

## **Capítulo 1: Introdução**

A biodiversidade ou diversidade biológica<sup>1</sup> é considerada um recurso ambiental de grande valor para todo o estoque de capital natural sobre o planeta. Em Swanson (1995) e Simpson (1999), a maior parte da biodiversidade é mais freqüentemente encontrada dentro das fronteiras de um pequeno número de países megadiversos (Brasil, Zaire, Indonésia, etc), que são nações mais pobres que possuem mais diversidade biológica que as mais ricas e que não são incentivadas economicamente para preservarem seus recursos biológicos.

O paradoxo da diversidade biológica está no fato de que serviços prestados pela biodiversidade não são compensados e, portanto, não são adequadamente fornecidos pelos países que a possuem. Perman (1999) afirma que a biodiversidade provê bens e serviços ambientais para a atividade econômica de várias formas já conhecidas, como é o caso de serviços do ciclo do carbono, da manutenção da fertilidade do solo, da regulação da temperatura da superfície e do clima e dos fluxos dos mananciais, sem contar a variedade da flora e da fauna nos ecossistemas na geração de produtos para a indústria farmacêutica, alimentícia e para biotecnologia e na área da genética, e também para a agricultura, incluindo o plantio e a pecuária, além das formas ainda não conhecidas. O desconhecimento a respeito dos bens e serviços advindos da biodiversidade pode levar à sub ou sobrevalorização deste bem. Aliás, Ekins (2000) salienta que em nenhuma outra área da insustentabilidade a ignorância humana é tão profunda como no entendimento da biodiversidade, sobre a qual a ação do homem não possa se repetir, uma vez que exista irreversibilidade.

A biodiversidade, portanto, precisaria ser valorada em sua totalidade para que se tomassem ações mais enfocadas de preservação e se pudesse oportunizar

---

<sup>1</sup> Os termos biodiversidade e diversidade biológica serão utilizados intercambiavelmente com o mesmo sentido, cujo conceito é discutido no capítulo 2 desta dissertação.

seu uso. No entanto, valorar bens e serviços ambientais é uma tarefa complexa, porque para a maioria deles não existe mercado. É possível aproximar a valoração de bens e serviços ambientais quando o recurso é um bem substituto ou complementar para algum bem ou serviço para o qual já exista mercado. Em outras palavras, se houvesse um substituto para o ar puro fornecido pelas florestas, por exemplo, seria possível valorá-lo em virtude do preço pago por ele.

O valor dos bens e serviços ambientais pode ser medido pela preferência dos indivíduos por preservá-los. Contudo, os indivíduos só poderão preferir preservar a diversidade biológica e tudo que engloba, se conhecerem os benefícios e vantagens de possuí-la. A complexidade com relação ao valor da biodiversidade está no fato de não se conhecer a grandeza de sua totalidade, nem tampouco sua variedade, levando a atitudes de degradação motivadas pela incerteza e desconhecimento. **(COLOQUEI ESTA PARTE NO CAP.02)** Desta forma, a biodiversidade ou diversidade biológica, representada pela variedade total de espécies da flora e da fauna, atuais ou a serem descobertas, é um recurso ambiental para a qual não há mercado determinado, impossibilitando sua valoração.

Diferentes autores dividem o valor econômico total dos bens ambientais em componentes. Entre tais componentes, está o chamado *valor de quase-opção*, que é a opção de reter agora o uso futuro de um recurso, considerando que haverá desenvolvimento suficiente na ciência e tecnologia para suprir sua complexidade e dependência no futuro. Para a biodiversidade, o valor de quase-opção depende de especulações e estimativas, uma vez que o real valor das espécies animais e vegetais não é conhecido no presente. Pode haver uma disposição a pagar por parte do consumidor que seja menor que o próprio custo de conservar. Para o futuro, devido à incerteza da existência de espécies e irreversibilidade de danos já causados pelo homem, o consumidor decidirá remover ou conservar a diversidade biológica com base em uma cesta disponível

de bens e serviços a fim de maximizar seu bem-estar. O dilema dos consumidores e, em última instância dos países megadiversos, está em tomar a decisão de preservar agora e ter no futuro, ou consumir agora e correr o risco de não ter no futuro.

É exatamente nesta perspectiva que esta dissertação se baseia. As escolhas dos países quanto a crescer ou não crescer estarão condicionadas à amplitude de seu conhecimento. Entretanto, é importante ressaltar que a degradação do meio ambiente não é uma escolha trivial com a qual se deparam as nações. Lélé (1991), resalta que a degradação ambiental é muitas vezes causada pela pobreza, porque os países mais pobres não têm opção senão de explorar os recursos para sua sobrevivência no curto-prazo. O desafio recai, portanto, na sobrevivência no longo prazo. É importante ressaltar que o custo marginal de oportunidade de remover mais diversidade tende a crescer a taxas crescentes (Tisdell, 1999), o que aumenta a incerteza sobre o impacto causado na eliminação de mais espécies.

Kassar e Lasserre (2003) afirmam que em situações de certeza, já que as espécies são perfeitas substitutas, somente uma espécie, a mais conveniente, será necessária para a produção, seja de medicamentos, de genes ou outro fim e todas as outras espécies seriam deixadas sem uso e a pesquisa seria reduzida à aplicação de alguns recursos na produção de um resultado conhecido e com um programa mais barato. Em situações de incerteza, por outro lado, se a redução da diversidade for irreversível, então existe uma justificativa para manter uma espécie no momento sem uso ou de uso desconhecido por que ela pode se tornar importante no futuro.

Neste contexto, esta dissertação tem o objetivo de abordar o estado da ciência e tecnologia (ou estado da arte?) por meio de uma revisão da literatura e organização sistemática de autores sobre o tema na avaliação do papel da

incerteza e da irreversibilidade para a preservação de bens e serviços advindos da biodiversidade, cuja hipótese baseia-se no fato das nações se deparem com a decisão entre se desenvolver no tempo zero [ $T_0$  = presente], e melhorar o bem-estar de sua população agora, mas correr o risco de perder biodiversidade relevante para o futuro, e não se desenvolver (nos mesmos padrões) no tempo zero, mas no tempo um [ $T_1$ =futuro], e preservar a biodiversidade disponível, supondo, portanto, haver um alto valor de quase-opção para os bens e serviços advindos da diversidade biológica. O ponto principal, portanto, é a análise do bem-estar da coletividade sob condições de incerteza e irreversibilidade, ou seja, decidir entre desenvolver e não desenvolver levando em conta os custos e benefícios de preservar e não preservar a biodiversidade. A revisão proposta para que tal hipótese se verifique está dividida em outros cinco capítulos, conforme descrição a seguir.

Após o presente capítulo introdutório, o capítulo 2 contempla o conceito de diversidade biológica ao longo da história, ou seja, como a natureza de tal conceito evoluiu no tempo. As implicações do conceito são abordadas no sentido de inserir a teoria econômica do bem-estar nas escolhas que países realizam para a preservação ou degradação da biodiversidade, assim como sua disposição a pagar pelo uso futuro da biodiversidade. A principal discussão recai sobre a unidade de medida da diversidade biológica a ponto de servir como balizador para que os países tomem suas decisões de preservação ou degradação. Há correntes divergentes entre o número de espécies e as relações entre os diferentes ecossistemas que foram abordadas igualmente.

O capítulo 3 aborda o processo decisório para os comportamentos, escolhas, acordos, medidas e políticas a serem adotadas para decidir entre preservar ou degradar a biodiversidade conhecida ou a conhecer em prol do desenvolvimento. Menciona-se que devem ser considerados fatores (falhas de mercado) como a assimetria de informações (um dos agentes possui informações

privilegiadas) e a natureza dos bens públicos (a biodiversidade não possui valor de mercado). Discute-se igualmente o peso das decisões passadas, pois as escolhas podem ser mudadas devido aos efeitos de decisões anteriores.

Como o **objeto** desta pesquisa é a biodiversidade, o capítulo 4 tem o objetivo de aprofundar o conhecimento sobre seu valor de quase-opção, passando pelas diferenças históricas nesta conceituação (sistematizando artigos desde 1964, quando o termo 'valor de opção' foi conceituado primeiramente até 2005), principalmente quando se fala em biodiversidade, um bem de opção por definição. O conceito de valor econômico total também é abordado, com o fim único de incluir as pormenorizações realizadas por diversos autores sobre seus componentes, voltando às derivações feitas sobre o valor de quase-opção.

O capítulo 5 celebra a principal moldura conceitual da pesquisa, pois engloba o papel da incerteza e da irreversibilidade sobre a preservação de bens ambientais. O objetivo deste capítulo é demonstrar como os autores vêm decisões tomadas associadas a à incerteza e irreversibilidade. Neste aspecto, o princípio da precaução é abordado como medida para evitar danos irreversíveis no processo decisório. O valor da informação oportuna é também motivo de exploração deste capítulo, pois existe um notório desconhecimento (que chamaremos genericamente de incerteza) quanto aos potenciais usos dos bens e serviços advindos da biodiversidade. O papel do capital natural no processo produtivo é analisado com o intuito de demonstrar sua importância como fonte de insumo para a economia e para a sobrevivência dos seres humanos. Devido à falta de propriedade na valoração dos bens ambientais e à possível irreversibilidade de ações degradadoras, o *safe minimum standard* é discutido como critério de conservação para recursos escassos ou insubstituíveis. Por fim, a biodiversidade é tratada em uma dimensão intertemporal a fim de inserir os conceitos de incerteza e irreversibilidade, por causa do descompasso existente entre o momento da obtenção de informações e a tomada de decisão.

Por último, são feitas considerações sobre a análise das correntes de pensamento levantadas e discutidas nos capítulos anteriores, consolidando a agregação do conhecimento ao estado da arte sobre o tema, além de serem sugeridas novas áreas para aprofundamento de estudos.

Além do objetivo proposto nesta dissertação, a intenção é também traçar divisores que levem à melhor decisão para a conservação da biodiversidade por meio da ciência econômica.

## Capítulo 1: Introdução

### Capítulo 2: O conceito de biodiversidade

- 2.1 Evolução histórica do conceito de biodiversidade
- 2.2 Fragilidades conceituais e suas implicações

### Capítulo 3: O conceito de biodiversidade e o processo decisório

- 3.1 Incerteza, assimetria e processo decisório
- 3.2 Políticas públicas e biodiversidade

### Capítulo 4: Economia e biodiversidade

4.1 Conceitos econômicos de valoração ambiental (VET [variáveis], VQO, vários autores – tabela compreensiva)

- 4.2 A disposição a pagar pelo uso futuro da biodiversidade
- 4.3 Evolução histórica do conceito de valor de quase-opção

#### 4.3.1 O Valor de Quase-Opção no Tempo

4.4 Implicações do valor de quase-opção para a conservação da biodiversidade – COLOQUEI TUDO EM UMA TABELA COM 23 ARTIGOS (DE 1964 a 2005, OU SEJA, PERÍODO DE MAIS DE 40 ANOS)

### Capítulo 5: Incerteza, irreversibilidade e economia do meio-ambiente

5.1 Incerteza e economia do meio ambiente (o princípio da precaução e a flexibilidade; o valor da informação na tomada de decisão para a conservação, incerteza sobre os benefícios obtidos com a conservação)

5.2 Irreversibilidade e economia do meio-ambiente (o capital natural no processo produtivo; escassez x conservação dos recursos naturais; *safe minimum standard*; precaução x prevenção; tratamento intertemporal para a biodiversidade)

- 5.3 Diagrama de Incerteza e Irreversibilidade – o caso da biodiversidade

Considerações Finais (desenvolvimento sustentável, implicações para gerações futuras)

## **Capítulo 2: O conceito de biodiversidade e suas implicações**

“A biodiversidade tem *status* de preocupação comum da humanidade”  
Mora *et al*, 1996

### **2.1 Evolução histórica do conceito de biodiversidade**

Segundo o Artigo 2º da Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB (MMA, 2004, p.9), diversidade biológica significa a “variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo a linha da diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas.”

Este conceito de biodiversidade (MMA, 2004, p.9) inclui: “a variedade genética dentro das populações de espécies, a variedade de espécies da flora, da fauna e de microorganismos, a variedade de funções ecológicas desempenhadas pelos organismos dos ecossistemas, a variedade de comunidades, hábitat e ecossistemas formados pelos organismos. Biodiversidade refere-se tanto ao número (riqueza) de diferentes categorias biológicas quanto à abundância relativa (equitabilidade) dessas categorias; inclui variabilidade ao nível local (alfa diversidade), complementaridade biológica entre a hábitat (beta diversidade) e a variabilidade entre paisagens (gama diversidade). Biodiversidade inclui, assim, a totalidade dos recursos vivos, ou biológicos, e dos recursos genéticos, e seus componentes.”

Segundo a Carta da Convenção da Biodiversidade (Unced-CBD, 1992), a riqueza de variedades da vida sobre o planeta formou-se em um processo evolutivo de mais de três e meio bilhões de anos, com modificações da crosta terrestre, eras do gelo e do fogo e da própria interação entre as espécies. Tudo isto vem sendo cada vez mais modificado pela ação humana, a começar pela economia de sobrevivência com a



agricultura, passando pela Revolução Industrial até a mineração. Com o passar dos anos, a população mundial aumentou e os processos tecnológicos foram se aprimorando a fim de garantir o consumo e levando a melhores condições de moradia, saneamento e saúde ao custo da degradação da diversidade biológica. Na Carta, o termo biodiversidade ou diversidade biológica refere-se à variedade de vida sobre a Terra e os padrões naturais que forma. A biodiversidade forma a “teia da vida” com os seres humanos como parte integrante e completamente dependente.

De acordo com Lewinsohn (2001), filósofos e naturalistas gregos e romanos, como Aristóteles e Plínio, já listavam os tipos de organismos conhecidos, tendo criado esquemas de classificação. Durante a chamada “Filosofia Natural”, época em que não havia uma clara separação das várias fontes de conhecimento, tais classificações incipientes tentavam ordenar as espécies conhecidas. O autor relata que, com o surgimento da chamada ciência moderna na Europa (sécs. XVI e XVII), cientistas da História Natural (hoje Biologia e Geologia) tiveram grande interesse na classificação de organismos vivos, o que levou ao aperfeiçoamento de tais classificações por meio de novos estudos, como é o caso, por exemplo, da anatomia microscópica.

Em 1758, Lineu propôs um sistema de classificação que viria a ser a base do atual sistema de classificação de espécies – o *Systema Naturae*, que incluía 5.897 espécies de plantas e animais. Existem estimativas a respeito do número de espécies conhecidas. Lewinsohn e Prado (2000) estimavam perto de 1,7 milhões e Tisdell (1999) 1,4 milhões de espécies conhecidas, incluindo microorganismos. A cada ano descrevem-se novas 13.000 espécies.

Para Mayr (1999), foram Wagner em 1868 com “*Die Darwinische Theorie und des Migrationsgesetz der Organismen*” e Darwin em 1859 com

“*On the Origin of Species*” que atribuíram a freqüência ou mesmo o caráter universal da evolução das espécies, tendo sido adotados por muitos outros cientistas. O autor aponta que a evolução das espécies ocorre de duas formas: a primeira denomina-se dicopátrica - quando uma espécie comum é dividida em duas devido a uma barreira recente, como uma montanha, por exemplo, e as duas metades da espécie começam a mutar até que se tornem espécies distintas; a segunda denomina-se peripátrica - quando uma nova população é estabelecida para além da área de alcance da espécie e esta população isolada com uma quantidade limitada da variação genética das espécies matrizes, juntamente com efeitos seletivos sobre a área isolada, como por exemplo, frio e calor, permitem a rápida evolução da nova espécie.

Allem (2000, p.335) realizou um trabalho de organização sistemática de termos – tais como variação genética e variabilidade genética – que aparecem nos trabalhos de Dobzhansky's *et al* (1977) por exemplo, e os agrupou em tabelas a fim de demonstrar a freqüência com que apareciam nos artigos de renomados cientistas, assim como para demonstrar a falta de precisão e uniformidade dos mesmos. O autor ressalta que alguns termos como ‘biodiversidade’ e ‘desenvolvimento sustentável’ são mais princípios que conceitos, e que, em geral, as definições embasadas em princípios são controversas, enquanto os conceitos lidam com o escopo e abrangência do termo. Nas observações do autor, alguns termos de conservação estão definidos de modo inadequado e isto implica no uso incorreto dos mesmos em documentos oficiais, validados tanto pela comunidade científica quanto por leigos.

Em seu artigo, Allem (2000) realizou uma discussão especial para três termos, que são de especial relevância para o tema central desta dissertação. São eles: ‘recurso genético’, ‘recurso biológico’ e ‘biodiversidade’. Embora os termos tragam divergências em sua

conceituação, seja por meio de imprecisão ou redundância, estes são cada vez mais vistos na comunidade científica e usados por classes políticas.

Para Allem (2000) o termo 'biodiversidade' é um dos termos mais controversos na listas de termos sobre a conservação do meio-ambiente. Diferentes autores associam o termo a seres vivos e ao ambiente abiótico, enquanto outros o associam a algo palpável e contável. É importante mencionar as palavras de Ray (1988 em Allem 2000, p.339), quando diz que a biodiversidade “não é certamente a mera variedade de espécies, como algumas pessoas tendem a acreditar”. É como se houvesse um senso comum a respeito do que fosse a diversidade biológica em termos leigos, mas sabe-se que ainda é preciso muito para que se conceitue de forma completa, uma vez que os biomas abrigam milhões de espécies e organismos que, segundo Allem (2000, p.337), dependem de interações abióticas e de sinergia, sejam para existirem ou para preservar cadeias alimentares.

Entretanto, Allem (2000) afirma que apenas reconhecer que há interações entre espécies e organismos e que há milhões deles não é suficiente para termos uma definição satisfatória de biodiversidade. Nas palavras do autor, ocorre uma 'pressão' para que se volte ao princípio, que se volte a conceituar a “forma, o tamanho, o volume, a textura, a cor, o som e o comportamento das espécies e organismos” para entender a criação e a manutenção da vida diversa. E mais, a visão Darwiniana sobre processos e interações não seria de grande importância para estabelecer um conceito descritivo da biodiversidade. Tal conceito deveria considerar a multiplicidade de formas de vida que populam a biosfera em todas as categorias e classificações.

Allem (2000, p.341) apresenta também uma síntese das diferentes conceituações do termo biodiversidade. Para Wilcox (1982) a diversidade

biológica foi classificada como “a variedade de formas de vida, os papéis ecológicos que desempenham e a diversidade genética que contêm”. Para UNEP (1991) é “a variedade e variabilidade entre organismos vivos e os complexos ecológicos de que fazem parte, incluindo a diversidade dentre as espécies, entre as espécies e ecossistemas”. Na CBD (1992), “significa a variabilidade entre organismos vivos de todas as fontes inclusive, *inter alia*, terrestre, marinha e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; incluindo a diversidade dentre as espécies, entre as espécies e ecossistemas”. Para a WWF (1995), “diversidade biológica refere-se à variedade e variabilidade de organismos vivos e os complexos ecológicos em que ocorrem”. Em 1996, para a UNEP, “o termo ‘diversidade biológica’ é usado para descrever o número e a variedade de organismos vivos no planeta. Define-se em termos de genes, espécies e ecossistemas”.

Segundo Lewinsohn (2001), apesar do termo biodiversidade ter entrado no vocabulário geral há aproximadamente 15 anos, ainda não é uma terminologia bem definida e estabelecida na Ciência. Desta forma, quando se fala em biodiversidade, é preciso que se tracem alguns conceitos iniciais, como, por exemplo, o conceito de evolução.

Para Mayr (1999), as mudanças que ocorreram com o aparecimento da vida sobre o planeta Terra chamam-se simplesmente de ‘evolução’, mas na realidade evolução consiste de muitos processos altamente diversos, que se relacionam basicamente a dois temas principais. Nas palavras de Mayr (1999, p. 372), o primeiro deles é a “aquisição e manutenção da adaptabilidade de cada tipo de organismo ao seu ambiente (nicho) e o segundo é a origem e posterior evolução das várias espécies e organismos”. O autor diz que, de modo simplista, os geneticistas explicam a natureza da adaptabilidade e os naturalistas explicam a diversidade de espécies. Nos anos 1930, depois do esclarecimento sobre a natureza da variação de espécies pelos geneticistas e pelo entendimento dos naturalistas sobre a

natureza e evolução das espécies, nenhuma das duas áreas de concentração se entendia mutuamente, o que teria levado a controvérsias.

Mayr (1999) ressalta que somente em 1937, com a publicação do livro *'Genetics and the Origin of Species'* de Dobzhansky sobre a síntese evolutiva foi que houve um consenso das visões de ambas áreas de estudo. Embora as visões de renomados geneticistas tenham sido muito bem apresentadas, Mayr acreditava que não havia uma apresentação adequada da evolução da biodiversidade na língua inglesa. Em 1942, Mayr publicou em inglês o *'Systematics and the Origin of Species'*, em que mostrou uma extensa revisão do conceito de espécie como uma pré-condição para explicar o processo de evolução das espécies.

