demonstration and capture. In: ADAMOWICZ, W. L. et al. (edit.) *Forestry, economics and the environment*. Wallingford: CAB, 1996, p. 11-48).
- PECCATIELLO, Ana F. O. *Análise ambiental da capacidade de carga antrópica na trilha principal do circuito Pico do Pião - Parque Estadual do Ibitipoca, MG*. Juiz de Fora, 2007. Monografia (Especialização em Análise Ambiental) Universidade Federal de Juiz de Fora. Disponível em: <http://www.ufjf.br/analiseambiental/files/2009/11/Ana-Fl%C3%A1via-Oliveira-Peccatiello.pdf>. Acesso em: jan/2012.
- PIGOU, Arthur C. *The Economics of Welfare*. 4 ed. London: Macmillan, 1932. Disponível em: <http://macropolis.wikispaces.com/file/view/Economics+of+welfare+-+Pigou.pdf>. Acesso em: abr/2011.
- PIRES, Paulo S. Entendendo o ecoturismo. In: TRIGO, Luiz Gonzaga G. (org.). *Análises regionais e globais do turismo brasileiro*. São Paulo: Roca, 2005.
- POWEL; et al. Sucessos e fracassos do complexo de reservas de Monteverde e do Sistema Nacional de Áreas Protegidas da Costa Rica. In: TERBORGH, J.; SCHAIK, C. van. Por que o mundo necessita de parques. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 181-196.
- REINHARDT, F. L. *Down to earth: applying business principles to environmental management*. Boston: Harvard, 1999.
- ROUANET, Luiz P. *Ética ambiental e irreversibilidade*. In: Colóquio Internacional Principia, 4, Florianópolis, Agosto/2005. Disponível em: <http://www.oocities.org/br/eticaejustica/ambiental.pdf>. Acesso em: abr/2012.
- SAUNDERS, T.; MCGOVERN, L. *The bottom line of green is black*. 10th. ed. New York: HarperCollins, 1997.
- SCHALLAU, C. H. Community stability: issues, institutions, and instruments. In: LEE, R. G.; FIELD, D. R.; BURCH JR., W. R. (ed.) *Community and forestry: continuities in the sociology of natural resources*. Boulder, CO: Westview, 1990, p. 69-81).
- SCHAIK, C. van; RAO, M. O modelo de desenvolvimento de fronteira e sua relevância no manejo de áreas protegidas. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza*

nos trópicos. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 455-472.

SCHAIK, C. van; RIJKSEN, H. D. Projetos integrados de conservação e desenvolvimento: problemas e potenciais. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 37-51.

SCHMIDHEINY, S; WBCSD [World Business Council for Sustainable Development]. *Changing course: a global business perspective on development and the environment*. Cambridge, Ma: MIT, 1992.

SEDJO, R. A. Local timber production and global trade: the environmental implications of forest trade. In: ADAMOWICZ, W. L. et al. (edit.) *Forestry, economics and the environment*. Wallingford: CAB, 1996, (p.49-67).

SEROA da MOTTA, Ronaldo. *Economia ambiental*. São Paulo: FGV, 2006.

SHANNON, M. A. Building trust: the formation of social contract. In: LEE, R. G.; FIELD, D. R.; BURCH JR., W. R. (ed.) *Community and forestry: continuities in the sociology of natural resources*. Boulder, CO: Westview, 1990, p.229-240).

SOUZA-LIMA, José E. de. *Economia ambiental, ecológica e marxista versus recursos naturais*. Rev. FAE, Curitiba, v.7, n.1, p.119-127, jan./jun. 2004. Disponível em: http://www.fae.edu/publicacoes/pdf/revista_da_fae/fae_v7_n1/rev_fae_v7_n1_09_jose_edmilson.pdf Acesso em: maio/2010.

STANKEY, George H.; MANNING, Robert E. 1986. *Carrying capacity of recreation settings*. In: A literature review. Washington, DC:

The President's Commission on Americans Outdoors: Management, p.47-57. Leopold Publication, n.166. Disponível em: <http://leopold.wilderness.net/pubs/166.pdf>. Acesso em: jun/2012.

STRUHSAKER, T. T. Estratégias para conservar parques nacionais florestais na África, com um estudo de caso de Uganda. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 122-137.

TERBORGH, J. Superando os impedimentos para a conservação. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 267-273.

TERBORGH, J.; DAVENPORT, L. Monitorando as áreas protegidas. In: TERBOR-

- GH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 426-439.
- TERBORGH, J.; SCHAIK, C. van. Por que o mundo necessita de parques. In: TERBORGH, J.; et al. (org.) *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário, 2002, p. 25-36.
- TURNER, Graham. *A comparison of "The Limits to Growth" with thirty years of reality*. Camberra: CSIRO, 2008. Disponível em: <http://www.csiro.au/files/files/plje.pdf>. Acesso em: jun/2011.
- TURNER, R. K.; DAILY, G. C. *The ecosystem services framework and natural capital conservation*. Environ Resource Econ, n. 39, p.25-35, 2008. Disponível em: <http://www.springerlink.com/content/r957170k08456206/fulltext.pdf>. Acesso em: maio/2011.
- UN [UNITED NATIONS]. *Report of the World Commission on Environment and Development: our common future*. (The Brundtland report). Geneva: UN, June/1987. Disponível em: <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>. Acesso em: nov/2011.
- UNEP [UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME]. *Driving a Green Economy through public finance and fiscal policy reform*. Nairobi: UNEP, 2010. Disponível em: <http://www.unep.org/greenecology/Portals/30/docs/DrivingGreenEconomy.pdf>. Acesso em: maio/2012.
- UNEP [UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME], *Towards a Green Economy: pathways to sustainable development and poverty eradication*. Nairobi: UNEP, 2011. Disponível em: http://www.unep.org/greenecology/Portals/88/documents/ger/ger_final_dec_2011/Green%20EconomyReport_Final_Dec2011.pdf. Acesso em: maio/2012.
- UNCED [UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT]. *Non-legally binding authoritative statement of principles for a global consensus on the management, conservation and sustainable development of all types of forests*. Rio de Janeiro: UNCED, 1992. Disponível em: <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-3annex3.htm>. Acesso em: jul/2005.
- VITOUSEK, P. M. et al.. *Human appropriation of the products of photosynthesis*. BioScience n.36, p.368-373, 1986.
- WAGAR, J. Alan. *The carrying capacity of wild lands for recreation*. In: Forest Science Mo-

nograph, Washington, DC, n.7, 1964. Disponível em: http://www.fs.fed.us/cdt/carrying_capacity/carrying_capacity_of_wild_lands_for_recreation_wagar_1964.pdf. Disponível em: abr/2012.

483-491.. Disponível em: <http://www.springerlink.com/content/aha623gcwbe0n0rm/fulltext.pdf>. Acesso em: mai/2012.

WACKERNAGEL, Mathis et al. Tracking the ecological overshoot of the human economy. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA [PNAS], Jul/ 2002, v. 99, n.14, p.9266–9271. Disponível em: <http://www.pnas.org/content/99/14/9266.full.pdf+html>. Acesso em: mar/2012.

WACKERNAGEL, Mathis; REES, William. *Our ecological footprint: reducing human impact on the Earth*. Gabriola Island, BC: New Society, 1996.

WALL, Geoffrey. *Is ecotourism sustainable? Environmental Management*, V. 21, n. 4, 1997, pp