Inicialmente, Mayr substituiu o conceito de espécies tipológicas (quando eram consideradas apenas comunidades reprodutoras, aplicando-se somente a organismos que se reproduzem sexualmente) pelo de espécies biológicas. O novo conceito de espécies biológicas de Mayr inclui textualmente que “as espécies são grupos de populações naturais de hibridação real ou potencial que são reproduzivelmente isoladas de outros grupos” (Mayr, 1999, p.372). O mesmo autor afirma que tal conceito não está claramente articulado, mas que tem sido adotado amplamente por naturalistas desde meados do século 19. A importância deste tipo de conceituação permitiu a descoberta da frequência de espécies de mesmo fenótipo<sup>1</sup>, assim como o detalhamento dos diferentes gêneros entre espécies. Descobriu-se também que espécies simpátricas<sup>2</sup> não se hibridizam por causa dos chamados mecanismos de isolamento (barreiras de esterilidade ou comportamentais), que evitam cruzamentos entre populações que pertencem a espécies diferentes. Todas estas inovações levaram a uma

---

<sup>1</sup>“Fenótipo é a característica externa do indivíduo. Resulta da interação do genótipo (conjunto de genes responsáveis pelo fenótipo do indivíduo) com o meio-ambiente”. (Dias, P. Diarone; João, Luiz Carlos “Biologia” Ed. Moderna, 1982, São Paulo, p. 116)

<sup>2</sup> “Espécies simpátricas são espécies diferentes, mas que ocupam o mesmo ambiente, sem barreiras geográficas...o isolamento reprodutivo mantém a identidade das espécies simpátricas”(Dias, P. Diarone; João, Luiz Carlos “Biologia” Ed. Moderna, 1982, São Paulo, p.190)

reconsideração da taxonomia das espécies, uma vez que as espécies não eram mais de um “tipo constante, mas um agregado multidimensional de populações naturais” (Mayr, 1999, p.372). Portanto, a variação geográfica foi determinante para uma melhor conceituação da biodiversidade, pois descobriu-se que a ocorrência de espécies possui dimensões geográficas e temporais, de modo que puderam ser subclassificadas em raças ou subespécies, sem contar a diferenciação que as várias espécies adquirem de suas matrizes por meio de mecanismos de isolamento até que se tornam espécies separadas.

Thomas Lovejoy cunhou o termo *diversidade biológica* em 1980 e E.O. Wilson teria cunhado o termo *biodiversidade* em 1986, em seu relatório para o 1º Fórum Americano sobre Diversidade Biológica organizado pelo National Research Council (NRC) (Wikipedia, 2004), e posterior livro *BioDiversity* (Wilson, 1988), dando popularidade a este nome. Após sua cunhagem, o termo começou a suscitar não somente preocupações quanto às questões de conservação, mas principalmente quanto à sua própria definição.

Em 1997, Reaka-Kudla *et al* editaram o livro *Biodiversity II* que, para Faith (2003), mostrou a notoriedade da terminologia enquanto matéria estudada cientificamente. Callicott (1999 em Faith, 2003) considera que o termo biodiversidade seja um conceito normativo atual para a conservação, mas que lhe falta ainda o caráter de função e composição, para incluir tanto o processo evolutivo quanto a caracterização em subdivisões da diversidade biológica. Faith (2003) salienta o pensamento de Norton (1994), que afirma que nunca haverá uma definição científica objetiva para o termo, com relação a uma unidade de medida, principalmente se levarmos em conta que quanto mais conhecimento se tiver sobre a biodiversidade, há menos probabilidade de haver uma unidade de medida objetiva.

Para Faith (2003), a biodiversidade é a variedade de todas as formas de vida, dos genes às espécies, ao longo da ampla escala de ecossistemas. (Gaston (1996 em Faith, 2003) criou uma lista de definições possíveis para o termo.)

Gaston (1996a, em Heywood e Iriondo (2003) sugere que a biodiversidade é um dos três: um conceito; uma entidade mensurável; ou um construto social ou político. Ressalta-se que, nesta dissertação, a intenção é tratá-la como um conjunto dos três títulos, a fim de lhe imputar maior valor no chamado à conservação para uso futuro.

Ricotta (2005) ressalta os comentários feitos por Hurlbert (1971) sobre o “não-conceito da diversidade de espécies” e por Poole (1974) de que as medidas da diversidade são “respostas para perguntas não formuladas” quando se refere às inúmeras tentativas de conceituação do termo biodiversidade, uma vez que ainda não foram formuladas nem uma definição nem técnicas de medição adequadas.

Ricotta (2005, p.32) considera que o conceito de diversidade biológica tenha passado por uma série de definições, o que a tornou ambígua. Nas palavras do autor, do ponto de vista operacional, a biodiversidade pode ser definida simplesmente como “estatística multivariada de quantificação de diferentes aspectos da estrutura de uma comunidade”.

Sabe-se que a simples estimativa do número de espécies em uma dada região é algo muito superficial, o que levou à alternativa de verificar estatisticamente a distribuição das espécies com relação à sua abundância relativa de modo mais completo (Hengeveld, 1996; Ricotta, 2000 em Ricotta, 2005). O que caracteriza esta distribuição já formulada por autores como Magurran (1988) e Töthmerész (1995) em Ricotta (2005) é a medida da diversidade.

No entanto, no ramo da biologia da conservação houve discordância com relação ao uso da estatística para obter a abundância relativa das espécies e chegar ao conceito de diversidade. Ricotta (2005) salienta que para fins de proteção ambiental de larga escala, em geral não se possuem dados sobre a abundância das espécies e muitas vezes o único dado disponível é mesmo o número de espécies. Além disso, ressalta o autor, se o objetivo final é a conservação, a informação sobre a abundância de espécies não é relevante para o caso especial de organismos antigos, como é o caso dos carvalhos e das orquídeas (Izsak e Papp, 2000).

## **2.2 Fragilidades conceituais e suas implicações**

Há várias definições imprecisas que não atingiram maturidade ou relevância teórica, e as medidas da biodiversidade acabam por quantificar diferentes características da estrutura da comunidade. Citando Solow e Polasky (1994 *in* Ricotta, 2005): “o problema de medir a diversidade pode ser visto como a caracterização de um aspecto da distribuição de pontos no espaço. Este é, portanto, um problema relacionado àqueles da análise multivariada, embora o aspecto de interesse – sabidamente, a diversidade – é algo não-padronizado”. A intenção, por trás da tentativa da criação de índices aglomeradores de vários aspectos de uma comunidade, é poder representá-los em alguns poucos números.

Deste modo, e nas palavras de Ricotta (2005, p.37), “as diferentes medidas da diversidade foram definidas com base em objetivos e motivações diferentes, do ponto de vista operacional, entende-se claramente que suas propriedades básicas podem ser benéficas para a seleção (ou desenvolvimento) de uma série de medidas que servem mais para quantificar uma determinada faceta da comunidade”. Por exemplo, o autor se refere a formulações matemáticas das diferentes medidas da diversidade que



influenciam o sinal e sua possível conexão com o funcionamento da organização de comunidades biológicas.

No que tange à classificação da diversidade biológica, Armsworth *et al* (2003) notam que os ecologistas enfocam-se no nível das espécies, classificando-as segundo a riqueza e a uniformidade.<sup>3</sup> Contudo, a biodiversidade também é classificada no nível das comunidades ou grupos de espécies interagentes. Armsworth *et al* (2003) ressaltam que as abundâncias relativas das espécies e a natureza e a intensidade das interações entre as espécies variam muito entre diferentes comunidades. É exatamente esta diversidade de interações que distingue as espécies em seu *habitat* natural da mesma espécie em um zoológico.

Tokeshi (2002, p.197) aponta que, já que a grande maioria das comunidades consiste de espécies com diferentes tamanhos, seria interessante realizar pesquisa em direção à equivalência de biomassa ao invés de tamanho, a fim de atingir maior entendimento sobre a formação dos processos evolutivos e contemporâneos das comunidades. O autor afirma que para a classificação das espécies não há informações aprofundadas sobre a reprodução das espécies e que, por esta razão, elas têm sido classificadas mais com base em características morfológicas. Embora haja disponibilidade de técnicas moleculares, o autor salienta que ainda predomina a análise morfológica. Contudo, esta situação levou a dúvidas sobre a concordância entre espécies morfológicas e o conceito idealizado a partir da reprodução, ainda mais quando se tenta classificar espécies que ocorrem em localidades geográficas distantes ou separadas, já que não se pode ter certeza de seu processo evolutivo.

---

<sup>3</sup> Entenda-se riqueza (do inglês *richness*) como o número de espécies em uma dada região e uniformidade como o equilíbrio da distribuição de cada espécie na região [Armsworth *et al* (2003, p.116)].

Ricotta (2005) salienta que Vane-Wright *et al.* (1991) foram os primeiros a sugerir que as relações filogenéticas<sup>4</sup> entre espécies deveriam ser quantificadas e não sua abundância relativa. A isto Ricotta (2005, p.33) chamou medida da 'distinção taxonômica', que é baseada na topologia das classificações.

Além do nível organizacional de medição da biodiversidade, existe o nível espacial, uma vez que o número de espécies pode aumentar conforme a região (Armsworth *et al.*, 2003). A escala espacial pode ser tanto a localização geográfica quanto a zona de *habitat*. De acordo com os autores, em todo local biodiverso há que se considerar as diversidades  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ .  $\alpha$  é a diversidade local dentro de cada área, ou a média das medidas locais.  $\beta$  é a mudança na composição das espécies de uma área para outra.  $\gamma$  é a diversidade total medida em todas as áreas consideradas, sendo função de  $\alpha$  e  $\beta$ .

Os padrões temporais e espaciais possuem também um papel importante, pois sua combinação é um aspecto chave para a avaliação das mudanças naturais, tanto em termos evolutivos, quanto da dinâmica ecológica e dos impactos das ações humanas sobre a natureza (Heywood e Iriondo (2003). Mais especificamente, os autores explicam que a avaliação de um objetivo de conservação, de uma tendência ecológica ou distúrbio antropogênico depende inteiramente das escalas temporal e espacial. Deste modo, o objetivo contraditório de conservar uma biota, que é dinâmica e mutante, só pode ser resolvido quando escalas temporais e espaciais estejam estabelecidas (Callicot, 1997 em Heywood e Iriondo (2003, p.327). O autor crê que só se pode permitir impactos sobre o meio-ambiente causados

---

<sup>4</sup> "Relações entre as espécies, ou seja, o conjunto de seres vivos semelhantes nos seus caracteres morfológicos, férteis entre si, dando origem a descendentes semelhantes aos pais" (Dias, P. Diarone; João, Luiz Carlos "Biologia" Ed. Moderna, 1982, São Paulo, p.205 e 206)

pela ação humana se o resultado de tais ações for similar a distúrbios naturais nas escalas temporal e espacial.

Tokeshi (2002) considera que é fundamental que se realizem mais pesquisas acerca da diversidade de espécies em determinadas áreas do globo, para que se possa saber mais a respeito da diversidade biológica, uma vez que uma espécie representa a unidade filogenética mais concreta em termos de evolução. Isto se deve ao fato de que o padrão evolutivo no nível da espécie existe por si só, enquanto os padrões acima do nível de espécies, como gênero, por exemplo, dependeriam de processos ocorridos nas espécies, tendo, assim menor relevância explicativa nas tendências da evolução.

Uma crítica sobre o uso do número de espécies como unidade de medida para a biodiversidade é que não há efeito direto do número de espécies sobre os processos nos ecossistemas, uma vez que se descobriu que os efeitos derivam-se de diferenças funcionais entre as espécies (Diaz e Cabido, 2001 em Ricotta, 2005). Foi sugerido que os ecossistemas mais produtivos, resilientes e resistentes a invasores são aqueles que possuem maior diversidade nas características funcionais (Tilman, 1999; Nystrom e Folke, 2001; Prieur-Richard e Lavorel, 2000; Dukes, 2001 em Ricotta, 2005), o que levaria à substituição dos índices tradicionais de diversidade pelas medidas de diversidade funcional (Hooper, 1998; Fonseca e Ganade, 2001; Naeem e Wright, 2003 em Ricotta, 2005).

É possível medir a diversidade funcional ao agregar espécies em grupos de características similares em uma comunidade para o bom funcionamento do ecossistema. No entanto, Ricotta (2005) ressalta que dos problemas associados a colocar espécies sob determinados grupos, os menos 'rastreadáveis' sejam quando o resultado depende do número e do tipo de características funcionais a serem medidos, pois em geral isto é uma

decisão subjetiva e dependente do objetivo do estudo (Diaz e Cabido, 1997; Pillar, 1999; Fonseca e Ganade, 2001), ou quando as conclusões da diversidade funcional dependem de escalas arbitrárias nas quais as diferenças entre espécies são funcionalmente significativas, dependendo, assim do número de grupos que se encaixam (Petchey e Gaston, 2002).

Ricotta (2005) salienta que uma forma alternativa de quantificar a diversidade diretamente seria a partir da distância funcional entre espécies. Contudo, além dos critérios empíricos extremamente complexos propostos por Mason *et al.* (2003) para esta alternativa, ainda não foi criado um índice significativo com requerimentos estatísticos básicos para tal, uma vez que o autor ressalta que a maioria dos índices não leva em consideração a abundância de cada espécie. O que os índices quantificam de modo geral é o número de espécies (riqueza em dada região), e não a diversidade funcional das espécies, sabendo-se que algumas espécies são muito mais importantes que outras no controle de alguns processos do ecossistema exatamente por causa de sua maior abundância (Diaz e Cabido, 2001; Ricotta, 2003 em Ricotta, 2005).

Rao (1982 em Ricotta, 2005) propôs um índice de diversidade chamado de entropia quadrática, que reflete tanto as relativas abundâncias das espécies como uma medida das distâncias entre as espécies. A entropia quadrática de Rao é a distância média entre dois indivíduos tomados ao acaso. É interessante mencionar que 15 anos depois Ganeshaiah *et al.* (1997) redescobriram a mesma entropia quadrática e lhe deram o nome de “Índice de Avalanche”. O que acontece com a entropia quadrática foi demonstrado por Warwick e Clarke (1995 em Ricotta, 2005), quando mostraram que ocorre uma queda contínua na diversidade taxonômica conforme ocorre maior contaminação do meio-ambiente em uma situação em que a diversidade das espécies permanece constante.

Sabe-se que dados ecológicos são difíceis e dispendiosos de obter e séries históricas de tamanhos e distribuição populacionais não estão disponíveis para todas as espécies, pode-se dizer que o que se sabe hoje sobre a biodiversidade é uma ‘fotografia’ (*snapshot*) do que seja o processo de produção biológica (Armsworth *et al* (2003, p.120), quando o que se precisaria ter seria um filme *quadri*-dimensional. Existem padrões (Armsworth *et al*, 2003) por meio dos quais é possível descrever as espécies. No padrão estático, sabe-se que as espécies agrupadas em comunidades possuem regras previsíveis e regulares (Elton (1933) em Armsworth *et al* (2003).

Entretanto, Armsworth *et al* (2003) apontam que o padrão estático pode ser útil, mas não fornece informações suficientes para a maioria dos estudos econômicos, já que para que se possa ‘prever’ o *status* futuro das espécies é preciso entender os padrões dinâmicos, quando representações de populações são estudadas com as variáveis tempo e espaço. A variabilidade temporal e espacial interagem de modo complexo, segundo os autores, a fim de determinar a dinâmica populacional e da comunidade.

Citando Wilson (1992), Montgomery *et al* (1999, p.17) indagam: “E quantas espécies de organismos existem sobre a terra? Nós não sabemos nem mesmo a mínima escala de grandeza”. Inclusive, de tudo que já se sabe a respeito das espécies, pouco se sabe sobre o tamanho das populações, interação entre *habitats*, parâmetros de vida, características e funções que podem ser valoradas. Montgomery *et al* (1999, p.17) reportaram as concessões específicas que fizeram em seus estudos para incluir o estabelecimento de fronteiras geográficas dentro das quais definiram a biodiversidade, selecionando um sub-conjunto de espécies para representar a diversidade biológica como um todo, mas ignoraram as dependências entre as espécies para especificar as funções de viabilidade e os atributos espaciais de *habitat* para estimar as populações de espécies.

Todavia, Soulé e Mills (1992) observam que a abordagem de conservação de ecossistemas carece de maior consistência tanto quanto a abordagem da conservação de espécies. Os autores afirmam que é necessário compreender muitas questões e processos tanto individualmente quanto coletivamente para que haja uma ação eficaz. Pode ser muito difícil determinar quais áreas preservar, quais espécies e/ou comunidades seriam o alvo inicial e quais ameaças devem ser mitigadas objetivamente. Ora, se ainda nem se consensou o que é efetivamente a biodiversidade e o que pode prover em toda a sua grandeza, não se pode pensar ainda em estratégias de conservação mais acertadas no longo prazo, nem tampouco qual seria a disposição a pagar pela diversidade biológica.

Na falta de dados adequados, a melhor alternativa atualmente disponível é o uso de princípios gerais de ecologia, embora não sejam suficientes para especificar os requisitos na prevenção de mais perda de espécies (Lambeck, 1997 em Heywood e Iriondo, 2003).

Armsworth *et al* (2003) suspeitam não haver uma relação geral ente a biodiversidade e a provisão de serviços por ecossistemas, e que a especificidade da relação depende do serviço em questão. O exemplo dado pelos autores é para os serviços extrativos, como a pesca e a extração de madeira, que dependem diretamente das espécies necessárias e indiretamente das espécies auxiliares. Contudo, tais serviços fornecem pouco incentivo para a proteção de espécies que não contribuam para a produção de biomassa nas espécies alvo. De fato, nas palavras de Hartwick e Oleweiler (1998), e Roughgarden e Armsworth (2001) em Armsworth *et al* (2003, p.127), “pode até haver incentivos para a eliminação de predadores e concorrentes na população alvo. A idéia central é que proteger mais espécies irá garantir à sociedade maior folga contra circunstâncias não previstas. Para exemplificar, os autores mencionam uma sociedade baseada em monocultura, que ficaria vulnerável a perdas catastróficas na provisão de

serviços, por causa da vulnerabilidade de uma única espécie à epidemias, além das preferências de consumidores por determinadas espécies, que podem mudar com o tempo e as espécies que têm baixo valor hoje podem valer muito no futuro. Assim, haveria um benefício a mais em conservar muitas espécies e valores de uso futuro, que poderiam ser cruciais na avaliação de políticas que arriscassem a extinção de certas espécies. Armsworth *et al* (2003) consideram que um gestor social que considere incertezas terá mais sucesso que um outro que creia que o meio-ambiente permanecerá constante (Reed, 1979, 1984; Roughgarden and Armsworth, 2001).

Uma vez que muitos ecossistemas no mundo todo são reduzidos ou modificados devido à atividade econômica, Heywood e Iriondo (2003) crêem que é muito importante para a conservação da biodiversidade que se tenha um melhor entendimento de como os ecossistemas funcionam e quais espécies ou componentes desempenham um papel chave. Na visão dos autores, isto daria um respaldo científico para as medidas de conservação e auxiliaria no melhor uso de esforços e recursos. Contudo, nas palavras dos autores isto também poderia ser uma “faca de dois gumes” (*a two-edged sword*) já que apontaria quais espécies seriam ‘descartáveis’ ou redundantes nos ecossistemas, levando-as à extinção. É preciso mencionar, no entanto, que o fato de uma espécie ser descartável no momento  $T_0$  não significa que no momento  $T_1$  a mesma espécie não possa ter grande valia para a erradicação de uma doença, por exemplo. Estas questões de irreversibilidade e quanto à descartabilidade de espécies serão aprofundadas no Capítulo 5.

## Referências

A evolução do conceito de biodiversidade *Thomas Michael Lewinsohn* - <http://www.comciencia.br> [contato@comciencia.br](mailto:contato@comciencia.br) © 2001 SBPC/Labjor Brasil

An introduction to biodiversity concepts for environmental economists Paul R. Armsworth a,\*, Bruce E. Kendall b, Frank W. Davis *Resource and Energy Economics* 26 (2004) 115–136

AN INTELLECTUAL HISTORY OF ENVIRONMENTAL ECONOMICS David Pearce *Department of Economics, University College London, Gower Street, London, WC1E 6BT, and Department of Environmental Science and Technology, Imperial College*

Global Environmental Change. Vol. 6. No. 2. pp. 177-179. 1996 Published by 1996 Elsevier Science Ltd.

<http://en.wikipedia.org/wiki/Biodiversity>

<http://www.mma.gov.br/port/sbf/index.cfm>

*Journal of Environmental Economics and Management* 38, 1]19 1999 Article ID jeem.1999.1073, available online at <http://rrwww.idealibrary.com> on Pricing Biodiversity<sup>1</sup> Claire A. Montgomery\* Robert A. Pollak Kathryn Freemark Denis White

Plant conservation: old problems, new perspectives Vernon H. Heywooda, José M. Iriondob,\*Centre for Plant Diversity and Systematics, School of Plant Sciences, The University of Reading, Reading RG6 6AS, UK

*Popul Ecol* (2002) 44:189–200 © The Society of Population Ecology and Springer-Verlag Tokyo 2002 Mutsunori Tokeshi · Peter E. Schmid

Niche division and abundance: an evolutionary perspective Received: February 4, 2002 / Accepted: October 25, 2002 [Daniel P. Faith](#) – Biodiversity

POSTSCRIPT Understanding evolution 1999 Elsevier Science Ltd. Ernst Mayr *Alexander Agassiz Professor of Zoology, Global biodiversity priorities*

A cost-effectiveness index for investments Dominic Moran, David Pearce and Anouk Wendelaar 1996 Elsevier Science Ltd



The Environmentalist, 20, 335]341, 2000 Q 2001 Kluwer Academic Publishers. Manufactured in The Netherlands. The terms genetic resource, biological resource, and biodiversity examined ANTONIO C. ALLEM\*  
*Embrapa Recursos Geneticos e Biotecnologia, CP 02372, 70849-970 Brasília, DF, Brazil*

THROUGH THE JUNGLE OF BIOLOGICAL DIVERSITY Carlo Ricotta  
Department of Plant Biology, University of Rome "La Sapienza", Rome, Italy.

UNCED - Secretariat of the Convention on Biological Diversity, April 2000  
ISBN 92-807-1904-1

Lovejoy, T.E. 1994. The quantification of biodiversity: An esoteric quest or a vital component of sustainable development? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences* 345: 81-87.

## **Capítulo 4: Economia e biodiversidade**

*“A conservação da natureza passou de uma filosofia idealista para uma tecnologia séria”*

*J. Harper, 1992*

### **4.1 Conceitos econômicos para valoração ambiental**

Estimar o valor de bens públicos não é algo simples. Os métodos de valoração econômica conhecidos não estão fundados na geração de números, mas buscam respaldo na análise do comportamento humano para gerarem estimativas do valor econômico de recursos ambientais. No que diz respeito ao valor econômico dos bens ambientais, diversos são os autores que buscam conceituá-lo. A seguir, abordaremos alguns destes autores a fim de facilitar a compreensão sobre o tema.

Há tipos de valor intrínsecos ao valor econômico total (VET) para os bens públicos. Segundo Bateman e Turner (1992, apud Nogueira e Medeiros, 1997) o valor dos bens ambientais pode ser medido pela preferência das pessoas por sua conservação, preservação ou utilização, com os indivíduos valorando tais bens em graus diferentes de acordo com seus gostos e preferências. Há uma clara aproximação à teoria do consumidor na ciência econômica, em que cada indivíduo toma decisões sobre a quantidade de bens a consumir com base em sua restrição orçamentária.

O valor econômico total (VET) reflete uma estimativa que engloba os valores mensurados por possuírem mercado e valores não mensurados por não possuírem mercado estabelecido. Dentro dos componentes do VET, os conceitos vão agregando maior intangibilidade com o conceito de valor de existência sendo o mais intangível.

Pearce e Turner (1990, em Nogueira e Medeiros, 1997) apontam que os bens e serviços ambientais são divididos em valor de uso e valor de não-uso. Em Nogueira e Medeiros (1997, p.3) "valor de uso refere-se ao uso afetivo potencial

que o recurso pode prover. O valor de não-uso ou valor intrínseco, ou valor de existência, reflete o valor que reside nos recursos ambientais independentemente de uma relação com seres humanos, de uso efetivo no presente ou de possibilidade de uso no futuro" (Marques e Comune, 1995 em Nogueira e Medeiros, 1997, p.3).

Além disso, o valor de uso é dividido em valor de uso, valor de opção e valor de quase-opção, em que "valor de opção refere-se ao valor da disponibilidade do recurso ambiental para uso futuro. O valor de quase-opção representa o valor de reter as opções de uso futuro do recurso, dada uma hipótese de crescente conhecimento científico, técnico, econômico ou social sobre as possibilidades futuras do recurso ambiental sob investigação" (Nogueira e Medeiros, 1997, p.3). Quanto ao valor de uso da biodiversidade, pode-se citar a reciclagem do carbono, oxigênio e nitrogênio, proteção de lençóis freáticos, mitigação da poluição, combate à erosão do solo, fornecimento de frutas e nozes, estoques genéticos de ecossistemas naturais para a agricultura, ecoturismo, recreação e estética, entre outros. (BCN, 2000)

**Se VET = valor de uso + valor de não-uso, então**

**VET = valor de uso + valor de opção + valor de quase-opção + valor de existência**

Os tipos de valor econômico gerados pela atividade de conservação não podem ser capturados no mercado, o que é uma distorção, um ponto contra a conservação e a favor das atividades econômicas que destroem os recursos biológicos (Pearce e Moran, 1994). Para os autores, a extinção dos recursos biológicos e da diversidade biológica deve-se ainda a forças econômicas. Contudo, afirmam que se as economias mundiais forem racionalmente organizadas, a biodiversidade deverá ter menor valor que as atividades econômicas que levam à sua perda e que várias atividades econômicas destrutivas possuem valor econômico pequeno, portanto, há algo de errado com

as decisões econômicas tomadas já que de algum modo falham na captura do valor econômico que pode ser identificado.

Simpson (1999, p.7) afirma que existe maior probabilidade de preservação da biodiversidade por parte das pessoas ou agentes que a detêm que por parte dos agentes/países distantes. Sua ênfase está no fato de que uma abordagem econômica para a preservação de ecossistemas esteja na tentativa de aumentar a habilidade das pessoas se beneficiarem com tais ações. O autor levanta a questão de que se for descoberto que o valor dado à biodiversidade na realidade não está fundamentado no valor comercial, ou seja, que é até possível que as estratégias atuais de conservação da biodiversidade possam ser percebidas como o interesse de preservar das pessoas (agentes) que controlam os ecossistemas ameaçados, isto retiraria a motivação de países ricos preservarem a biodiversidade existente em países pobres. Somente no longo prazo é que os detentores da diversidade biológica (de países em desenvolvimento) agirão em prol de sua conservação, pois será quando estarão se beneficiando financeiramente de tal atitude de conservar.

Segundo a BCN (2000), apenas 13% das quase 14 milhões de espécies foram descritas por cientistas, o que aumenta a argumentação a favor do valor de quase-opção e de existência da diversidade biológica, ou seja, há potencial de novas descobertas para as áreas de alimentos, medicina etc, a partir das espécies a serem descritas. No entanto, estudos na área de biotecnologia e química combinatória podem ser indicativos de que já esteja ocorrendo uma percepção de que os danos causados a biodiversidade possam não ser recuperáveis e que seu valor de quase-opção possa ser substituído já no presente. A incerteza com relação ao porvir é o divisor e o ponto de questionamento quanto ao valor de quase-opção da biodiversidade.

De fato, Buttel *et al* (1991) apontaram a razão principal para o não uso de produtos advindos da biodiversidade como a dificuldade de obtenção de patentes

industriais para estes produtos, já que os procedimentos de extração de solventes e da química sintética tornaram-se deveras rotineiros e dispensam patentes. Este pensamento faz parte da corrente que reduz o valor de quase opção da biodiversidade e, portanto, de sua disposição a pagar, em que o sociólogo acima citado Frederick Buttel (1991), ressalta que já no início dos anos 80 houve desistência dos laboratórios e órgãos de governo americanos no uso de extratos de plantas como fornecedores primários de princípios ativos para confecção de medicamentos em seus programas de pesquisa e desenvolvimento<sup>1</sup>.

#### **4.2 A disposição a pagar pelo uso futuro da biodiversidade**

Segundo Pearce (1993 em Nogueira e Medeiros, 1997) o meio pelo qual se mensura o valor do bem ambiental é a chamada disposição a pagar pelo bem – DAP, que possui fatores limitantes (renda e padrão de consumo dos consumidores).

A disposição a pagar pelo uso futuro de um bem está intimamente relacionada a seu valor no presente e quanto se sabe a respeito do bem. No caso da biodiversidade, um recurso ambiental gerador de controvérsias desde sua conceituação até sua classificação e disposição, ainda não se pode atribuir assertivas definitivas. Ainda não se sabe se existem, por exemplo, espécies chave que desempenhem um papel mais relevante que outras nos diferentes ecossistemas, mas já se sabe se haverá maiores impactos pela redução de determinadas espécies. Tais fatores influenciam diretamente a disposição a pagar pelo uso futuro da diversidade biológica.

É importante lembrar também que pela própria lei de oferta e demanda, conforme o bem se torne escasso, a tendência é a disposição a pagar por ele

---

<sup>1</sup> Buttel et al (1991, p14): *“by the early 1980s, most pharmaceutical firms had made the decision that the development of new proprietary pharmaceuticals through patentable biotechnology processes was far superior to previous screening techniques and identification of naturally-occurring substances”*

crescer e, na incerteza da oferta no futuro, a disposição a pagar tende a ser alta a fim de tomar a decisão de garantir o bem ou serviço.

Freeman III (1991) menciona a discussão sobre qual seja a medida mais adequada para a mudança no bem-estar das pessoas após a decisão ter sido tomada. O autor aponta para a direção de que a maior parte dos estudos sobre a disposição a pagar tem se focado em saber se os riscos são coletivos ou individuais (quem seriam os ganhadores e os perdedores). Para Freeman III (1991), a questão é mais profunda, pois é preciso levar em consideração os custos da incerteza quando se pensa em valor de opção e a possibilidade de distribuição do risco para o grupo que arca com os custos por meio de esquemas de compensação.

Segundo Freeman III (1991, p.66), a maioria dos estudos, acerca dos custos e benefícios de tomar certa decisão levando em conta a incerteza e quanto as pessoas estariam dispostas a pagar pelos bens, assume que tanto os custos quanto os benefícios vêm da mesma origem e têm o mesmo resultado, mas, como o autor ressalta, a incerteza pode ter múltiplos custos e múltiplos benefícios. Em suma, quando os perdedores se deparam com incerteza sobre os custos, há um potencial para que os ganhadores paguem uma compensação a eles, o que permite que se redistribua o risco entre os perdedores e ganhadores, ou seja, as utilidades de ganhadores e perdedores são afetadas.

Em Flores e Carson (1997), a questão da disposição a pagar (DAP) recai sobre os impactos que as políticas ambientais terão sobre a distribuição da renda, ou ainda, como a renda interfere nas escolhas sociais ou preferências individuais. Os autores também dizem que a DAP será maior ou menor a depender se há processos de escolhas sociais (tornando difícil a ligação com as preferências individuais [utilidade], que por sua vez dependem do nível de renda do indivíduo). É como se as escolhas que as pessoas fizessem enquanto membros de uma comunidade fossem diferentes das que tomam quando são consumidores.

Quando há políticas ambientais, a distribuição dos custos e benefícios pode não ser igual (pode haver perdedores e ganhadores). Para os autores, é comum que os benefícios líquidos de uma política sejam maiores para os indivíduos com mais renda que para os indivíduos com rendas mais baixas.

Esta discussão é pertinente porque, na literatura ambiental, argumenta-se muito que a proteção ambiental favorece os mais ricos de modo desproporcional às custas dos grupos de baixa renda. Supõe-se que o meio-ambiente seja classificado como um “bem de luxo” (elasticidade-renda da demanda maior que 1), ou seja, quanto maior a renda dos indivíduos, mais estarão dispostos a pagar para tê-lo. Para Flores e Carson (1997), a disposição a pagar é, portanto, uma medida constante da utilidade, sendo função das preferências individuais, que são determinadas com base na renda (restrição orçamentária). No caso da diversidade biológica, (em que não se sabe sobre a possibilidade de perfeita substitutabilidade por outros bens públicos), pode-se dizer que a disposição a pagar não é suficiente para aumentar ou diminuir a renda dos indivíduos, mas é possível dizer que a conservação da biodiversidade estará na lista de preferências dos indivíduos com mais renda e, conforme aumente a renda dos menos favorecidos, também esta será incluída. Nas palavras dos autores, os ricos estão dispostos a pagar para ter mais bens (de luxo) que os pobres, mas não necessariamente dispostos a pagar mais pelos mesmos bens.

Huang *et al* (1997) abordam a questão da disposição a pagar quanto aos dados coletados sobre as preferências das pessoas. Os autores argumentam que, em geral, a declaração da disposição é maior que a comprovação no momento em que teriam que valorar quanto pagariam. O que limita a intenção das pessoas a pagarem pelo bem é a renda (restrição orçamentária). Neste sentido, os autores dizem que devemos combinar os dados das preferências declaradas aos dados das preferências comprovadas (se as duas decisões implicarem na mesma mudança comportamental) para que saibamos efetivamente qual é a DAP pelo bem.

O estudo de Huang *et al* (1997) foi feito sobre a DAP da melhoria da qualidade ambiental, com base no número de viagens realizadas para um parque ecológico. O peso que o valor de não-uso teve sobre a DAP total foi superior à metade de todo valor disposto a pagar pelos indivíduos, o que significa que as pessoas estão dispostas a pagar hoje por um bem que terão no futuro.

Segundo Sterner (2003, p.28), o ponto de partida mais comum para que se comece a discutir sobre a prestação ótima de bens públicos é a regra de Samuelson (1954; 1955) que diz que o valor social de um bem é equivalente à combinação de todas as disposições a pagar (ou utilidades) de todos os consumidores daquele bem. Em outras palavras, se todos disfrutam de um bem público igualmente, então o benefício para a sociedade é a soma de todas as utilidades individuais.

O valor dos bens e serviços ambientais pode, portanto, ser medido pela preferência dos indivíduos por preservá-los. Contudo, os indivíduos só poderão preferir preservar a diversidade biológica e tudo que ela engloba se conhecerem os benefícios e vantagens de possuí-la. A complexidade com relação ao valor da biodiversidade está no fato de não se conhecer a grandeza de sua totalidade, nem tampouco sua variedade, levando a atitudes de degradação motivadas pela incerteza e desconhecimento. Não se sabe o valor das espécies da diversidade biológica no futuro, ou seja, existe grande incerteza. Isso pode levar a uma disposição a pagar por parte do consumidor menor que o próprio custo de conservar a diversidade biológica.

Além disso, os custos ambientais dos indivíduos menos favorecidos possuem peso menor que dos ricos, que tendem a ter maior disposição a pagar por bens e serviços ambientais, já que sua "lista" de preferências é mais bem atendida que a dos menos favorecidos. Lopez (1995) relembra o fato do meio-ambiente ser um "bem de luxo" – ou seja, conforme a renda aumenta os consumidores tendem a consumir mais deste bem – ou seja, com o aumento da renda, as pessoas possuem uma disposição



a pagar maior por ele. De fato, demandam uma quantidade maior de amenidades ambientais e uma melhora nos recursos naturais, como é o caso da biodiversidade.

Ora, já que a disposição a pagar é medida pela lista de preferência das pessoas pelo bem, é preciso que as pessoas conheçam o bem em questão. O atingimento do bem-estar social seria o objetivo dos países com sua lista de preferências para disporem da diversidade biológica. Para Pearce (2002), a análise das políticas e projetos de conservação motivados pelas preferências e disposição a pagar dos países foi criada por Dupuit no século XIX. O critério de compensação de Kaldor-Hicks estabelece que as políticas justificam-se porque os 'ganhadores' compensam os 'perdedores', de modo que os perdedores não estariam em situação pior que antes e os ganhadores ainda teriam benefício líquido. Uma vez que haja compensação, ninguém piora sua situação, atingindo, assim, o ponto ótimo de Pareto no atingimento do bem-estar social. O autor considera que a medida adequada do bem-estar é o Produto Nacional Líquido (PNL) e não o PIB (Produto Interno Bruto) porque a depreciação do capital não contribui para o bem-estar, uma vez que só substitui bens depreciados. Em 1976, Weitzman mostrou que o consumo do período somando ao investimento – se mantido constante e levado a valor presente – é igual ao valor presente do consumo ótimo.

Pearce (2002, p.60) aponta que, em princípio, o valor econômico dado aos bens ambientais deve ser considerado para que se possa efetivar uma decisão por uma política ou projeto, inclusive o valor dado por não-usuários do bem. Neste aspecto, pode-se fazer uma analogia com países com pouca ou nenhuma diversidade biológica dispostos a pagar pela biodiversidade dos países megadiversos. O autor ressalta que o “não-uso” ou “uso passivo” pode ser tanto importante quanto controverso quando se aplicam listas de preferência na prática. A motivação por trás da disposição a pagar, como altruísmo, cortesia, preocupação com gerações futuras, estão entre as razões para que a disposição a pagar seja maior, na visão do autor.

Os valores de não-uso incluem escolhas atuais para uso no futuro, independentemente se a opção for exercida ou não, os chamados valor de opção ou de quase-opção. Pearce (2002) ressalta que o valor de não-uso não tem caráter comportamental, por esta razão não aparece facilmente nas estimativas de demanda pelos ativos ambientais, mas aponta também que o valor de não-uso é muito importante para a análise econômica de bens ambientais raros de alguma forma.

Desta maneira, a questão da disposição a pagar pelo uso futuro da biodiversidade se traduz em ações de conservação e Heywood e Iriondo (2003) apontam que muitos dos problemas das ações e políticas de conservação têm relação com as escalas temporal e espacial. Como exemplo, quanto a programas de financiamento de pesquisas ou ação para a conservação, que dependem muito de decisões políticas, os autores citam o tempo necessário para pesquisar o processo evolutivo de uma espécie ameaçada de extinção, ou implementar um plano de recuperação para uma determinada espécie. [Maxted (2003 em Heywood e Iriondo, 2003) aponta as áreas de proteção europeias como maneiras de conservar eficientemente recursos genéticos e identificar problemas na conservação *in situ* de recursos chaves naquele continente].

Em termos de escolhas sociais, Armsworth *et al* (2003) questionam o quê os consumidores valorariam na biodiversidade. Ao se considerar que a diversidade biológica possui valor social (gera benefícios à sociedade), seria importante preservar o maior número de espécies possível, mas ao se considerar que há outros valores sociais mais relevantes, sua preservação seria dispensável. Partindo do princípio que os ecossistemas fornecem serviços à sociedade, tais como purificação da água em nascentes, prevenção da erosão do solo e seqüestro de carbono, além de serviços como o ecoturismo, a biodiversidade deveria ser conservada até o ponto em que fosse um investimento de rentabilidade quando comparado a outros investimentos não-verdes na economia (Swanson, 1994). Deste modo, é como se os serviços prestados ditassem o que conservar e quanto se estaria disposto a pagar pelo uso futuro da diversidade preservada. Neste aspecto, os autores salientam que a gestão

dos serviços provavelmente favoreceria a proteção de ativos naturais localizados próximo a áreas urbanas, e teriam menos incentivos para a proteção de áreas mais distantes.

#### 4.3 Evolução histórica do conceito de valor de quase-opção

A tabela abaixo apresenta um apanhado das considerações de diferentes autores ao longo do tempo a respeito do conceito de valor de opção e de sua derivação em *valor de quase-opção* como concebido por Arrow-Fisher-Henry em 1974<sup>2</sup>: “quando o desenvolvimento do solo for tanto indivisível quanto irreversível, o proprietário da terra que não considera a possibilidade de buscar novas informações sobre os efeitos de tal desenvolvimento irá invariavelmente subestimar os benefícios da preservação e assim tenderá a decidir pelo desenvolvimento ao invés da preservação”. Ainda que alguns autores não tenham abordado o tema biodiversidade diretamente, a analogia é válida, pois os estudos aqui analisados referem-se a bens ambientais, de caráter similar.

Autor / Ano	Implicações Gerais
Weisbrod (1964)	Primeiro autor a conceituar o termo “valor de opção”, do qual se derivou o <i>valor de quase-opção</i> . A questão principal é saber se o valor de opção representa um novo benefício ou se é o próprio conceito de benefício visto sob outro aspecto.
Cichetti e Freeman (1971)	Os autores aprofundaram o estudo sobre o valor de opção e o definiram como um ágio do risco (risk premium), em um paralelo na área de finanças para determinação da aversão ao risco em investimentos.
Henry (1974)	O autor contestou a definição de valor de opção de Cichetti e Freeman (1971), que vinha sendo aceita por economistas até então como uma das formas para o valor de opção, mas demonstrou que poderia ser positivo, negativo ou zero, mesmo com consumidores avessos ao risco.
Krutilla e Fisher (1974)	Os autores decidiram chamar de “ <i>valor de quase-opção</i> ” o valor que não era um ágio do risco, mas o valor extra de escolher ou não seguir adiante com atitudes irreversíveis, contanto que haja nova informação sobre os resultados do uso de decisões alternativas no futuro.

<sup>2</sup> Arrow, K.J., Fisher, A.C., 1974. Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88, 312–319 e Henry, C., 1974. Option values in the economics of irreplaceable assets. *Review of Economic Studies* 41, 89–104

Arrow e Fisher (1974)	Este é o documento do qual se derivou e o conceito de valor de quase-opção, como é conhecido e estudado na atualidade. As premissas são de que existe irreversibilidade de desenvolvimento e os benefícios líquidos futuros esperados dependem dos benefícios realizados no presente. É similar à aversão ao risco, ou seja, uma redução no valor esperado dos benefícios futuros pode levar a um menor desenvolvimento em um tempo futuro. Os autores argumentam que é melhor investir mais em um período futuro por causa do não investimento no passado que suportar os custos e efeitos irreversíveis depois que o desenvolvimento tenha sido a decisão ao invés da preservação.
Conrad (1980)	Para o autor, o valor de quase-opção é equivalente ao valor esperado da informação e o valor de opção é igual ao valor da informação perfeita. Ou seja, quando uma ação irreversível é retardada, o indivíduo pode esperar rever suas probabilidades, como se tivesse uma informação 'imperfeita' em suas mãos para então tomar sua decisão.
Walsh <i>et al</i> (1984)	Os autores apostavam que os valores de não uso também deveriam ser considerados nas análises de custo-benefício para a tomada de decisão. Inclusive, para os autores, a disposição a pagar é dividida em demanda de opção, de existência e de herança ( <i>bequest</i> ), no sentido de que as pessoas estariam dispostas a pagar pela preservação de recursos naturais e tais deveriam ser incluídos nos procedimentos para estimar o valor dos benefícios, o que traria uma nova visão para a análise de custos e benefícios, pois os benefícios ainda por se descobrir (VQO) seriam adicionados nas estimativas.
Smith (1984)	Na mesma linha de raciocínio de Walsh <i>et al</i> (1984), o autor aponta que os benefícios advindos do valor de não-uso a partir de decisões de alocação parecem ser um fator importante para a estimativa dos benefícios totais. O autor chama o valor de opção de uma das partes mais aceitas que compõem tais benefícios. A medida correta do benefício em situações de incerteza está nas instituições disponíveis ao indivíduo para diversificar seu risco. O limite fornecido permite que seja feita uma estimativa intuitiva dos possíveis valores de opção sem levar em conta o aspecto temporal, mas o autor afirma que a associação entre o valor de opção e o excedente do consumidor esperado será diferente dependendo do tipo de recurso em questão.
Haneman (1987)	O autor examinou o conceito de Arrow-Fisher-Henry e analisou suas propriedades incluindo a relação ao valor da informação e os efeitos da incerteza sobre o futuro e as consequências irreversíveis do desenvolvimento. O autor mostra que o valor de opção é diferente, mas limitado pelo valor da informação durante o processo decisório. O autor ainda levanta a tese de que quando os níveis de desenvolvimento ocorrem em um contínuo, as opções não são somente desenvolver ou não desenvolver.
Paddock <i>et al</i> (1988)	Os autores usam a teoria do valor de opção para desenvolver uma nova abordagem na valoração de arrendamentos de petróleo em alto-mar. É interessante comparar sua abordagem com a teoria do valor de quase-opção, pois o uso de técnicas comuns de fluxos de caixa para a tomada de decisão

	não é suficiente para bens com valor de quase-opção elevado, já que a firma de prospecção de petróleo, por exemplo, não pode esperar indefinidamente para iniciar suas atividade de exploração e desenvolvimento.
Dixit e Pyndick (1994)	Quando falam em valor de quase-opção, os autores afirmam existir irreversibilidade e possibilidade de retardar uma decisão. É importante ressaltar que quando se aplica o valor presente líquido (como em caso de estudos de viabilidade de projetos) para a tomada de decisão, tais características não são levadas em consideração, mas não se pode desconsiderá-las para o caso dos bens ambientais, cuja natureza impõe que se analisem tais fatos.
Schimmelpfennig (1995)	Os bens ambientais objeto da análise do autor são a energia e a mudança climática, mas o raciocínio serve para bens como a biodiversidade. O autor diz que os tomadores de decisão recebem respaldo da literatura financeira para decidirem quando seja a melhor hora de desenvolver substitutos para combustíveis fósseis com base na tecnologia de energia renovável. O autor também salienta que esta questão se torna ainda mais relevante quando o assunto é a mudança climática. Supondo que a informação seja revelada com o tempo e que as novas tecnologias levariam muito tempo para se desenvolver, as fontes alternativas de energia renovável seriam mais atrativas se fosse usado o valor presente líquido (que ignora o valor de opção). Nas palavras do autor, o valor de opção representa o valor da flexibilidade de usar ou descartar novas tecnologias.
McConnel (1997)	O valor de existência pode ser definido amplamente como a disposição a pagar do indivíduo para preservar um recurso ao qual não há uso atual ou planos para uso futuro. O autor enfoca sua análise nos motivos que levam a esta disposição ser maior ou menor. Os motivos vão desde a preocupação com a ordem natural até o altruísmo, que é o desejo de preservar recursos naturais por que fornecem serviços que melhoram o bem-estar de outros. O autor aborda o altruísmo como a causa principal e resalta o documento de Krutilla sobre a possibilidade das pessoas estarem dispostas a pagar por recursos que não usariam. O mais interessante é que existe consenso que o valor de existência é medido pela disposição a pagar pela preservação, proteção ou melhoria de recursos para os quais não haja uso pessoal.
Coggins e Ramezani (1998)	Nas palavras dos autores, o valor de quase-opção é o valor do direito de atrasar uma decisão na presença de incerteza e irreversibilidade. Os autores ressaltam que a análise de valor presente líquido não deveria ser usada para auxiliar a tomada de decisão em problemas dinâmicos como é o caso de bens ambientais. Os autores demonstram que este direito de atrasar a decisão tem valor e que é o mesmo valor de quase-opção de Arrow and Fisher (1974). Os autores usam métodos de finanças para derivar o valor de quase-opção em um modelo de dados discretos, que permite evitar o erro comum de combinar uma taxa de desconto sem levar em conta o risco do projeto.
Basilli (1998)	O autor aponta o valor de quase-opção como um conceito intertemporal usado para dar respaldo ao processo decisório de problemas ambientais. Embora

	<p>seja importante na tomada de decisão intertemporal, seu papel na avaliação de decisões de investimento não havia sido considerado até que Arrow e Fisher (1974) e Henry (1974a e 1974b) introduziram o conceito de valor de quase-opção. O autor cria o valor de <i>opção-h</i> em adição ao valor de quase-opção na tentativa de adicionar informações imprecisas ou um grau de incerteza forte em certas ocasiões. Na verdade, o tomador de decisão se depara com o valor de <i>opção-h</i> que representa um ganho quando é capaz de conhecer conseqüências futuras (agregar mais informações) de ações irreversíveis.</p>
Ha-Duong (1998)	<p>A autora afirma que nas questões de mudança climática, o risco da irreversibilidade ambiental por causa de políticas de não preservação deve ser equilibrado com o risco do investimento por causa de políticas de muita precaução. A autora define um valor de opção para uma política precaucionária de mudança climática, por meio de um modelo simples de tomada de decisão para demonstrar como o valor de opção se relaciona com o valor da informação futura e descobre que, na maioria das vezes, a irreversibilidade ambiental predomina sobre a irreversibilidade do investimento.</p>
Bayon <i>et al</i> (2000)	<p>Os autores começam afirmando que o financiamento para a conservação e para o uso sustentável da biodiversidade é um grande desafio em que há baixo valor financeiro e apoio político. Em uma análise da América Latina e do Caribe (considerados locais megadiversos), os autores exploram a “vantagem comparativa” da região, que pode servir comercialmente para seus detentores, mas que devem levar em conta seu uso sustentável e, portanto, seu valor de quase-opção deve ser alto para que isto aconteça.</p>
Forsyth (2000)	<p>Em suas palavras, o valor de quase-opção é o valor adicional obtido quando a opção de esperar para tomar a decisão foi completamente integrada no processo decisório. A autora usa a teoria do valor de opção para decidir entre preservar ou não uma área de floresta nativa. O argumento principal é que se for feito um investimento irreversível, não será mais possível ter o direito de desistir de dada decisão ou tomar uma decisão alternativa (considerando novas informações), então a decisão de fazer um investimento irreversível tem um custo de oportunidade que deve ser considerado se existe um desejo de avliar corretamente o investimento.</p>
Bosetti e Messina (2001)	<p>As autoras abordam o problema ambiental do uso do solo e a tomada de decisão para o investimento, lembrando que é preciso haver flexibilidade para que se possa lidar com a irreversibilidade. A base de seu estudo é o trabalho de 1998 de Coggins e Ramezani, incluindo a incerteza econômica e ambiental e o valor de quase-opção para que seja possível decidir entre desenvolver ou conservar.</p>
Pearce (2002)	<p>O autor reconhece que a economia do meio-ambiente mudou a maneira como via a análise de custo benefício depois de Krutilla e Fisher (1974). A questão é que para a tomada de decisão em projetos com efeitos irreversíveis, como é o caso de inundações para a construção hidrelétricas, parecia não haver</p>

	<p>justificativa suficiente para arcar com a perda permanente do recurso ambiental se os benefícios (geração de eletricidade) seriam aferidos durante um curto espaço de tempo (dado o ritmo das mudanças tecnológicas). O próprio Krutilla em 1967 já havia sugerido a inclusão de valores de não-uso de bens ambientais como parte dos custos de oportunidade do desenvolvimento.</p>
Kassar e Lasserre (2003)	<p>Neste artigo, a biodiversidade é vista como substituível, em uma visão de opção real, uma vez que a perda da diversidade biológica é irreversível e existe incerteza nos valores de uso futuro. Os autores reconhecem que a possibilidade de substitutabilidade de espécies reduz o valor da biodiversidade, mas demonstram que a flexibilidade nesta substitutabilidade é uma fonte de valor, usando um modelo homogêneo de duas espécies.</p>
Mensink e Requate (2005)	<p>Os autores afirmam que quando Fisher (2000) igualou o conceito de valor de quase-opção de Arrow, Fisher, Hanemann e Henry ao de Dixit e Pindyck, ele estava incorrendo em erro. Sua sugestão é a de que o valor de opção de Dixit e Pindyck está decomposto em dois componentes, sendo um o valor de quase-opção de Arrow, Fisher, Hanemann e Henry (que inclui o valor de obter novas informações e que inclui o valor de esperar independente da incerteza). Os autores dizem que o valor de quase-opção de Dixit e Pindyck corresponde ao valor da informação (que seria o de Arrow, Fisher, Henry e Hanneman) além do puro valor adiar a decisão que existe mesmo na ausência de incerteza.</p>
Batabyal e Yoo (2005)	<p>O artigo analisa duas situações para a tomada de decisão no uso do solo. Na primeira, a decisão de desenvolver não pode esperar e na segunda pode. Os autores concluem que o tempo representa uma restrição importante na tomada de decisão. A conclusão é que o valor de quase-opção do solo tem um papel fundamental na tomada de decisão, assim como se é possível ou não esperar para decidir desenvolver em um tempo futuro.</p>

A fim de trazer mais luz sobre o debate, vejamos alguns itens que merecem maior discussão dentre os autores acima compilados.

Nos achados de Schimmelpfening (1995) sobre alternativas eficientes de energia, não há indicação de que o desenvolvimento de eficiência energética para a mudança climática sempre deva vir primeiro. Só deve ocorrer desenvolvimento se os custos totais forem menores com o desenvolvimento do que sem, quando se considera a possibilidade de informações futuras. Na verdade, algumas tecnologias que poderiam ser desenvolvidas hoje em dia devem ser baratas ou devem se pagar devido aos custos menores. Freeman (1991) ressalta que o não desenvolvimento de tecnologias até que se resolva a questão da incerteza,

poderia criar o valor de opção. O valor de opção é o valor da flexibilidade criada e somente por meio da alocação de fundos para a pesquisa e desenvolvimento e tecnologias alternativas e renováveis é que existe a opção de usar ou ignorar o bem no futuro.

Com relação à discussão sobre o altruísmo, McConnel (1997), afirma que ao estender a análise de custo-benefício ao uso passivo (o altruísmo é a forma/motivo de manifestação) parece favorecer a preservação. Quando os altruístas consideram o bem-estar de seus pares, então o valor de opção será alto. O ideal, como ressalta o autor, é que os altruístas dêem valor para o bem-estar de um grupo de usuários desconhecidos com níveis de bem-estar desconhecido, para que os altruístas não pesem a quantidade de serviços disponíveis nem os níveis de consumo.

Já em Basili (1998), que introduziu o valor de opção-h intertemporal, o objetivo era resolver os problemas do processo decisório em questões ambientais com o conceito de Arrow, Fisher e Henry, toda a vez que um indivíduo tivesse poucas informações, ou incerteza forte. Sob grande incerteza e irreversibilidade, o tomador de decisão enfrenta este valor de opção-h, que é um ágio incerto da preservação, que representa o ganho de ser capaz de obter mais informações a respeito de ações irreversíveis. O valor de opção-h é um fator de correção e não permite reduzir o processo de tomada de decisão dinâmica a um processo onde o tempo não seja considerado e prossegue o autor *"portanto, sempre que decisões de desenvolvimento envolverem a degradação de recursos naturais e danos severos ao meio ambiente, políticas mais conservadoras podem ser induzidas a considerar a atitude perante a incerteza forte."* (Basili, 1998, p.8)

Para Coggins e Ramezani (1998) a opção de atrasar uma decisão irreversível pode ter valor, mas tal valor não deve ser medido usando métodos de dados discretos como é o caso do valor presente líquido, que não leva em consideração as dimensões temporais advindas de dados contínuos, típicos de



problemas ambientais. O valor de opção é o valor do direito de atrasar a decisão e tal valor precisa ser reconhecido e mensurado realistamente.

Apesar de Ha-Duong (1998) não ter aprofundado nos efeitos da aversão ao risco e da possibilidade de novas informações no processo decisório, o valor de opção foi definido como “a variação do valor esperado de informações futuras”. A autora reconhece que o seu modelo de tomada de decisão é geral e poderia ser usado juntamente com outros modelos integrados de avaliação, mas a incerteza e a irreversibilidade têm um efeito importante sobre a escolha da melhor política ambiental e seus achados confirmam que a manutenção da flexibilidade é um dos objetivos de dita política além da redução dos custos e da mitigação de mudanças ao clima.

Bayon *et al* (2000) crêem que para que se minimizem os efeitos sobre a biodiversidade, deve haver critérios ambientais rigorosos quando se decide sobre as atividades de desenvolvimento. Os autores reconhecem que haverá perda futura da diversidade biológica e que isto é inevitável, mas a definição de prioridades e diretrizes claras poderia minimizá-la. Os autores citam a experiência do Banco Mundial com os procedimentos de avaliação da biodiversidade e os estudos de avaliação de impacto em geral, que podem não somente identificar os problemas a ser evitados, mas também as oportunidades para conservação e melhoria da biodiversidade.

Pearce (2002, p.58) comenta que o atraso na decisão gera mais informação, o que permite melhores decisões. “Uma vez que o contexto da maioria ds decisões implica em incertezas e a incerteza etá impregnada em nosso conhecimento sobre o meio-ambiente e como se auto-sustenta, existe um valor a ser atribuído à conservação além e acima de todas as considerações feitas anteriormente. over and above all the previous considerations”. O valor de a-use-opção é o valor da informação ganha por causa do atraso em tomar uma decisão irreversível.

Kassar e Lasserre (2003) avaliam a biodiversidade sob a perspectiva de que há opções reais com a substitutabilidade dos recursos em uso, que a redução da biodiversidade é irreversível e que o valor de uso futuro é incerto. Os autores demonstram que a flexibilidade associada à substitutabilidade é uma fonte de valor e que existe uma correlação entre o valor de uma espécie e o valor de outras espécies. Uma espécie terá um valor que tende a se mover na direção oposta conforme a espécie em uso agregue maior valor a partir da maior probabilidade de substituição, o que faz com que o valor da espécie em uso diminua.

A principal preocupação de Kassar e Lasserre (2003, p.859) é verificar se o fato de um bem ser substituído por outro necessariamente reduz a disposição a pagar por sua conservação ou se, ao contrário, isto pode ser uma fonte de valor. Em outras palavras, sendo a substitutabilidade perfeita a habilidade de fornecer o mesmo serviço ou resultado, os autores dizem que “mesmo dentro de uma série de espécies perfeitamente substituíveis, a diversidade, que é a presença de várias espécies perfeitamente substituíveis, pode gerar valor se houver incerteza sobre quais espécies melhor supririam as necessidades do futuro”.

Batabyal e Yoo (2005) concluem em seu estudo que quanto mais tempo se demore para desenvolver uma região, menores serão os benefícios para o proprietário da terra. Isto se dá porque quanto mais terra há para ser desenvolvida, mais esforço de desenvolvimento será preciso. Depois, quanto mais tempo sobrar para o desenvolvimento (quanto mais ofertas o proprietário receber), menos terra haverá para desenvolver. Contudo, dado que o número de ofertas não segue um padrão, ocorre ao acaso e tem uma certa probabilidade de ocorrer, o ideal seria analisar a questão sob o ponto de vista de que a probabilidade não é fixa, uma vez que sabemos que na vida real existe incerteza e as decisões por vezes não podem ser divididas ao longo do tempo.

### **Referências Bibliográficas**

Arrow, K.J., Fisher, A.C., 1974. **Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility.** Quarterly Journal of Economics 88, 312–319

Henry, C., 1974. **Option values in the economics of irreplaceable assets.** Review of Economic Studies 41, 89–104

BCN (Biodiversity Conservation Network). **“Why Should we Care About Biodiversity?”** Facts on the Foundation of Life, 2000. pp.1-4

BUTTEL, Frederick H., SUNDERLIN, William D., BELSKY, Jill M. **“Balancing Biodiversity and Human Welfare”** UNRISD, October 1991, Geneva, Switzerland, pp.1-25

FARIA, Ricardo Coelho e Jorge Madeira NOGUEIRA. **“Método de Valoração Contingente; Aspectos Teóricos e Testes Empíricos.”** Caderno de Pesquisas em Desenvolvimento Agrícola e Economia do Meio Ambiente No. 004 (Brasília: Departamento de Economia, Universidade de Brasília, NEPAMA, Agosto de 1998), 22p.

NOGUEIRA, Jorge M. e Marcelino A. A. de MEDEIROS. **“Quanto vale aquilo que não tem valor? Valor de existência, economia e meio ambiente”.** XXV Encontro Brasileiro de Economia (ANPEC). Recife, dezembro, 1997, 20p.

NOGUEIRA, Jorge M., Marcelino A.A de MEDEIROS e Flávia S.T. de ARRUDA. **“Valoração Econômica do Meio Ambiente: Ciência ou Empiricismo”.** Cadernos de Ciência e Tecnologia, V. 17, No. 2, 2000, pp. 81-115.

PEARCE, David e MORAN, Dominic. **“The Economic Value of Biodiversity”** The Biodiversity Economics Library, 1994. pp.1-225.

SIMPSON, David. **“The Price of Biodiversity”** Issues in Science and technology, Spring 1999, pp.1-8.

SWANSON, Timothy **“The Theory and Practice of Transferring Development Rights: The Institutions for Contracting for Biodiversity”**, Cambridge University and CSERGE, 1995, pp 1-17

TISDELL, Clem. **“Biodiversity, Conservation and Sustainable Development. Principles and Practices with Asia Examples”** (Reino Unido e Estados Unidos:Edward Elgar, 1999), Capítulo 3, pp. 25-33.

JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ECONOMICS AND MANAGEMENT **An Arbitrage-Free Approach to Quasi-Option Value** Jay S. Coggins *Department of Applied Economics, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota 55108* and **Cyrus A. Ramezani** February 9, 1998

**A Bound for Option Value**

Smith, V. Kerry. **Land Economics**. Madison: Aug 1984. Vol.60, Iss. 3; pg. 292, 5 pgs

**Valuing Option, Existence, and Bequest Demands for Wilderness**

Walsh, Richard G., Loomis, John B., Gillman, Richard A. **Land Economics**. Madison: Feb 1984. Vol.60, Iss. 1; pg. 14, 16 pgs

**Information and the concept of option value**

**W. Michael Hanemann**

Department of Agricultural and Resource Economics, University of California, Berkeley, California 94720, USA Received 18 March 1986; Revised 3 September 1987. Available online 28 July 2004.

Schimmelpfening, David **The option value of renewable energy The case of climate change**, (1995), *Energy Economics*. Vol. 17, No. 4, pp. 311 - 317, 1995 Elsevier Science Ltd Printed in Great Britain.

Ha-Duong, Minh **Quasi-option value and climate policy choices**, (1998), *Energy Economics* 20 1998 599-620

Bayon, Ricardo Bayon J. Steven Lovink, Wouter J. Veening, **Financing Biodiversity Conservation**, (2000), Inter-American Development Bank Washington, D. C. Sustainable Development Department Technical Papers Series, Cataloging-in-Publication provided by Inter-American Development Bank Felipe Herrera Library

Bosetti e Messina (2001), **Quasi Option Value and Irreversible Choices**, Fondazione Eni Enrico Mattei - ETA – Economic Theory and Applications

Weisbrod, B.A. 1964. **Collective-consumption services of individual-consumption goods**. *Quarterly Journal of Economics* 78: 471-477.

Walsh, R.G., J.B. Loomis, and R.A. Gillman. 1984. **Valuing option, existence, and bequest demands for wilderness**. *Land Economics* 60: 14-19.

Smith, V.K. and J.V. Krutilla. 1979. **Endangered species, irreversibilities, and uncertainty: A comment**. *American Journal of Agricultural Economics* 61(3): 371-375.

Paddock, J.L., D.R. Siegel, and J.L. Smith. 1988. **Option valuation of claims on real assets**: The case of offshore petroleum leases. *Quarterly Journal of Economics* 103(3): 479-508.

**An introduction to biodiversity concepts for environmental economists** Paul R. Armsworth a,\*, Bruce E. Kendall b, Frank W. Davis Resource and Energy Economics 26 (2004) 115–136

Hanemann, M.W. 1989. **Information and the concept of option value**. *Journal of Environmental Economics and Management* 16: 23-37.

Fisher, A.C. and J.V. Krutilla. 1985. Economics of nature preservation. In *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, 1, A.V. Kneese and J.L. Sweeney (eds.). Amsterdam: Elsevier Science Publishers. 165-189.

\_\_\_\_\_. and M. Hanemann. 1986. Option value and the extinction of species. In *Advances in Applied Microeconomics*, Vol. 4, V.K. Smith (ed.). Greenwich: JAI Press.

\_\_\_\_\_, J.V. Krutilla, and C.J. Cicchetti. 1972. The economics of environmental preservation: A theoretical and empirical analysis. *The American Economic Review* 62: 605-619.

Dixit and R. Pindyck. 1994. *Investment Under Uncertainty*. Princeton: Princeton University Press.

Conrad, J.M. 1980. Quasi-option value and the expected value of information. *Quarterly Journal of Economics* 94(4): 813-820.

Cooperrider, A.Y. 1994. Saving nature's legacy. *Defenders* 69(3): 17-24.

Bishop, R.C. 1982. Option value: An exposition and extension. *Land Economics* 58(1): 1-15.

KASSAR, Ilhem e LASSERRE, Pierre. "Species preservation and biodiversity value: a real options approach" *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 2004, Elsevier, pp. 857–879

FORSYTH, Margaret. "On estimating the option value of preserving a wilderness area" Wilfrid Laurier University, Canadian Economics Association, 2000, pp.413-434.

BASILI, Marcello. "Quasi-option value and hard uncertainty" *Environment and Development Economics* 3, 1998, Cambridge University Press , pp. 417–423.

Freeman, A. Myrick, III **Welfare Measurement and the Benefit-Cost Analysis of Projects Affecting Risks** *Southern Economic Journal*; Jul 1991; 58, 1; ABI/INFORM Global

K. E. MCCONNELL **Does Altruism Undermine Existence Value?** September 22, 1995, JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ECONOMICS AND MANAGEMENT

Amitrajeet A. Batabyal\*, Seung Jick Yoo **Indivisibility and divisibility in land development over time and under uncertainty\*** *Journal of Environmental Management* 76 (2005)

Paul Mensink, Till Requate **The Dixit–Pindyck and the Arrow–Fisher–Hanemann–Henry option values are not equivalent: a note on Fisher (2000)**, *Resource and Energy Economics* 27 (2005) 83–88

**Weisbrod, B.A.** 1964. Collective-consumption services of individual-consumption goods. *Quarterly Journal of Economics* 78: 471-477.

## **Capítulo 5: Incerteza, irreversibilidade e economia do meio-ambiente**

*"Viver é assumir riscos"*

*Richard C. Bishop*

A questão do risco, da incerteza, da irreversibilidade e da falta de informação são pautas recorrentes quando se fala em biodiversidade. Devido ao desconhecimento sobre os potenciais usos dos bens e serviços advindos da diversidade biológica, o princípio da precaução é invocado para que se evitem danos irreversíveis, de tal modo que para a maximização do bem-estar social, o processo decisório para a melhor política a adotar leve em consideração a incerteza, a irreversibilidade e a nova informação.

### **5.1 Incerteza e economia do meio ambiente**

A fim de mitigar o risco no processo decisório intra e entre países e em questões de relevância econômica como é o caso dos bens ambientais, Patê-Cornell (2002) afirma que a magnitude da incerteza e da irreversibilidade é importante para a alocação ótima de recursos. A autora delineou alguns elementos que considera mínimos para evitar o risco, a incerteza e a irreversibilidade.

Tais elementos englobam: 1) uma base legal sólida a fim de permitir um claro entendimento dos custos e benefícios para a sociedade e para os indivíduos quando for o caso de reduzir a biodiversidade, por exemplo; 2) um sistema de monitoramento, que permita a detecção precoce de problemas crônicos e ameaças à vida selvagem, por exemplo; 3) um sistema de informação e de comunicação, que inclua uma análise do risco e divulgação sobre as incertezas e suposições; 4) um critério efetivo para a seleção de especialistas e de agregação de opiniões mistas a respeito do bem público em questão; 5) um processo de revisão pela população antes de tomada a decisão; 6) um critério de decisão claro,

mas flexível bastante para refletir o desejo da sociedade e as implicações econômicas; 7) um mecanismo de resolução de conflitos adequado, onde as partes sejam ouvidas antes de tomada a decisão; 8) um mecanismo de retroalimentação a fim de respaldar decisões e nortear políticas futuras (Patê-Cornell (2002, p.637).

Armsworth *et al* (2004) afirmam que existem muitas limitações e incertezas nas abordagens de planejamento da conservação. Por exemplo, os programas de conservação raramente especificam explicitamente os resultados ecológicos esperados, como a manutenção ou recuperação de serviços advindos de ecossistemas ou alcance de um certo nível de proteção ou probabilidade de persistência de espécies.

Inclusive, Margules e Pressey (2000, in Armsworth *et al* 2004) apontam que é preciso haver clareza sobre o propósito e os objetivos para a conservação para seja possível priorizar a pesquisa e a prática de tais esforços. Os autores apontam que uma incerteza advinda da conservação é que a proteção de padrões atuais da biodiversidade não contempla diretamente as mudanças na distribuição e abundância por causa da mudança climática, uso do solo, e espécies exóticas invasivas, ou seja, é preciso haver um planejamento que inclua variáveis explícitas quanto a mudanças sociais e ambientais.

Armsworth *et al* (2004) também apontam que a conservação da biodiversidade 'inevitavelmente' (em suas palavras) competem com outros desejos sociais pelo desenvolvimento do solo e da água e da recreação, mas as análises da conservação raramente consideram os *tradeoffs* ou as várias metas em um plano integrado.

Falando em *tradeoffs*, Chavas e Mullarkey (2002) ressaltam que a incerteza e a irreversibilidade estão presentes nas decisões tanto privadas quanto públicas com relação a preços, renda, tecnologia, qualidade do meio ambiente, saúde etc.



O artigo seminal de Weisbrod (1964), nas palavras de Chavas e Mullarkey (2002, p.23), contribuiu para a evolução do pensamento do papel da incerteza e irreversibilidade sobre a análise do bem-estar, o que melhora a habilidade dos economistas de comunicarem a importância do risco (incerteza) na avaliação de projetos para os tomadores de decisão. Os autores lembram que a valoração da incerteza foi iniciada por Weisbrod, quando conceituava o ‘valor de opção’<sup>1</sup>, sobre as consequências de eliminarmos espécies e não sabermos os resultados desta ação no futuro. No artigo de Weisbrod (1964, p.473), o objetivo era diferenciar bens públicos de privados, levando em conta a disposição a pagar das pessoas pelo uso de um parque, mesmo que nunca efetivamente o fizessem. É interessante a comparação feita por Weisbrod neste sentido, pois ele cita diferentes temas a começar pelo seguro de carro que pagamos e podemos nunca usar, mas pagamos por saber que, se precisarmos, estaremos cobertos. O outro exemplo diz respeito aos hospitais, que permanecem em funcionamento (com valor de opção de *stand-by*) independentemente de o usarmos individualmente. Porém, como nós podemos medir esta incerteza de não saber se e quando precisaremos de algum bem ou serviço?

Ninh, Hermes e Lanjouw (2004) afirmam que para se medir a incerteza é preciso que se façam projeções, mas os dados para tais projeções precisam ser confiáveis. Brown (2004) ressalta que é preciso que se indague sobre o que já se sabe (em que o conhecimento e as reflexões sobre o ‘status’ do conhecimento varia de pesquisador para pesquisador), e como os dados surgiram (em que o conhecimento e a incerteza estão intimamente relacionados com a tradição da pesquisa e da prática) (Redclift, 1998 *in* Brown, 2004).

Brown (2004) salienta que as tradições e práticas da pesquisa acabaram por serem ofuscadas pelo desejo de apresentar a pesquisa dentro de uma estrutura de ‘ciência pura’, a fim de dar respaldo à racionalidade sob condições de incerteza, o que remove uma série de efeitos prováveis quando da apresentação

---

<sup>1</sup> Vide discussão e análise no Capítulo 4 desta dissertação.

dos resultados. É importante ressaltar também este aspecto da incerteza, pois as pesquisas são um dos caminhos para a sua mitigação.

O chamado determinismo ambiental foi demonstrado nas falhas de modelagens feitas nas ciências biológicas nos últimos anos, em que as incertezas das previsões dos modelos não eram corretamente avaliadas ou documentadas (Beven 2000; Harremoës *et al.* 2002 *in* Brown, 2004). O que ocorre na tradição da ciência ocidental, diz Brown (2004), é que existe um viés cultural, mas toda pesquisa precisa ser realizada para dar respaldo à formulação de políticas, onde se possam agregar perspectivas sociais e físicas sobre os problemas ambientais. No entanto, a dita 'ciência normal' tem limites quanto a isto. O autor salienta que a pesquisa relevante para a formulação de políticas vem recheada de interesses múltiplos, (Winstanley *et al.* 1998), incertezas paralisantes (Myers 1993; Dovers and Norton 1994; Handmer *et al.* 2001) e muita desigualdade (Harvey 1996; IPCC 2001).

A incerteza científica tem suas origens no reconhecimento de que a ciência não tem resposta para todos os fenômenos, que nem sempre inspira confiança e que nos últimos anos tem havido um forte debate a respeito da importância de avaliar e comunicar as incertezas presentes na pesquisa científica (Funtowicz e Ravetz 1990; Costanza *et al.* 1992; Dovers e Handmer 1995; Handmer *et al.* 2001; Peat 2002 *in* Brown, 2004). Tal ênfase na incerteza pode estar um pouco relacionada às mudanças de atitude em relação à ciência, já que os limites do conhecimento científico vêm sendo mais e mais debatidos ao longo dos anos.

Para Brown (2004, p.370) a incerteza é caracterizada pela “*expressão de nossa incapacidade de resolver uma questão única e causal na teoria ou na prática; é como se a incerteza fosse a expressão da confiança sobre o valor do conhecimento, tanto como cientistas individuais ou em grupos*”. O autor afirma que a incerteza sobre o meio ambiente ocorre porque parece mais complexo que nossas abstrações e simplificações, porque é muito variável para que capturemos

de uma só maneira, porque é muito grande e está interligado, o que nos impede de observar o todo de uma só vez, porque não é transparente e óbvio e porque não temos a capacidade de observá-lo sem interagir com ele. Nas palavras de Brown (2004, p.371), “*a incerteza surge porque sabemos que o meio-ambiente é complexo, variável, grande e opaco demais para que jamais o compreendamos por inteiro de uma só vez ou nem mesmo partes dele*”.

Deste modo, a incerteza surge no momento em que se tenta achar uma resposta para um problema e é influenciada por temas verdadeiros, mas também é produto de processos sociais efetivos e da maneira como tais processos se apresentam. Brown (2004) diz que na ciência natural, a incerteza raramente é vista como um produto da interação das pessoas com o mundo material; na verdade, a incerteza varia de acordo com a intenção das pessoas. Neste sentido, há um contraste com a ciência social, em que os processos de obtenção de mais conhecimento são considerados relevantes. Portanto, Brown (2004, p.371) conclui que a incerteza não é somente um produto do *quê* pensamos, mas também *como* pensamos (estrutura do raciocínio, argumentos lógicos e a fé) e o *quê* já sabemos e compreendemos (interpretação coletiva e individual do mundo e a capacidade de aprender).

Em outras palavras, Brown (2004) menciona que quando tentamos prever o comportamento ambiental, a escolha de modelos com base na causa e não no efeito, não deveria ter limitações práticas, mas deveria refletir o fato de que modelos que se baseiam na causa dos fatos são incongruentes com a aceitação da incerteza sobre sistemas ambientais. Para o autor, antes de avaliarmos a incerteza científica, é importante considerar os diferentes tipos de conhecimento imperfeito na ciência e considerar o propósito de se avaliar a incerteza na pesquisa científica.

### **5.1.1 A ciência e o conhecimento imperfeito**

A incerteza está para a biodiversidade assim como um livro está para uma criança que não sabe ler. Há muito por descobrir, mas já há um fascínio intrínseco e a possibilidade de desvendar seus 'segredos'. O conhecimento imperfeito só permite à criança ver as ilustrações do livro. Brown (2004) fala deste conhecimento imperfeito que varia de *ignorância* (falta de consciência sobre o conhecimento imperfeito e a incerteza) a um *estado de confiança* sobre o conhecimento (onde a consciência do que não existe e o ato de ignorar são ambos estados do conhecimento).

Na mesma linha de raciocínio, Asselt e Rotmans (1996) afirmam que as pessoas, em geral, e os tomadores de decisão, em particular, sempre buscam mitigar as incertezas do futuro (que é incerto por natureza e imprevisível) para que possam desenvolver estratégias sustentáveis. Um dos papéis da ciência, salientam os autores, foi e será respaldar os tomadores de decisão por meio de cenários do futuro de nosso planeta e da humanidade. Assim como Brown (2004), Asselt e Rotmans (1996) afirmam que os cientistas enfrentam cada vez mais complexidade em suas pesquisas. As mudanças globais de hoje não são mais como os problemas científicos do passado.

A degradação da biodiversidade, vista como um problema, encaixa-se perfeitamente nas razões dadas por Asselt e Rotmans (1996) para haver mais complexidade científica hoje que antes. Os autores dizem que os problemas são universais em escala e de impacto no longo prazo, os dados disponíveis lamentavelmente são inadequados e os fenômenos (novos, complexos e variáveis) não são bem compreendidos.

As pesquisas científicas da atualidade lidam com a incerteza todo o tempo e tentam caminhos para resolvê-la, ao invés de aceitar sua ocorrência (Asselt e Rotmans, 1996). A análise da incerteza, para os autores, ocorre por três razões principais que são o acúmulo de incertezas, os diferentes tipos e fontes de incerteza e as formulações abstratas que muitas vezes escondem as maiores

incertezas. As fontes de incerteza vão desde a variação estatística, imprecisão lingüística, aproximação, variabilidade, subjetividade e discordância entre especialistas. Todas estas razões parecem ter sido feitas para o tratamento que é dado à diversidade biológica. No capítulo 2 desta dissertação discutimos o grande debate a respeito da falta de uniformidade para o conceito de biodiversidade, o que já demonstra a dificuldade de tratamento de um bem ambiental ainda não totalmente conhecido e permeado de incertezas.

Para Asselt e Rotmans (1996) além do problema da falta de conhecimento acerca do passado e do presente do mundo, existe uma incerteza inerente com relação ao comportamento de adaptação dos sistemas humano e natural, que ocorre devido ao que chamam de *surpresas*, mas ainda não há um método adequado para analisar a incerteza e as várias perspectivas associadas de modo sistemático. Deste modo, há pouca ou nenhuma esperança para as pesquisas sobre a biodiversidade, mas gostamos mais de pensar que a criança que não sabe ler ainda poderá aprender que pensar que jamais aprenderá.

Os métodos atuais de análise da incerteza, dizem Asselt e Rotmans (1996), não fornecem indicações aos tomadores de decisão a respeito da magnitude e das fontes subjacentes às incertezas e não conseguem traduzir as incertezas em conceitos mais claros como o risco, que é uma noção que se enreda em experiências, práticas e necessidades dos tomadores de decisão. Resta ainda a questão da subjetividade e da discordância entre os especialistas, que ensejam várias perspectivas diferentes. Se o consenso não é alcançado, pode ser que a visão da realidade esteja equivocada. A incerteza não é mais um conceito teórico puramente científico, mas é uma noção que pode ser utilmente aplicada pelos tomadores de decisão. Os autores ressaltam que é válido desenvolver estratégias/políticas que sejam robustas para enfrentar a incerteza. Em Asselt e Rotmans (1996, p.155) *“o futuro permanecerá incerto e as imagens do futuro permanecerão, portanto, subjetivas e dependentes de perspectiva. Assim, os cientistas que exploram futuros desenvolvimentos devem pensar em termos da*

*'gestão' da incerteza, ao invés de sua solução definitiva, e lidar com uma gama de perspectivas como uma de suas tarefas principais".*

Conforme discutido por Johnson (2003) não se sabe se as pessoas não se dão conta dos riscos que correm porque não lhes é bem informado ou se lhes falta maior conhecimento. Gollier e Treich (2003) apontam os estudos feitos na psicologia sobre esta questão. As pessoas têm problemas como as probabilidades e costumam usar regras gerais que são úteis, mas enganadoras. Além disso, a presença de incerteza científica exacerba as percepções erradas das pessoas, então, suas escolhas de consumo podem não ser ótimas.

Gollier e Treich (2003) apontam que é na presença de alta incerteza científica que deve haver intervenção governamental, porque pesquisas (paradoxo de Ellsberg) mostram que as pessoas são mais sensíveis ao que os autores chamam de ambigüidade do risco, ou seja, se há mis de um risco envolvido, as pessoas tenderão a acreditar no pior deles. Por esta razão, o governo pode intervir corrigindo os vieses de comportamento da população em termos de suas escolhas.

Outro ponto importante e igualmente mencionando anteriormente é a agregação e comunicação da informação. Gollier e Treich (2003) apontam que a incerteza científica atrapalha a gestão do risco e os procedimentos de comunicação do risco. O que os autores questionam é como comparar duas conclusões científicas diferentes e como os formuladores de política podem passar a mensagem ao público de que duas teorias científicas são contraditórias. Gollier e Treich (2003) salientam que talvez seja melhor desenvolver medidas de comando e controle e depois apresentar as informações para as pessoas. Os autores ressaltam que isto pode funcionar uma vez que haja algum interesse pessoal dos cientistas para que desenvolvam pesquisas que levem a recomendações de políticas e os formuladores de política poderiam se apoiar mais na teoria científica que atingisse seus objetivos.

Há uma outra implicação do que expusemos acima. Gollier e Treich (2003) apontam que a incerteza científica, portanto, tem efeitos sobre o risco político. A incerteza científica pode gerar um fenômeno típico da demagogia política. O que ocorre é que, dada a complexidade dos problemas científicos, o público em geral pode estar menos informado que os políticos sobre algum risco efetivo. Então, Gollier e Treich (2003) mencionam que os políticos com carreiras sólidas põem preferir políticas de risco que o público creia que sejam boas ao invés de escolher as que efetivamente são boas para a população e isto costuma ocorrer com riscos de longo prazo, por os riscos cujos resultados só aparecerão em um futuro distante. Então, a influência política juntamente com o conhecimento imperfeito do risco pela população levará ao regulador a se distanciar da maximização do bem-estar social.

Maskin and Tirole (2000 *in* Gollier e Treich, 2003) descrevem um modelo de ineficiência política. Os autores citam mudanças na constituição para que se gerem mais incentivos no processo decisório para a regulação do risco. É importante fazer com que os políticos se conscientizem de suas responsabilidades pelas decisões que tomam sob condições de incerteza. Gollier e Treich (2003) dizem que é importante reconhecer que as discussões sobre a formulação de políticas de regulação do risco não diz respeito somente aos especialistas, políticos e empresários. A aceitação da população deve ser considerada. Cada vez mais, a população conhece os limites da do conhecimento científico.

### **5.1.1 Nova informação, flexibilidade e o princípio da precaução**

Chavas e Mullarkey (2002) estudaram a incerteza temporal, ou seja, a que pode ser mitigada se houver mais aprendizado (informações) sobre o futuro. E, embora, diferentes autores tenham se focado no papel da flexibilidade e da irreversibilidade no nível social, os autores ressaltam a relevância de se considerar a valoração individual e suas implicações para o bem-estar da coletividade, que

podem resultar irreversíveis apesar das escolhas sociais poderem ser revertidas ao se adquirir mais informação.

Quando se consideram as decisões futuras, o processo de aquisição de informação para a tomada de decisão tem um valor maior em um modelo temporal se no período inicial a decisão tomada for reversível. Caso contrário, se a escolha for irreversível, as decisões futuras não mais respondem a novas informações.

Chavas e Mullarkey (2002) ressaltam que, com relação à análise dos custos e benefícios da informação, o desafio permanece em tentar flexibilizar as tomadas de decisão, mantendo um número alto de contingências.

Esta flexibilidade é expressa por Basili (1998) como uma característica de decisões antecipadas em uma cadeia seqüencial que permite que o tomador de decisão possa oportunizar as informações recebidas ao longo do tempo. Segundo o autor, o tomador de decisão pode não receber informações suficientes por haver uma descrição desatualizada do mundo (incerteza forte) ou por ignorar completamente o conjunto de eventos futuros possíveis.

Em Basili (1998), o tomador de decisão possui uma lista de escolhas para o futuro (função de utilidade) que tenta maximizar de acordo com a utilidade esperada de cada bem ambiental. Quando se consideram as decisões futuras, o processo de aquisição de informação para a tomada de decisão tem um valor maior em um modelo temporal se no período inicial a decisão tomada for reversível. Caso contrário, se a escolha for irreversível, as decisões futuras não mais respondem a novas informações. Basili (1998) aponta a flexibilidade para oportunizar as informações no futuro, maximizando a lista de escolhas sociais, como o caminho para reduzir a incerteza e prevenir a irreversibilidade. Problemas dinâmicos como os dos bens ambientais devem considerar a flexibilidade para poderem incluir a irreversibilidade e incerteza.



O *valor de opção-h intertemporal* de Basili (1998, p.423) é uma generalização da noção do valor de quase-opção, mas leva em consideração a incerteza forte. Quando existem atos irreversíveis, incerteza forte e aprendizado, sempre existe o *valor de opção-h*. Para o autor, tal valor representa um fator de correção que deve ser introduzido na avaliação do valor econômico total das ações ambientalmente viáveis, uma vez que, em se tratando de meio-ambiente, existe incerteza forte e a irreversibilidade pode ter repercussões graves.

### 5.1.2 O princípio da precaução

Farrow (2004) também analisa a flexibilidade, argumentando que é possível retardar a decisão até haver mais informações, diminuindo a incerteza<sup>2</sup> e prevenindo a irreversibilidade. Em seu artigo, o autor realiza um debate entre a avaliação do risco e a gestão do risco no uso da Análise de Custo Benefício (ACB) para a escolha de política pública e leva a crer que os critérios econômicos da gestão do risco seguem o chamado Princípio da Precaução (Princípio 15 da Declaração sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento da Conferência Rio 1992<sup>3</sup>)

Stewart (2002 in Farrow, 2004, p. 728) identifica quatro categorias do Princípio da Precaução (PP), indo da mais fraca a mais forte. Na primeira, a ação pode ser tomada controlando as atividades que gerem risco. Na segunda, existe uma margem de segurança do princípio com um limite que não permite efeitos adversos. Na terceira, usa-se a melhor tecnologia disponível (BAT) a fim de reverter o ônus da prova para que os proponentes de uma atividade socialmente significativa e arriscada provem serem desnecessárias as estratégias de controle da atividade. Na quarta e última, existe a proibição de adotar uma atividade a menos que não haja qualquer risco. Com grande incerteza e falta de informação, estas 4 categorias não se aplicam.

---

<sup>2</sup> Em grande parte da literatura, as palavras *incerteza e risco* são usadas com significado semelhante, devido à origem dos termos na literatura financeira, mas mais à frente neste capítulo traçaremos uma diferença.

<sup>3</sup> Farrow (2004, p.727) "...tal princípio deve ser amplamente adotado pelos Países e de acordo com suas capacidades, especialmente onde haja perigo de irreversibilidade e falta de certeza científica, que não devem ser impeditivos para a prevenção da degradação ambiental"

Farrow (2004) aponta que quando existem condições de incerteza, flexibilidade para a tomada de decisão (possibilidade de retardar o processo) e um compromisso irreversível (onde não se possa voltar atrás na atividade), diz-se que a decisão possui características de uma opção. O tomador de decisão pode retardar sua ação até obter mais informações e evitar o compromisso irreversível. O tomador espera o melhor momento para se comprometer, momento em que os benefícios sejam grandes o suficiente para superar os custos de abrir mão de esperar por mais informações.

Neste caso, podemos entender o desmatamento de uma área como o suposto melhor momento para a agricultura poder gerar renda na região. Contudo, considerando que não haja informações completas sobre os potenciais benefícios da floresta para o futuro e sobre os danos irreversíveis que serão causados, o tomador de decisão pode retardar o processo e aguardar para que a incerteza seja mitigada, preservando a área indefinidamente. Em Farrow (2004, p.731), *“conforme aumenta a incerteza e quando há a presença de irreversibilidade, também aumenta o grau de precaução”*.

Ainda sobre comportamentos precavidos, Johnson (2003) fez um estudo acerca da resposta das pessoas à informação quantitativa sobre a incerteza nas estimativas de risco em quatro fábricas no centro de Nova Jersey. As perguntas da pesquisa sobre a incerteza diziam respeito aos riscos e benefícios industriais e sobre os limites do governo para emitir e controlar os níveis de poluentes, inclusive com cenários de contaminação da água.

Johnson (2003) relata que 68% dos respondentes eram homens, tinham idade média de 49 anos, a maioria com ensino secundário ou superior, 17% falavam mais de um idioma, 83% eram brancos. Apesar da maioria estar preocupada com os riscos causados pelas atividades da indústria (como liberação e acidentes com químicos, mal-cheiro), não tinha certeza dos riscos de fatalidades. A percepção do risco de vida era menor. O autor menciona que,

devido à falta de pesquisa empírica na área, ainda falta clareza se a incerteza é algo independente da comunicação do risco, ou se as atitudes perante o risco simplesmente refletem outras atitudes, tais como se alguém pode controlar os riscos ou se confia na fonte incerta de informação. Novamente fazendo uma analogia com o meio-ambiente, podemos pensar que a falta de informação precisa acerca dos riscos da degradação, pode levar as nações não estarem certas de suas decisões, o que poderia levar a um comportamento precavido.

Gollier e Treich (2003) vêem que o princípio da precaução serviu de base para um novo padrão regulatório na presença de incerteza científica. Os autores analisaram o vínculo entre a irreversibilidade e a possibilidade de obter mais informações ao longo do tempo.

Analisando a crise da carne (vaca-louca) na Europa e os debates sobre manipulações genéticas, Gollier e Treich (2003) constatam que o princípio da precaução cada vez mais é invocado em questões de proteção ambiental e de saúde pública. A premissa básica do princípio da precaução é que não se deve esperar por uma “evidencia conclusiva” do risco para colocar em prática medidas de controle a fim de proteger o meio-ambiente ou os consumidores.

Contudo, Gollier e Treich (2003) relatam falta de homogeneização sobre qual seja, de fato, a interpretação do princípio. Do lado mais extremista, existe a necessidade de haver provas plenas de segurança antes das inovações ocorrerem. Os autores ressaltam que as várias interpretações do princípio da precaução têm levado a discussões na arena internacional entre os Estados Unidos e a União Européia, e citam a carne com hormônios como exemplo.

A questão principal é como gerenciar o risco dadas as condições de conhecimento científico imperfeito. Gollier e Treich (2003) dizem que de modo intuitivo, é preferível adiar esforços de prevenção até que mais evidência científica respalde a existência do risco alto. Além desta ‘inércia’ ligada aos processos físicos, dizem os autores, há tipos mais radicais de irreversibilidade, cujos

exemplos são a doença de Creutzfeldt-Jakob (por comer a carne da vaca-louca). Outros exemplos de irreversibilidade dados pelos autores englobam a perda de espécies animais devido à mudança climática ou a difusão de espécies geneticamente modificadas.

Para Gollier e Treich (2003), existe um outro tipo de irreversibilidade advinda do tempo necessário para a adaptação do sistema sócio-econômico. Com grandes mudanças na rotatividade do capital, há mais custos e mais tempo se leva para desenvolver substitutos de baixo custo para poluentes, por exemplo. Este tempo a mais leva a complicações e mudanças de ordem técnica, na demografia e nos padrões de consumo. Assim como vários outros autores, Gollier e Treich (2003) afirmam haver um alto grau de incerteza na previsão de eventos como os acima citados.

Por exemplo, os cientistas desconhecem como as 'vacas-loucas' se infectaram e por quanto tempo a doença fica incubada em humanos. Como resultado deste desconhecimento, as estimativas de vítimas humanas no Reino Unido vão de 100 (cem) a mais de 100.000 (cem mil) – uma diferença a ser considerada quando da formulação da política de saúde pública para lidar com o problema. Gollier e Treich (2003) falam dos debates acerca do aquecimento global ou do fenômeno *El Nino*, onde a complexidade é parte dominante do problema, em que as interações entre a atmosfera, as nuvens, os oceanos e o gelo polar ainda não estão totalmente compreendidas na ciência.

Gollier e Treich (2003) citam o IPCC (1995) que estimou que com a duplicação da concentração de dióxido de carbono na atmosfera, o aumento da temperatura ficará entre +1,8° C e +5,4° C, o que representa uma incerteza científica considerável. No entanto, os autores, apesar dos exemplos de incerteza, apontam que há um alto potencial para resolvê-la, porque há pesquisas feitas sobre os novos riscos.

O processo decisório relacionado a novos riscos ambientais ou tecnológicos deve considerar características importantes do problema, conforme Gollier e Treich (2003) ressaltam: longo prazo, externalidades, irreversibilidades possíveis (físicas e sócio-econômicas), grandes incertezas e progresso científico no futuro. Os autores enfatizam a necessidade de se desenvolver uma abordagem dinâmica para a efetivação de estratégias. Mais uma vez, e conforme discutido no capítulo 2 desta dissertação, temas como o meio-ambiente, cuja história se escreve no tempo, não podem ser tratados com modelos estáticos ou estacionários, eles exigem modelagens dinâmicas.

Nas palavras de Gollier e Treich (2003, p. 80), *“há a necessidade de identificar estratégias ótimas de curto-prazo em face das incertezas de longo-prazo”*. Os autores crêem que tais estratégias permitiriam responder a novas informações com correções intermediárias. Ainda citando o IPCC (1995) *“o desafio não é encontrar a melhor política hoje para os próximos dez anos, mas escolher uma estratégia prudente e flexível e ajustá-la ao longo do tempo”*. É por este motivo que o princípio da precaução é aplicado, ao invés de esperar ocorrer, toma-se uma atitude precavida.

Gollier e Treich (2003) apontam as origens do princípio da precaução no início dos anos 1970 na Alemanha. Depois disto, o princípio invadiu conferências e permeia acordos e políticas, como o Tratado de Maastricht e a Eco-1992 no Rio de Janeiro.

Para Gollier e Treich (2003), a mensagem do princípio da precaução é clara: o progresso científico não justifica o atraso nas medidas preventivas que evitem a degradação ambiental. Os autores apontam seu escopo/abrangência como sendo muito mais amplo e factível para que se regulem as questões de proteção da saúde humana, animal ou vegetal (CEC, 2000 *in* Gollier e Treich, 2003). Godard (1997, *in* Gollier e Treich, 2003) crê que o princípio é bem sólido para respaldar o processo decisório sob condições de incerteza.

Isto é o que Gollier e Treich (2003) chamam de *irreversibilidade de escolha*. Significa que uma ação irreversível, tal como o desenvolvimento de uma área silvestre leva a uma posição mais inflexível que deixar a área sem desenvolver-se hoje e ter a escolha de desenvolver ou preservar amanhã. Esta escolha é, portanto, irreversível, pois reduz o conjunto de escolhas para o futuro. Os autores apontam que a incerteza científica é diferente dos riscos naturais devido ao fato de que a incerteza científica pode ser resolvida ao longo do tempo, pelo menos parcialmente. Gollier e Treich (2003) afirmam que é comum fazermos uma diferenciação entre risco (representado por uma distribuição de probabilidade objetiva) e incerteza (que não se relaciona a qualquer estimativa estatística precisa), o que nos faz reconhecer que a incerteza não ocorre independentemente do conhecimento e não é um conceito estático. Conforme haja mais acúmulo de informação e conhecimento, a incerteza pode se resolver, pelo menos parcialmente.

Para Gollier e Treich (2003) a incerteza científica está na base do princípio da precaução. Os autores afirmam que o princípio da precaução é mais aceito quando há mais incerteza científica no curto prazo e, portanto, é mais sensato sermos mais prudentes no processo decisório, o que significa que a incerteza científica leva ao desenvolvimento de atividades mitigadoras do risco no curto prazo.

Gollier, Weikard e Wesseler (2004) crêem na importância de considerarmos as incertezas quando da formulação de políticas ambientais, mas também crêem na importância da nova informação. Os autores citam o caso de *Ulf Moslener* e *Andreas Lange* quando da introdução de uma nova tecnologia (mais limpa) para substituir uma tecnologia poluidora, uma vez que só se saberia dos impactos da nova tecnologia depois de sua implementação. O exemplo é aplicado aos clorofluorocarbonetos (CFCs), que foram introduzidos nos anos 1930 e seu efeito na camada de ozônio só foi descoberto décadas depois.

A obtenção do conhecimento depois da implementação é descrita por Gollier, Weikard e Wesseler (2004) como aprendizado endógeno. Alistair Ulph estudou a estabilidade de acordos ambientais internacionais para o controle de um poluente como os CFCs. Em seu estudo, havia um ponto em comum a todos os acordos; eles contribuíam para o desenvolvimento de modelos teóricos de risco e incerteza na economia do meio-ambiente e dos recursos naturais e contribuíram para o desenvolvimento de teorias mais genéricas porque o uso de problemas ambientais pode melhorar nossa compreensão da natureza dos riscos e incertezas. Do lado prático, dizem Gollier, Weikard e Wesseler (2004), os acordos têm o potencial de melhorar as políticas públicas pois seus resultados estão embasados na teoria.

## **5.2 Irreversibilidade e economia do meio ambiente**

Em Azqueta e Delacámara (2005), as pessoas satisfazem suas necessidades a partir do acesso aos recursos fornecidos pela biosfera. Ocorre que algumas necessidades são conflitantes tanto individualmente quanto coletivamente e entre gerações, cercadas de incertezas e irreversibilidades com relação ao futuro.

A coexistência de diferentes espécies na biosfera é conflitante e competitiva porque o processo pelo qual os humanos decidem sobre qual seja o melhor uso dos recursos naturais lhes dá uma posição mais privilegiada sobre o tipo de relação que estabelecem com o resto das espécies que habitam o planeta (Barbier, 2001 *in* Azqueta e Delacámara, 2005). O problema de decidir entre os diferentes e competitivos usos da biosfera está na identificação do conjunto de recursos que maximizem o valor presente que a sociedade dá às necessidades de seus membros.

O valor que damos para a satisfação individual e o valor que a sociedade dá, como um todo, são diferentes. Azqueta e Delacámara (2005) afirmam que estes valores dados aos recursos devem ocorrer nos limites da sustentabilidade

ecológica, caso contrário, os direitos das futuras gerações estariam em risco por causa da irreversibilidade. Na tentativa de solucionar o problema da alocação destes direitos de usar os recursos naturais dentro de uma estrutura intertemporal, a análise econômica apóia-se no processo de valoração dos serviços para que as necessidades humanas sejam satisfeitas.

Identificar o valor econômico destes recursos é importante para que se possam tomar decisões quanto a seu uso e disposição, mas existem algumas restrições éticas nas técnicas convencionais de valoração econômica quanto ao processo decisório para a melhor medida a adotar. Dependendo do estágio de desenvolvimento do país, alguns recursos naturais podem ser vistos como patrimônio comum ao invés de apenas bens econômicos que podem ser usados para satisfazer as necessidades humanas (Azqueta e Delacámara, 2005).

Contudo, para Azqueta e Delacámara (2005), não há um estabelecimento formal de quais recursos sejam demandados por quais nações desenvolvidas ou em desenvolvimento, nem do uso de métodos convencionais de valoração de bens e serviços ambientais. A economia neoclássica postula que as pessoas têm o objetivo único de satisfazerem seus desejos (advindos dos recursos acima mencionados).

Estes desejos, sabemos, são representados em uma função de utilidade, supondo que todos temos cestas de bens que queremos consumir/satisfazer dada nossa restrição orçamentária. Contudo, esta satisfação advém da cooperação com pessoas menos e mais favorecidas. O conceito da racionalidade econômica parece ser muito simplista, dizem Azqueta e Delacámara (2005), pois é derivado de uma estrutura formal construída para que entendamos o universo (tecnológico e matemático), e é focado em conseqüências.

Para Ninh, Hermes e Lanjouw (2004) quando existe irreversibilidade, há uma opção de atrasar a decisão até mais tarde, quando haja mais informações relevantes sobre o futuro. Se a incerteza aumenta, o valor da opção também



aumenta, o que leva a menores investimentos no tempo atual. Desta maneira, a irreversibilidade deve ser considerada na relação entre investimento e incerteza. Os autores dão um exemplo prático: a irreversibilidade é maior se for mais difícil vender máquinas usadas e/ou se o preço de revenda da máquina for bem menor que o preço de compra.

Nas palavras de Ninh, Hermes e Lanjouw (2004, p.), a *“incerteza pode aumentar ou reduzir os investimentos, dependendo da especificação do modelo de investimento e das condições sobre o comportamento de risco do investidor, da competição, das características das tecnologias de produção e da forma dos custos de ajuste”*. Do mesmo modo, as nações podem decidir implementar uma política ambiental dependendo do tipo de retorno, da eficácia de outras políticas, do comportamento dos envolvidos, das tecnologias disponíveis e dos custos envolvidos. Para os autores, a relação entre investimento e incerteza é mais relevante no contexto dos países em desenvolvimento, uma vez que são mais voláteis por natureza, apesar do grau de irreversibilidade do investimento não influenciar o efeito que a incerteza tem sobre o investimento planejado.

Harchaoui e Lasserre (1999, p.141) afirmam que a questão da irreversibilidade em geral é ignorada na maior parte da literatura econômica, com exceção dos trabalhos de Arrow (1968) e Henri (1974) e das contribuições importantíssimas sobre o valor de quase-opção de Arrow e Fisher (1974). Para os autores, a literatura sobre os bens ambientais ou recursos naturais contribui em larga medida para a literatura de opções reais de investimento. Na verdade, o mesmo modo de pensar sobre a incerteza e irreversibilidade pode ser usado em ambas a fim de fazer o melhor uso do recurso no futuro. Esta literatura mostrou que a irreversibilidade afeta as regras de investimento em um aspecto básico, que é o fato de que quando uma empresa realiza um investimento irreversível, ela abre mão da possibilidade de usar novas informações que possam vir mais tarde (Bernanke (1983) in Harchaoui e Lasserre (1999)).

Harchaoui e Lasserre (1999) apontam que o modelo de valor de opção de investimentos reais e irreversíveis parece explicar as decisões por capacidade e por oportunidade de modo satisfatório, tanto do ponto de vista estatístico quanto econômico. Efetivamente, os autores testaram estatisticamente o modelo da teoria do valor de opção com investimento irreversível, por meio das decisões tomadas em minas de cobre canadenses contra o preço implícito, assumindo que seguiria um movimento geométrico, mas, com um processo de reversão de médias, os resultados obtidos não sugeriram este movimento.

Em Dixit e Pindyck (1994 in Forsyth (2000, p. 414) a abordagem do valor de opção explicitamente leva em consideração duas características comuns em muitas decisões de investimento, que são a irreversibilidade e a habilidade de retardar uma decisão. Analogamente, as decisões de se realizar um investimento financeiro irreversível ou de se desmatar florestas levam à perda da oportunidade de se considerar novas informações que possam afetar tais decisões no futuro. Deste modo, uma tal decisão possui um custo de oportunidade que deve ser considerado se é objetivo avaliar acertadamente – considerando a incerteza – a ‘desejabilidade’ da decisão tomada.

Em geral, no caso de florestas a serem desmatadas ou da extinção de espécies animais e vegetais, reduzindo a biodiversidade, existe uma grande incerteza sobre os benefícios futuros que poderiam ser obtidos, inclusive da própria madeira a ser extraída ou dos medicamentos a serem descobertos, sem falar no valor à sociedade de se preservar uma área selvagem, por exemplo. Forsyth (2000, p. 414) afirma que o valor da preservação inclui tanto os benefícios aos que usam a área para recreação (valor de uso) quanto os benefícios do controle de enchentes e erosão e da preservação do *habitat* natural<sup>4</sup>. Nas palavras da autora, o desmatamento extermina a opção de investimento e elimina

---

<sup>4</sup> Forsyth (2000:414) "preservar áreas de vida silvestre possui um valor de existência para muitos indivíduos que podem nunca usar a área para recreação, mas que preferem que grandes áreas naturais sejam mantidas intactas."

os dividendos anuais dos benefícios de amenidades (vista ou paisagem, por exemplo).

É impossível determinar o valor preciso das florestas, por exemplo, mas Forsyth (2000) afirma que parece haver uma impressão generalizada de que o valor das amenidades das florestas antigas e maduras aumentará ao longo do tempo, conforme cresça a população e a oferta destas florestas seja reduzida.

Albers (1996) afirma que os trabalhos recentes a respeito da gestão de florestas tropicais com investimentos irreversíveis na presença de incerteza são muito relevantes para que se analise o valor de quase-opção deste bem ambiental. A incerteza está presente no valor futuro da floresta e das perdas irreversíveis associadas com o desmatamento além daquelas incertezas do risco e das decisões irreversíveis que os investidores enfrentam em seu dia-a-dia.

Principalmente, Albers (1996) ressalta as questões intertemporais no quesito gestão ambiental, porque os possíveis usos do bem são limitados às características da região. Notadamente, como afirma a autora, o nível de biodiversidade em florestas tropicais pode ser permanentemente perdido após períodos de desmatamento mesmo quando exista regeneração espontânea da floresta.

Para exemplificar uma ação cujo efeito é irreversível, Albers (1996) considera o desmatamento combinado com a incerteza sobre os benefícios futuros advindos das florestas tropicais. Outro exemplo é o da interdependência espacial quando entram em cena questões como fragmentação, externalidades e recuperação da floresta, já que não se pode prever o que acontecerá após a retirada ou queimada das árvores.

Em Albers (1996, p. 74-76), o reconhecimento explícito da irreversibilidade de alguns usos da terra e o potencial de recuperação das florestas após desmatamentos levam a processos decisórios que consideram a preservação e a

flexibilidade. Um exemplo da autora é o planejamento espacial para a recuperação de florestas, que pode gerar renda no curto prazo, enquanto mantém a opção de grandes áreas de preservação no longo prazo. A autora explica que uma característica da preservação de grandes áreas é que os benefícios advindos aumentam rapidamente uma vez que o *habitat* envolvido atinja um tamanho mínimo ou um nível alto de biodiversidade.

Para Albers (1996), é necessário ter uma abordagem intertemporal quando se trata de floresta tropical, pois quando há desmatamento com mudanças irreversíveis, os benefícios futuros permanecem incertos, a menos que haja informações que reduzam tal incerteza no futuro. Deste modo, esta abordagem intertemporal incentiva a preservação (aumentando o valor de quase-opção) e outros usos flexíveis da terra, até que haja informações mais precisas.

Albers (1996) afirma que o valor de quase-opção - visto de modo intertemporal - complica uma regra de decisão simples, mas ao mesmo tempo incentiva a preservação do meio ambiente e flexibiliza os usos do solo. A autora ressalta que a combinação entre as abordagens intertemporal e espacial cria meios para estudar a dinâmica da recuperação do solo. Mais que tudo, a contribuição do valor de quase-opção para a autora está no fato de que traz a oportunidade de preservação no momento presente para uso futuro.

Miller (1980) apresenta uma derivação alternativa para o conceito de irreversibilidade e a preservação de espécies em extinção, por meio do procedimento de análise da maximização do bem-estar com padrão intertemporal. O argumento é alocar o uso do solo entre a produção de bens econômicos e a preservação de espécies. O autor apresenta a irreversibilidade da conversão de habitats e mostra que a existência do valor de utilidade para os estoques de espécies juntamente com uma maior gravidade de ações irreversíveis implicam em uma menor conversão de habitats do que ocorreria se não houvesse irreversibilidade.

Miller e Lad (1981) usam o esquema de Bayes para estudar a decisão em dois períodos no tempo para um projeto de desenvolvimento. No estudo, o desenvolvimento é irreversível e as expectativas sobre os benefícios e os custos durante o segundo período variam dependendo das experiências advindas do primeiro período. Os autores consideram que o aprendizado (acúmulo de informação, flexibilidade) depende de ações específicas realizadas durante o primeiro período e comparam procedimentos seqüenciais quanto a decisões fixas totalmente irreversíveis. Nesta consideração, os autores mostram que as decisões ótimas de desenvolvimento não são necessariamente mais conservadoras do que quando se usa o procedimento seqüencial.

Lockwood e Thomas (2002) fizeram uma análise de um modelo de teoria dos jogos com dois jogadores sobre cooperação. Nenhum dos dois possíveis jogadores estaria disposto a cooperar individualmente, mas cooperariam mutuamente – é como o conhecido Dilema dos Prisioneiros. A aplicabilidade desta análise para nosso estudo é que a dinâmica do jogo se dá em uma restrição por causa da irreversibilidade de ações, em que nenhum dos dois jogadores pode reduzir seu nível de cooperação. Os autores mencionam os problemas ambientais como objeto de tal análise. Vejamos o exemplo dado.

A cooperação ambiental (Lockwood e Thomas, 2002, p.341) poderia se dar na forma de uma tecnologia ecologicamente eficiente, mas cara. Uma vez que se instale, a tecnologia pode ser muito cara de se substituir com uma tecnologia “mais suja”, o que tornaria difícil a punição de firmas que não usassem tal tecnologia ao reverter o investimento. Do mesmo modo, a destruição do capital que leve a superexploração de um recurso ambiental (bem público) também fica difícil de recuperar. Enfim, esta abordagem vem a respaldar o ponto de que os custos incorridos (*sunk costs*) são irreversíveis. Inclusive, Tsur e Zemel (1995) afirmam que eventos irreversíveis, após os quais os recursos não podem mais ser usados, trazem grandes problemas para o processo decisório, uma vez que possíveis erros são difíceis de consertar (Yilmaz, 2001).

### **5.2.1 O *safe minimum standard* – padrão mínimo de segurança**

Bishop (1978) propõe a adoção do *Safe Minimum Standard* (SMS) para resolver a questão da incerteza e irreversibilidade na tomada de decisão. O autor baseou-se em estudo de Ciriacy-Wantrup de 1968, em que estabeleceu uma zona crítica ou limite em que determinadas espécies/recursos poderiam ser renovados até um ponto de irreversibilidade. Ciriacy-Wantrup explorou com maior ênfase a incerteza associada à degradação irreversível dos recursos de uma zona crítica. A política adotada, chamada de SMS (*Safe Minimum Standard* – Padrão Mínimo de Segurança) é a alternativa para lidar com o problema da degradação irreversível de espécies e manter população suficiente para garantir a sobrevivência da espécie. Freeman III (1973) também acredita no princípio do *Safe Minimum Standard* para evitar ações irreversíveis.

Em Bishop (1978, p.10) esta regra de decisão diz que o SMS deverá ser adotado a menos que os custos sociais de fazê-lo sejam inaceitavelmente altos. Contudo, quanto ao que se referiu como “inaceitavelmente altos” carece de análise econômica, porque as espécies ameaçadas<sup>5</sup> (foco de seu estudo [Bishop 1978, p.11]) envolvem questões de equidade inter-gerações.

Todavia, há objeções ao SMS. Uma delas, conforme menciona Bishop (1978) é que mesmo que muitas espécies se percam, milhões de outras permanecerão. Entretanto, uma vez que cada espécie é única, sua perda criaria incerteza apesar da existência de tantas outras.

A maior fonte de discussão recai sobre as espécies ameaçadas de extinção, mas Bishop (1978) ressalta que as espécies não-ameaçadas (que, em dados de 1978, podem chegar a 10 milhões<sup>6</sup> de espécies e sub-espécies – *in* Raven, Berlin e Breedlove, 1971) ainda não tinham sido motivo de discussão. No entanto, 27 anos se passaram e houve muitas descobertas quanto às espécies e

---

<sup>5</sup> Em Bishop (1978, p. 11) espécie em extinção é a “espécie ou subespécie de planta ou animal cuja sobrevivência seja questionável nos próximos anos ou décadas”.

<sup>6</sup> Vide Capítulo 2 desta dissertação para números mais realistas/recentes.

novas catalogações ocorrem diariamente. No entanto, apesar dos avanços na ciência, permanece o desconhecimento sobre quais espécies são realmente dispensáveis sem que causem danos futuros. Permeia, ainda, a incerteza.

Bishop (1978) aponta que o SMS poderia levar ao exagero na importância dada a espécies individuais, já que muitas espécies existentes não estão ameaçadas. No entanto, o problema da incerteza e da irreversibilidade não se reduz só porque outras espécies permanecerão. O autor aponta (p.17) que *“a perda de qualquer espécie reduz irreversivelmente o reservatório de recursos futuros independentemente do fato de outros milhões de espécies continuarem a existir”*.

A CBIN (2004, p.1) reconhece que o padrão mínimo de segurança pode ser eficaz e é um complemento importante da regulação ambiental tradicional, pois *“o padrão mínimo de segurança diz que as espécies devem ser preservadas a menos que explicitamente decidido que os custos de evitar a extinção são intoleravelmente altos ou que outros objetivos sociais devam ter precedência”* (CBIN 2004, p.1).

A racionalidade de Bishop (1978) lhe permite indagar que se enquanto os custos de um SMS podem ser toleráveis para espécies individuais, pode ser que quando o SMS seja usado para um número crescente de espécies os custos acumulados sejam intoleráveis. A resposta vem basicamente de dois argumentos. Primeiramente, os custos de se manter mais espécies são pequenos/modestos (com base em estudos feitos com o *condor da Califórnia* e o *lagarto leopardo*). Em segundo lugar, o autor afirma que haverá benefícios compensadores mesmo que os custos acumulados aumentem (com base em estudos feitos com o *alce de tule da Califórnia*, cujos custos de proteção foram mais que compensados pelos benefícios advindos do controle da caça).

Apesar destes “casos de sucesso”, Bishop, podia afirmar em 1978, que não haviam sido feitos estudos em países tropicais cuja renda nacional é mais baixa e

há mais ecossistemas e maior complexidade. Mas, na atualidade, estudos como os dos americanos Nigel Pitman, da Universidade de Duke (Carolina do Norte) e Peter Jorgensen, do Missouri Botanical Garden<sup>7</sup>, mostram que a abordagem do SMS poderia ter sido muito bem usada nestes casos. **Ver mais referências de outras espécies ou basta a nota de rodapé?**

Bishop (1978) fala da incerteza e da irreversibilidade e aponta razões para preservarmos os recursos/espécies. Se fosse feita uma ACB – Análise Custo Benefício para respaldar o processo decisório e se  $(B/C) > 1$  fosse o resultado (B=benefício; C=custo; resultado acima da unidade denota numerador maior que denominador), então a preservação das espécies envolve custos sociais na forma de benefícios líquidos recebidos, mas o autor salienta a possibilidade de haver custos adicionais para preservar a espécie, como gastos com pesquisa e policiamento para a proteção da espécie. O autor ainda aponta que a própria preservação da espécie poderia em si gerar benefícios para pelo menos, parcialmente, compensar os custos da conservação, ou seja,  $(B/C) \geq 1$ .

Kneese (1973 *in* Bishop, 1978) apontou que a ACB convencional não é uma abordagem adequada para balizar as decisões públicas quanto ao exemplo que

---

<sup>7</sup>Até hoje, divulgavam-se as espécies de plantas em extinção, mas sem que fossem consideradas as florestas tropicais. As florestas tropicais, ao mesmo tempo em que cobrem apenas 2% da superfície da Terra, são habitat de cerca de metade das espécies vegetais e animais do planeta. Pesquisa realizada pelos botânicos Nigel Pitman, da Universidade de Duke, na Carolina do Norte e Peter Jorgensen, do Missouri Botanical Garden, de Saint Louis, e publicada na revista norte-americana Science revela que quase metade das espécies de plantas podem estar em processo de extinção. Essa previsão pode triplicar as estimativas anteriores. Até sua divulgação, acreditava-se que o número de plantas ameaçadas, de acordo com a Liga Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), era de apenas uma em cada oito espécies. Para os pesquisadores, o número de plantas inscritas na lista vermelha da IUCN não condiz com a totalidade das plantas em extinção porque não contém informações sobre as florestas tropicais. Quando estas são consideradas na estimativa, a porcentagem de espécies sob ameaça de extinção passa de 13% para valores entre 22% e 47%. Pitman afirma que o custo para se manter um banco de dados global de plantas ameaçadas custaria em torno de 100 dólares por ano e por espécie. O orçamento anual estaria próximo dos 12 milhões de dólares para todos os pontos que apresentam problemas. Trabalhando em países tropicais, Pitman e Jorgensen descobriram que o número de espécies únicas a cada país (que somente existem naquela região) é um indicador aproximado do número de plantas ameaçadas nesse mesmo país. No Equador, por exemplo, existem 4 mil espécies únicas. Cerca de 3,5 mil estão sob ameaça de extinção porque estão limitadas a pequenas áreas nas quais um desastre natural, como fogo ou deslizamento de terra, pode as eliminar. Para encontrar uma proporção global de plantas ameaçadas, Pitman e Jorgensen calcularam o número total de espécies únicas a determinado país. Segundo eles, o número exato é difícil de ser obtido porque as estimativas oscilam entre 310 mil e 422 mil. No pior dos cenários, metade de todas as plantas do planeta estão em risco de extinção, afirma Jorgensen". ([www.educacional.com.br/noticiacomentada/021122\\_not01.asp](http://www.educacional.com.br/noticiacomentada/021122_not01.asp))



deu com relação ao carvão ser substituído pela energia nuclear, por causa de grandes quantidades de radiação serem irreversivelmente introduzidas no meio-ambiente; os custos adicionais da eletricidade gerada pelo carvão não são tão altos a ponto de justificar o risco de tal contaminação pela radioatividade. Bishop (1978) aponta que, embora Kneese não tenha assim chamado, a essência de tal abordagem é a mesma do SMS dito de outra forma.

Freeman III (1991) aponta que quando se usa uma análise de custo-benefício para projetos incertos não há uma medida em escala dos custos e benefícios, como ocorre com as análises feitas quando há utilidades esperadas, ou um valor esperado que possa ser usado para determinar se o projeto levará ao aumento do bem-estar da coletividade, exceto no caso do risco segurável ou individual.

Em um exercício de teoria dos jogos, Bishop (1978) aponta que a melhor solução sempre será preservar, pois a questão recai sobre não ter mais opções futuras. É como se fosse o custo de decisão de desenvolver (e degradar a biodiversidade, portanto) ao invés de conservá-la, além do grau de aversão ao risco da perda da diversidade biológica.

É importante, portanto, traçar um divisor entre as decisões reversíveis e as decisões irreversíveis. Quando falamos de biodiversidade, a maioria das decisões que levam a perda ou redução do número de espécies tem um caráter irreversível, para o quê a abordagem do SMS pode ser útil.

Bishop (1978) também nota que Krutilla em 1968 mencionou Ciriacy-Wantrup como precursor das discussões respeito da necessidade de preservação de recursos naturais. Krutilla e Smith (1978) escreveram um artigo em comentário ao artigo de Bishop (1978) acima descrito e disseram que o que ocorre é que podemos não entender alguns ambientes naturais o bastante para sabermos dizer se uma ação em prol do desenvolvimento levaria a impactos graves e à extinção das espécies, corroborando a visão de Bishop, de que ainda é preciso mais

informação. Contudo, os autores ressaltam que, mesmo que saibamos que não podemos recriar áreas degradadas ao seu estágio inicial (original/natural), pode ser que algumas modificações a um tipo específico de ambiente natural – ainda que fisicamente irreversível – não necessariamente implicam que os elementos críticos responsáveis por todos os benefícios da preservação tenham se perdido. Além disso, não sabemos antecipadamente se estes benefícios serão perdidos.

Pindyck (1991) menciona a essência do SMS em uma visão privada e aponta duas características sobre comportamento para o investimento. Em primeiro lugar, a maioria das pessoas não considera que os investimentos são irreversíveis, ou seja, os custos para realizá-lo são incorridos e não se pode voltar atrás, os custos não podem ser recuperados. Em segundo, os investimentos podem ser retardados, o que dá uma oportunidade para a empresa esperar por mais informações sobre preços, custos e outras condições do mercado antes de comprometer seus recursos. Neste momento, o melhor a fazer seria aguardar para tomar a melhor decisão.

Se fizermos uma analogia, podemos entender a explicação de Pindyck para o comportamento das firmas como o comportamento das nações que estão prestes a tomar decisões em prol do desenvolvimento (a realizar investimentos que são irreversíveis) e degradar o meio-ambiente. Nas palavras de Pindyck (1991, p.1110) “a habilidade de retardar um investimento pode afetar profundamente a decisão de investir”. Tal habilidade também anula a regra de decisão com base do valor presente líquido (VPL) do investimento que diz que devemos investir em um projeto quando o VPL do investimento puder pelo menos compensar os custos. Esta regra neoclássica, segundo o autor, está incorreta quando os investimentos são irreversíveis e as decisões de investir podem ser postergadas.

Apesar de Pindyck (1991) nos apresentar uma visão privada da irreversibilidade das decisões (investimento), a semelhança de raciocínio com as

decisões realizadas pela coletividade reforçam os argumentos de que a incerteza tem um papel fundamental quando falamos de irreversibilidade do investimento, uma vez que se podem obter mais informações e maximizar a decisão. Do mesmo modo que o autor afirma (p.1111) que as firmas nem sempre podem postergar seus investimentos por “*n*” razões, os governos tampouco, já que certos momentos parecem ser mais propícios ou demandantes para aumentar o bem-estar social e levar ao crescimento econômico, em que outras pressões compelem determinada decisão.

Vejamos como Pindyck (1991) explica o que chamamos de SMS na visão privada. O autor chama *investimento irreversível* a opção que dá ao seu detentor o direito de pagar um certo preço e receber determinado ativo. Exercer esta opção é irreversível, embora o ativo possa ser vendido para outro investidor, o dinheiro pago para exercer o direito/opção de reter o ativo não pode mais ser recuperado. Enfim, a opção de investir tem um valor parcial porque o valor futuro do ativo obtido pelo investimento é incerto e quando uma firma realiza um investimento irreversível, ela não pode ‘desinvestir’ se houver grande mudança no mercado. O valor da opção usada (perdida) é um custo de oportunidade que deve ser visto como parte do próprio custo do investimento (o valor de opção de esperar pelo melhor momento cria um custo de oportunidade que deve ser adicionado ao custo direto de degradar dada localidade, p.1143).

Analogamente, se as nações decidirem degradar determinada área megadiversa para criar uma cidade, por exemplo, elas não poderão simplesmente tentar recuperar o local se, no futuro, for descoberto que certas espécies um dia nativas daquela área teriam sido úteis à comunidade. É como se o *momentum* se perdesse e não mais se recuperasse. Para tanto, basta citar Faucheux e Froger (1995, p.40) que afirmam que as situações solucionáveis por uma racionalidade substantiva (racionalidade da decisão independentemente do modo como é

tomada – foco no resultado<sup>8</sup>) só servem para situações de incerteza fraca, pequena escala e ameaças reversíveis, características que em geral não se encaixam nas decisões relacionadas ao meio-ambiente. As autoras (Faucheux e Froger, 1995, p.32) apontam claramente que as interações entre o desenvolvimento econômico e o meio-ambiente são caracterizadas por forte irreversibilidade, já que o *status* da natureza não é estacionário, mas sua “*história é feita e compreendida ao longo do tempo*”.

Isik *et al* (2003) apontam que a toda decisão de investimento envolve incerteza e um certo grau de irreversibilidade, o que faz com que o investimento seja ‘freado’ de alguma forma, para aguardar a oportunidade de realizar um melhor investimento mais tarde. Contudo, uma vez que algum tipo de investimento já tenha sido realizado, as firmas tenderão a não abandoná-lo, para que não percam a oportunidade de manter seu valor de opção na manutenção da operação. Os autores apontam as diferenças de abordagem para a decisão de entrar e sair de um investimento quando comparamos a abordagem do valor presente líquido ou do valor de opção. Os resultados mostram que os impactos das taxas de desconto e de crescimento da demanda nas decisões de entrada e saída e a escolha da capacidade diferem. Se a abordagem for a do valor de opção, uma redução na taxa de juros e/ou um aumento na demanda podem desmotivar a entrada das firmas, enquanto que na abordagem do valor presente líquido podem motivar a entrada e a expansão da capacidade.

É importante mencionar este posicionamento dos autores, uma vez que estes resultados podem implicar em políticas que estimulem atividades econômicas em um ambiente incerto. Novamente, apesar desta ser uma visão privada, a analogia é válida para os recursos ambientais. Isik *et al* (2003) constatam que se há incerteza e irreversibilidade nos investimentos, as políticas escolhidas poderiam desmotivar o investimento e a expansão de atividades

---

<sup>8</sup> Vide Capítulo 3 desta dissertação.

econômicas. As políticas que reduzem a incerteza poderiam estimulá-las. Os autores concluem dizendo que os formuladores de política precisam entender e saber responder à incerteza quando da tomada de decisão.

Langpap e Wu (2004) salientam que o uso de incentivos para a preservação de espécies em extinção foi estudado antes usando um mecanismo para lidar com a informação assimétrica, assim como os acordos voluntários foram estudados para a redução da poluição. Contudo, os autores apontam que nem a incerteza (inerente no gerenciamento de ecossistemas e espécies em extinção, por causa da falta de entendimento a respeito do mundo biológico) nem a irreversibilidade (da perda de habitat e da extinção pelo uso do solo) foram contempladas nestes estudos. Na presença da incerteza sobre regulações futuras e benefícios advindos da conservação, a probabilidade de um acordo voluntário ser efetivado depende da disponibilidade de garantias sobre o as regulações no futuro, assim como de sua eficácia e das vantagens que apresente.

Ainda falando de acordos voluntários, Langpap e Wu (2004) dizem que programas de incentivos com base em garantias podem resultar em mais conservação e bem-estar que acordos que não oferecem garantias, mas mesmo assim seus níveis de conservação ainda são mais baixos que os obtidos com a regulação. Assim, os reguladores devem enfrentar um *tradeoff*, segundo os autores. Ou encorajam a participação e aumentam os esforços de conservação oferecendo garantias (mas perdem a flexibilidade de usar novas informações, e terá que aceitar níveis ineficientes de conservação). Conforme acima exposto, existe um valor em manter a flexibilidade quando pensamos em incertezas futuras e possíveis irreversibilidades.

Langpap e Wu (2004) ainda falam que os acordos voluntários sem cláusulas que contemplem o fator surpresa foram criticados por biólogos e ambientalistas, pois ignoram a incerteza inerente ao mundo natural, o que não concede a flexibilidade necessária aos planos de gestão ambiental e impedem o

uso de novas informações para lidar com impactos não previstos de ações anteriormente aceitas.

É importante ressaltar a ênfase dada por Langpap e Wu (2004) quando falam que os planos de conservação devem contemplar a incorporação de novas informações, a vontade política, o financiamento e a legislação, caso contrário nenhum acordo conseguirá chegar a níveis de conservação e bem-estar melhores que os acordos que não possuem garantias. Em suas palavras, *“embora nossa análise tenha se focado na questão específica de espécies em extinção, o marco apresentado aplica-se a outros contextos nos quais a incerteza e a irreversibilidade sejam relevantes e incentivos com garantias sejam usados para complementar as regulações de comando e controle”* (p.).

### **5.2.2 Prevenção x precaução**

Lichtenberg e Penn (2003) afirmam que os problemas ambientais, como é o caso da poluição têm sido focados quase que exclusivamente com base em políticas de prevenção. As medidas preventivas podem trazer oportunidades para todas as partes envolvidas, uma vez que reduzem os custos das empresas poluidoras e melhoram a qualidade do meio-ambiente, principalmente por razões de precaução, já que é possível reduzir o risco de degradação ambiental que pode ser irreversível ou muito caro para remediar.

Para fins de exemplificação, os autores desenvolveram uma análise teórica do tratamento da poluição após a contaminação por nitratos de poços artesianos em Maryland – EUA e mostraram as condições nas quais é melhor remediar além de prevenir. O estudo também provou que, paradoxalmente, dar mais ênfase na precaução pode levar a maior confiança no tratamento que na prevenção. O estudo mostrou que a falta de informações – e a presença de incerteza sobre os malefícios de outros químicos – torna a prevenção menos custo efetiva, e que

pode haver redução de custos no processo de tratar a poluição *ex post* mas não descartou a prevenção como coadjuvante no processo.

Gollier e Treich (2003) fazem uma distinção entre prevenção e precaução. Para eles, a prevenção é um “conceito estático” que se refere ao gerenciamento do risco em um dado momento e com uma distribuição de probabilidade estável. Já a precaução está ligada à noção de incerteza científica e é um “conceito dinâmico” que reconhece o progresso científico ao longo do tempo. Para resumir, os autores dizem que uma medida de precaução é uma decisão temporária e flexível tomada devido à falta de evidência científica e a prevenção gerencia os riscos.

O papel do progresso científico dentro do processo decisório é deveras importante para Gollier e Treich (2003), pois consideram que o conceito de precaução somente se refere a situações em que o conhecimento sobre o risco evolui ao longo do tempo. Foi a idéia de incerteza científica que trouxe o princípio da precaução para o processo decisório.

Gollier e Treich (2003) analisam a questão do efeito da incerteza científica tomando o Protocolo de Kyoto como exemplo. Na questão do aquecimento global, a incerteza está difusa e implícita ao problema do controle de emissões e não se sabe como isto se resolverá. O Protocolo estabeleceu objetivos de redução de emissão de curto prazo e deu maior flexibilidade para a implementação para compromissos futuros, isto permite que, por meio dos limites de emissão, ao invés das metas de concentração de longo prazo, os países possam se adaptar aos esforços de redução conforme obtenham maior conhecimento científico.

Como dito anteriormente, o princípio da precaução não se aplica somente à questões de política de proteção ambiental. A saúde pública cada vez mais faz uso do princípio. Inicialmente com o mal da vaca-louca, mas atualmente com a gripe aviária, que forçou alguns países a comprarem grandes estoques de vacinas e outros a implementarem laboratórios com maior nível de biossegurança por

causa destes vírus. Gollier e Treich (2003) apontam também os alimentos transgênicos, cuja totalidade de efeitos no curto e longo prazos sobre a saúde humana ainda são incertos. Serão as melhorias na ciência que garantirão a segurança de alimentos, mas enquanto a ciência não avança, o princípio da precaução parece imperar. Para Gollier e Treich (2003) o “efeito da precaução” no curto prazo depende das preferências do consumidor. Em outras palavras, depende da DAP das nações.

Entretanto, o princípio da precaução tem seus pontos fracos. Gollier e Treich (2003) afirmam que se for tratado de modo muito extremista pode inibir o desenvolvimento econômico em nossa sociedade (*in* Gollier, 2001) e pode atrasar o ritmo das inovações seguras e efetivas. O princípio pode erroneamente ser usado para estabelecer altos padrões domésticos de segurança para que se desenvolvam medidas de proteção. A irreversibilidade não pode ser tratada com atitudes extremas, mas deve ser vista sob uma perspectiva de custos e benefícios para a sociedade.

Baldursson e Fehr (2004) falam que quanto mais forte a irreversibilidade, maior será o retorno do investimento no momento da decisão. Um exemplo: se um equipamento de tecnologia limpa tiver uma vida útil longa e não puder ser usado para mais nenhum outro fim, então deve haver um ágio substancial quando comparado ao caso do equipamento ter vida útil curta ou puder ser vendido a um preço próximo do valor comprado. Desta forma, se o preço de mercado para cotas de emissão de poluentes for muito variável, as pessoas evitarão as tecnologias mais limpas que envolvem altos custos irreversíveis.

No entanto, Baldursson e Fehr (2004) dizem que se as emissões forem controladas por impostos, tal incerteza não aumentaria uma vez que o custo da poluição seria igual à alíquota do imposto. Quando as quantidades de emissão são reguladas por cotas, o comportamento dos agentes e os resultados do mercado serão diferentes com e sem a irreversibilidade. Não é intenção deste



capítulo aprofundar em instrumentos econômicos para lidar com a incerteza e a irreversibilidade, mas certamente alguns exemplos na área esclarecem algumas questões ainda não consensuadas.

Baldursson e Fehr (2004) ressaltam que o investimento feito em alguma tecnologia irreversível sempre ocorrerá mais tarde e os preços serão mais voláteis que os indicados por uma análise sem irreversibilidade. Os autores prosseguem dizendo que, do ponto de vista da formulação de políticas, a irreversibilidade pode até ser negligenciada quando da decisão da política ótima com base no preço ou nas quantidades.

Jamet (2004), diz que a natureza irreversível dos investimentos fortalece a resposta da macroeconomia à incerteza microeconômica. Se o investimento for irreversível, então as firmas não poderão reduzir seus estoques de capital quando tiverem que enfrentar choques negativos. As firmas levam isto em consideração quando decidem por seus estoques de capital. A autora afirma que as firmas que só passam por choques negativos não serão investidoras quando comparadas às firmas que se beneficiaram com experiências positivas. As firmas tomam suas decisões com base no tamanho de seu estoque de capital (assim como fazem as nações, se desenvolvidas ou em desenvolvimento).

Afirmando ser o investimento irreversível, Jamet (2004) aponta que as firmas devem considerar seu aumento de produtividade por causa dos investimentos realizados antes de tomar a decisão de investir. Novamente, as nações devem considerar os resultados da política antes de decidirem por uma ou outra medida, pois não poderão desfazê-la ou, se puderem, os custos serão altos. A autora lembra que quanto maior a incerteza, maior será a necessidade de estoque de capital agregado de longo prazo, pois se houver efeitos positivos no longo prazo, este estoque não se 'perderá' por completo. Além disso, o fato de não se levar a irreversibilidade em conta pode levar a uma subestimação do nível de incerteza do resultado.

### 5.3 Mapa de incerteza e irreversibilidade – o caso da biodiversidade

Autor/Ano	Incerteza	Irreversibilidade	Implicações dos conceitos para a biodiversidade
Bishop (1978)	Existe incerteza social e natural. Social: falta de conhecimento sobre o futuro para o nível de renda, tecnologia e outras variáveis que podem determinar quais espécies serão úteis. Natural: grandes lacunas no conhecimento sobre as características de fauna e flora que podem ser úteis ao ser humano.	Descarte de espécies sem levar em conta as conseqüências econômicas e sociais futuras.	Muitas espécies podem ser extintas sem o conhecimento de seus reais potenciais para a medicina e agricultura, por exemplo. Espécies co-dependentes podem sofrer no longo prazo e não sobreviverem a mudanças.
Krutilla e Smith (1978)	Dissertaram a respeito das incertezas de Bishop (1978) e disseram que a incerteza social ocorre por causa do futuro caminho da atividade econômica e suas implicações para as demandas derivadas para certos recursos ambientais. A natural ocorre porque não sabemos todos os usos potenciais de tais recursos.	Implica em perda dos benefícios que determinada área, se preservada, pode trazer.	Pode haver prejuízo para uma dada população sem prejuízo de outra, mas pode haver uma reação em cadeia, as potencialidades podem ser perdidas sem possibilidade de recuperação.
Faucheux e Froger (1995)	Para questões ambientais, a incerteza é desconhecida e muitas vezes não reconhecível <i>ex ante</i> , as decisões têm componentes individuais e	Um conjunto de opções que se perde, de modo que as próximas gerações são privadas de usufruir delas.	A tomada de decisão pode ser precipitada levando a perda de possibilidades ou remoção de chances para as próximas gerações, que podem ter mais recursos de pesquisa

	coletivos.		científica.
Tsur e Zemel (1995)	Incerto é o evento cujo nível de ocorrência é desconhecido.	Irreversível é o evento que torna o recurso obsoleto.	Como não se sabem os usos e potenciais de certas espécies, pode-se estar deixando de explorar a cura para doenças e o melhor uso do solo, por exemplo.
Chavas e Mullarkey (2002)	As crenças individuais sobre a incerteza podem ser representadas por uma probabilidade subjetiva e o aprendizado ao longo do tempo ocorre por meio da atualização Bayesiana destas probabilidades. O aprendizado (acúmulo de informações) pode reduzir a incerteza.	As escolhas feitas hoje podem afetar a habilidade dos tomadores de decisão de serem flexíveis e ajustarem suas escolhas futuras em resposta à informação vindoura. A irreversibilidade tem relevância no nível social e no individual. Social: efeitos sobre a coletividade no longo prazo (agir coletivamente). Individual: efeitos sobre a saúde de indivíduos (agir isoladamente).	A espera pela chegada de mais informações pode representar o princípio da precaução, deixando mais possibilidades para gerações futuras ou a própria geração em um momento futuro.
Brown (2004)	A incerteza é caracterizada pela “expressão de nossa incapacidade de resolver uma questão única e causal na teoria ou na prática; é como se a incerteza fosse a expressão da confiança sobre o valor do conhecimento, tanto como cientistas individuais ou em grupos”		

## Referências

**ALBERS, Heidi.** “Modeling Ecological Constraints on Tropical Forest Management: Spatial Interdependence, Irreversibility and Uncertainty” Stanford University, CA, USA, *Journal of Environmental Economics and Management* 30, 1996, article no. 0006, pp.73-94.

**Armsworth Paul R.; Bruce E. Kendall b, Frank W. Davis** An introduction to biodiversity concepts for environmental economists Paul R. *Resource and Energy Economics* 26 (2004) 115–136

**BASILI, Marcello.** “Quasi-option value and hard uncertainty“ *Environment and Development Economics* 3, 1998, Cambridge University Press , pp. 417–423.

**Bishop, R.C.** 1978. Endangered species and uncertainty: The economics of a safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics* 60: 10-18.

**CHAVAS, Jean-Paul e MULLARKEY, Daniel.** “On the Valuation of Uncertainty in Welfare Analysis” *American Journal of Agricultural* (84) 1, 2002, pp. 23-38.

**CHRISTIAN GOLLIER; NICOLAS TREICH,** Decision-Making Under Scientific Uncertainty: The Economics of the Precautionary Principle, *The Journal of Risk and Uncertainty*, 27:1; 77–103, 2003

**Diego Azqueta\*, Gonzalo Delacámara** Ethics, economics and environmental management *Ecological Economics* xx (2005) xxx– xxx Received 10 May 2004; received in revised form 1 March 2005;

**FARROW, Scott.**“Using Risk Assessment, Benefit-Cost Analysis and Real Options to Implement a Precautionary Principle” *Risk Analysis*, vol.24, no. 3, 2004, pp.727-735.

**Faucheux & Froger, Sylvie e Geraldine** “Decision Making under environmental uncertainty” 1995 (29PP.-42) Elsevier – *Ecological Economics*, Paris

**FORSYTH, Margaret** “On estimating the option value of preserving a wilderness area” Wilfrid Laurier University, Canadian Economics Association, 2000, pp.413-434.

**HARCHAOUI, Tarek M. E LASSERRE, Pierre.** “Testing the Option Value theory of irreversible investment” *international Economic Review*, vol. 42, no. 1 February 2001, pp.141-166.

**Jamet , Stephanie** - Irreversibility, uncertainty and growth *Journal of Economic Dynamics & Control* 28 (2004) 1733 – 1756

**KASSAR, Ilhem e LASSERRE, Pierre.** “Species preservation and biodiversity value: a real options approach” *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 2004, Elsevier, pp. 857–879

**LICHTENBERG, Erik; PENN, Tony M.** “Prevention Versus Treatment Under Precautionary Regulation: A Case Study of Groundwater Contamination under Uncertainty” *Aer. J. Agr. Econ.* 85 (1) ( February 2003): pp. 44-58.

**Miller, J.R.** 1981. Irreversible land use and the preservation of endangered species. *Journal of Environmental Economics and Management* 8: 19-26.

**Miller, J.R. and F. Lad.** 1984. Flexibility, learning, and irreversibility in environmental decisions: A Bayesian approach. *Journal of Environmental Economics and Management* 11: 161-172.

**PATÉ-CORNELL, Elisabeth.** “Risk and Uncertainty Analysis in Governemnt Safety Decisions” *Risk Analysis*, vol. 22, no. 3, 2002, pp.633-646.

**Pindyck, R.S.. 1991.** Irreversibility, uncertainty and investment. *Journal of Economic Literature* 29: 1110-1148.

**VEEMAN, T.S; POLITYLO, J.** “The role of institutions and policy enhancing sustainable development and conserving natural capital” *Envir, Devel, and Sustainability* 5, 2003, Kluwer Academic Publishers, pp/ 317-332.

**Smith, V.K. and J.V. Krutilla.** 1978. Endangered species, irreversibilites, and uncertainty: A comment. *American Journal of Agricultural Economics* 61(3): 371-375.

**Weisbrod, B.A.** 1964. Collective-consumption services of individual-consumption goods. *Quarterly Journal of Economics* 78: 471-477.

**Tsur, Yacov and Zemel, Amos** Uncertainty and Irreversibility In Groundwater Resource Management *Journal of Environmental Economics and Management*, 29, 149-161(1995)

**Brown, James D.** (2004) “Knowledge, uncertainty and physical geography: towards the development of methodologies for questioning belief” Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, Universiteit van Amsterdam, Royal Geographical Society (with The Institute of British Geographers) 2004

**Langpap e Wu (2004)** “Voluntary conservation of endangered species:when does no regulatory assurance mean no conservation?” *Journal of Environmental Economics and Management* 47 (2004) 435–457

**Gollier, Weikard e Wesseler (2004)** “Introduction: Risk and Uncertainty in Environmental and Resource Economics” *The Journal of Risk and Uncertainty*, 29:1; 5–6, 2004 Kluwer Academic Publishers. Manufactured in The Netherlands.

**Asselt e Rotmans (1996)** “Uncertainty in perspective” *Global Environmental Change*, Vol 6, NO. 2, pp. 121-157, 1996

**Baldursson e Fehr** “Prices vs. Quantities: The Irrelevance of Irreversibility” *Scand. J. of Economics* 106(4), 805–821, 2004

**Yilmaz, Faith** (2001) “Conditional Investment Policy under uncertainty and irreversibility” *European Journal of Operational Research*, 312 (2001) 681-686 Elsevier

## **Considerações Finais**

Findo o trabalho de pesquisa para o tempo e espaço propostos, entremos agora nas considerações finais acerca do tema estudado - mas jamais esgotado, cujo objetivo geral era abordar o estado da ciência e tecnologia por meio de uma revisão da literatura e organização sistemática de autores sobre o tema na avaliação do papel da incerteza e da irreversibilidade para a preservação de bens e serviços advindos da biodiversidade.

Inicialmente, e a fim de aquecer o debate sobre o que é efetivamente a biodiversidade ou diversidade biológica, realizou-se uma análise da evolução do conceito na história e como os diferentes autores a vêem na atualidade. A unidade de medida da biodiversidade parece trazer mais discussões e menos consenso sobre o tema. Apesar dos esforços em convenções internacionais e da tentativa de homogeneizar o termo, ainda parece haver um interesse em não conceituá-lo, principalmente para não limitar seu alcance e para que, sendo flexível, possa contemplar mais ou menos encadeamentos entre espécies, como, por exemplo, a distribuição das espécies com relação à sua abundância relativa e as relações entre ecossistemas com o objetivo de alcançar um entendimento do melhor uso de esforços e recursos.

As principais implicações de conceituar um bem ambiental como a diversidade biológica são as relacionadas ao processo decisório. Embora ainda não se saiba exatamente quais espécies preservar e quais são “descartáveis”, permanece a tentativa de compilar as espécies existentes e tentar compreender suas relações de dependência a fim de garantir futuramente que substâncias hoje incertas possam ser usadas para a melhoria do bem-estar social e da manutenção da vida.

Desta forma, para abordar as relações entre o processo decisório e o conceito de biodiversidade confeccionou-se o capítulo 3. Entendendo o processo decisório como o conjunto de comportamentos, escolhas, acordos, medidas e políticas adotados para decidir entre preservar ou degradar a biodiversidade

conhecida ou a conhecer em prol do desenvolvimento, traçou-se uma correlação entre algumas falhas de mercado e a dificuldade de tomar a decisão. Notadamente, discutimos os bens públicos, a assimetria de informações e a informação imperfeita, que levam as políticas públicas a distanciarem-se da eficiência. As estratégias de conservação dos vários países foi discutida quanto às convenções e termos assinados internacionalmente e como influenciam a formulação de políticas em cada país.

Como foi dito ao longo do capítulo, a diversidade biológica, como recurso natural e bem público por natureza, não possui valor de mercado. Sua valoração embute uma série de incertezas, pois não se sabe quanto valerá no futuro. Como não se sabe o valor das espécies animais e vegetais da diversidade biológica no futuro, pode haver dois comportamentos antagônicos por parte das nações. Ou sua disposição a pagar será menor que o próprio custo de conservar a biodiversidade ou seu valor de quase-opção será elevado levando em conta o princípio da precaução. Supondo, portanto, haver um alto valor de quase-opção para os bens e serviços advindos da diversidade biológica, o princípio da precaução será aplicado.

Como o problema de pesquisa pautava-se na decisão que as diferentes nações devem tomar entre se desenvolver no presente e melhorar o bem-estar de sua população, mas correr o risco de perder biodiversidade relevante para o futuro, e não se desenvolver agora, mas no tempo futuro e preservar a biodiversidade disponível, o tema do valor de quase-opção foi recorrente tendo, inclusive, todo um capítulo dedicado a sua discussão em um lapso temporal de mais de 40 anos de publicações.

O capítulo 4, desta forma, foi dedicado ao estudo de alguns conceitos econômicos de valoração ambiental, o valor econômico total e suas partes integrantes de acordo com a literatura disponível. A disposição a pagar pela biodiversidade foi igualmente discutida em que pese o seu valor no presente e quanto se sabe a seu respeito. Neste caso, como a diversidade biológica é um bem não consensuado em termos de conceituação, ainda não se pode atribuir



assertivas definitivas. Conforme mencionado, ainda não se sabe se existem espécies mais relevantes que outras nos diferentes ecossistemas, mas já se sabe se haverá maiores impactos pela redução de determinadas espécies. Tais fatores influenciam diretamente a disposição a pagar pelo uso futuro da diversidade biológica, além da restrição orçamentária das pessoas e nações, que é o que determina a distribuição dos recursos. Contudo, existe um consenso quanto às escolhas que realizamos para maximizarmos nossa utilidade. Nossas decisões enquanto indivíduos são diferentes de quando as tomamos enquanto coletividade.

Na análise do processo decisório para chegar à maximização do bem-estar da coletividade, consideraram-se dois elementos principais: incerteza e irreversibilidade, que foram discutidos no capítulo 5. A decisão está entre desenvolver e não desenvolver levando em conta os custos e benefícios de preservar e não preservar a biodiversidade. Sabe-se que quando se trata de incerteza, os danos podem ser irreversíveis para a redução de ecossistemas. O importante é definir sobre qual lado está o peso maior do valor econômico total da biodiversidade, se sobre o valor de uso ou se sobre o valor de quase-opção.

A alocação ótima dos recursos em uma economia também depende do grau de incerteza e irreversibilidade envolvidas nas decisões e nas escolhas públicas. A quantidade de informações disponíveis resulta em fator importante para o tomador de decisão. Vimos que os economistas e a ciência como um todo tem melhor apoio quando sabe e pode informar sobre os riscos envolvidos nas fundamentações que levarão a políticas públicas. A incerteza científica, carente do conhecimento perfeito, pode ser reduzida caso haja nova informação, garantindo maior flexibilidade nas decisões.

Tanto a incerteza quanto a irreversibilidade podem ser mitigadas se certos princípios e comportamentos forem adotados. Entre eles, o capítulo 5 abordou o princípio da precaução, conforme definido na Declaração sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento da Conferência Rio 1992 e o *Safe Minimum Standard* (padrão mínimo de segurança) ambos com o objetivo de evitar males futuros, que sejam irreversíveis e, portanto, mais dispendiosos que a preservação. Quanto à

biodiversidade, a maioria das decisões que levam a perda ou redução do número de espécies tem um caráter irreversível, quando a abordagem do SMS pode ser valiosa. O bem-estar econômico depende da renda e do meio-ambiente. Assumindo que a renda advém do capital físico, humano, natural, intelectual e social, e o meio-ambiente do capital natural, a questão é determinar se basta o estoque total de capital ser mantido para se manter o mesmo nível de bem-estar ou se a não- substitutabilidade de um pelo outro pode levar à insustentabilidade. Tal crença traz em si um novo viés ao chamado princípio da precaução, em que a incerteza não seja a motivação para preservação tendo em vista o valor futuro da biodiversidade, mas, pelo contrário, a incerteza de não adicionar valor no futuro é o que incentiva a substituição dos bens que biodiversidade produz no presente.

No mais, sabemos que o desenvolvimento econômico envolve uma mudança de relações entre o meio-ambiente e o ser humano, por esta razão, devemos considerar que tais mudanças podem ser tanto benéficas quanto prejudiciais, se reduzirem os ecossistemas presentes. Entretanto, é importante ressaltar que a degradação do meio ambiente não é uma escolha simples para as nações. A degradação ambiental é muitas vezes causada pela pobreza, já que não resta outra saída, mas explorar os recursos ambientais para garantir a sobrevivência no curto prazo. Não nos esqueçamos, todavia, que a sobrevivência no longo prazo significa a perpetuação de nossa própria espécie.

Sabemos que existe grande destruição de vários recursos naturais não-renováveis, crescimento populacional e conseqüente necessidade de maior produção de alimentos, mas há também que se considerar que o progresso técnico advindo o uso dos recursos ambientais é a bula para a sobrevivência da raça humana. A biodiversidade retém em si tal bula, mas é preciso mais pesquisa para que possamos continuar nossa exploração hoje sem perder no futuro. O futuro precisa estar garantido para as próximas gerações. A manutenção da biodiversidade pode garantir a manutenção da produtividade de atividades econômicas advindas dos recursos vivos, pode servir de garantia para novas descobertas a fim de dar chance a gerações futuras de desvendar curas para

doenças ou descobrir novos organismos e terem tempo de continuar pesquisas já iniciadas ou iniciar novas e pode trazer benefícios intangíveis advindos de usos não relacionados ao consumo (apreciar paisagens, por exemplo).

A equidade intergerações é um ponto para muito debate hoje e futuramente. A sustentabilidade das economias é imperativa para que isto ocorra. Ser humano e natureza precisam manter uma relação harmônica, contando sempre os custos e os benefícios de cada ação de degradação e preservação, para que a espécie *homo sapiens* perdure.